



HAL
open science

Volet "écosystèmes agricoles" de l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques

Olivier Therond, Muriel Tichit, Anaïs Tibi, Francesco Accatino, Luc Biju-Duval, Christian Bockstaller, David Bohan, Thierry Bonaudo, Maryline Boval, Eric Cahuzac, et al.

► **To cite this version:**

Olivier Therond, Muriel Tichit, Anaïs Tibi, Francesco Accatino, Luc Biju-Duval, et al.. Volet "écosystèmes agricoles" de l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques. [0] INRA. 2017, pp.966. hal-02791232

HAL Id: hal-02791232

<https://hal.inrae.fr/hal-02791232v1>

Submitted on 5 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



VOLET "ÉCOSYSTEMES AGRICOLES" DE L'ÉVALUATION FRANÇAISE
DES ÉCOSYSTÈMES ET DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES (EFESE)

RAPPORT SCIENTIFIQUE DE L'ÉTUDE RÉALISÉE PAR L'INRA - NOVEMBRE 2017

Responsables scientifiques :

Olivier Therond – Inra, Laboratoire Agronomie et Environnement

Muriel Tichit – Inra, Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires

Coordinatrice :

Anaïs Tibi – Inra, Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes

Directeur de la publication :

Bertrand Schmitt - Inra, Directeur de la Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes

Contacts :

Olivier Therond : olivier.therond@inra.fr

Anaïs Tibi : anaïs.tibi@inra.fr

Muriel Tichit : muriel.tichit@agroparistech.fr

Pour citer ce document :

Therond O. (coord.), Tichit M. (coord.), Tibi A. (coord.), Accatino F., Biju-Duval L., Bockstaller C., Bohan D., Bonaudo T., Boval M., Cahuzac E., Casellas E., Chauvel B., Choler P., Constantin J., Cousin I., Daroussin J., David M., Delacote P., Derocles S., De Sousa L., Domingues Santos J.P., Dross C., Duru M., Eugène M., Fontaine C., Garcia B., Geijzendorffer I., Girardin A., Graux A-I., Jouven M., Langlois B., Le Bas C., Le Bissonnais Y., Lelièvre V., Lifran R., Maigné E., Martin G., Martin R., Martin-Laurent F., Martinet V., McLaughlin O., Meillet A., Mignolet C., Mouchet M., Nozières-Petit M-O., Ostermann O.P., Paracchini M.L., Pellerin S., Peyraud J-L., Petit-Michaut S., Picaud C., Plantureux S., Poméon T., Porcher E., Puech T., Puillet L., Ramonilaza T., Raynal H., Resmond R., Ripoche D., Ruget F., Rulleau B., Rusch A., Salles J-M., Sauvant D., Schott C., Tardieu L. (2017). *Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques*. Rapport d'étude, Inra (France), 966 pages.

Le présent document constitue le rapport scientifique d'une étude co-subsventionnée par le Ministère de la Transition Energétique et Solidaire (MTES) sur le programme 217, action 01, sous-action 04, et sur le programme 113, action 7.

Le rapport a été élaboré par le groupe de travail sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou par l'Inra, et validé par les responsables scientifiques de l'étude. Son contenu n'engage que la responsabilité de ses auteurs.



**Délégation à l'Expertise scientifique collective
à la Prospective et aux Etudes (DEPE)**

Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles

Une contribution au programme EFESE

Rapport scientifique de l'étude menée par l'Inra
de novembre 2014 à mars 2017

Coordination : Olivier Therond, Muriel Tichit, Anaïs Tibi (Inra)

Version finale - Novembre 2017

Plan du rapport

Préambule	5
Partie 1. Présentation de l'écosystème	13
Chapitre 1. Définition de l'écosystème	15
1.1. Périmètre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles	18
1.2. Sources de données permettant de caractériser les agroécosystèmes français	19
1.3. Zonages existants des agroécosystèmes français	23
1.4. Typologies des agroécosystèmes	25
Chapitre 2. Place de cet écosystème en France, cartographie et interfaces avec d'autres écosystèmes	31
2.1. Délimitation de l'emprise spatiale des écosystèmes agricoles sur le territoire français	34
2.2. Importance des écosystèmes agricoles dans la surface physique par rapport aux autres types d'écosystèmes	36
Chapitre 3. Fonctionnement de l'écosystème et biodiversité	37
3.1. Fonctionnement des écosystèmes agricoles et conséquences pour l'évaluation des biens et des SE qu'ils fournissent	40
3.2. Biodiversité et services écosystémiques dans les écosystèmes agricoles	64
Partie 2. Etat et tendances d'évolution	89
Introduction	93
Chapitre 5. Indicateurs d'état et de fonctionnement	97
5.1. Couverts végétaux gérés	100
5.2. Auxiliaires des cultures	117
5.3. Abondance et diversité de la méso et macro faune du sol	118
5.4. Abondance et diversité des communautés microbiennes du sol	122
5.5. Matière organique du sol	126
5.6. Matrice paysagère	128
Chapitre 6. Facteurs de changement directs et indirects	149
6.1. Traitements phytosanitaires	155
6.2. Pratiques de fertilisation azotée	169
6.3. Travail du sol : évolution de la pratique de non labour	182
6.4. Irrigation	187
6.5. Climat	189
Annexes de la Partie 2	223

Partie 3. Fonctions écologiques, biens et services écosystémiques, patrimoine naturel	233
Introduction	235
Chapitre 8. Services de régulation et fonctions écologiques	263
8.1. Pollinisation des espèces cultivées	267
8.2. Régulation des graines d'adventices	293
8.3. Régulation des insectes ravageurs	311
8.4. La contribution des sols aux services écosystémiques rendus par les écosystèmes	335
8.5. Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	349
8.6. Capacité de structuration du sol	377
8.7. Capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau	385
8.8. Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	421
8.9. Fourniture d'autres nutriment et oligoéléments aux plantes cultivées	449
8.10. Atténuation naturelle des pesticides par les sols	459
8.11. Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD	469
8.12. Régulation du climat global par atténuation des GES et stockage de carbone	491
Annexes du chapitre 8. Notes techniques	523
Chapitre 9. Services culturels et récréatifs	667
9.1. Services récréatifs sans prélèvement	671
9.2. Services récréatifs avec prélèvements	685
Chapitre 10. Biens produits par l'écosystème	691
10.1. Production de bien végétaux à partir des plantes cultivées	697
10.2. Production de fourrages par les surfaces en herbe	765
10.3. Production de plantes sauvages à d'autres fins que les fourrages	797
10.4. Production de biens animaux	803
Annexes du chapitre 10. Notes techniques	827
Partie 4. Interactions entre services	895
Chapitre 12. Identification des bouquets de services clés	897
12.1. Introduction à l'évaluation des bouquets de SE fournis par les écosystèmes agricoles	900
12.2. Les méthodes d'identification et d'analyse des bouquets et des interactions	903
12.3. Méthodologie d'évaluation proposée	912
12.4. Illustration de quelques résultats et des principaux outils de visualisation	916
12.5. Contraintes et limites d'une approche bouquet de SE	924
Annexe. Note technique pour l'évaluation des bouquets de services	931
Chapitre 13. Interactions et synergies entre services	947
13.1. Synthèse des interactions directes et indirectes entre SE	950
13.2. Perspectives de recherche	954
Perspectives de recherche générales	957

Préambule

• Contexte et nature de la demande d'étude

Si la notion de « service rendu par la nature » est manipulée de façon implicite depuis la deuxième moitié du XIX^e siècle, le terme a réellement été introduit en 1970, dans le rapport de l'étude SCEP (*Study of Critical Environmental Problems*) conduite par le Massachusetts Institute of Technology, première étude d'envergure visant à attirer l'attention sur les impacts environnementaux globaux des activités humaines. Le concept a été popularisé au début des années 2000 par l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (*Millennium Ecosystem Assessment – MEA*) commandée par le Secrétaire Général de l'ONU en 2000, dont l'objectif était d'évaluer, sur des fondements scientifiques, l'ampleur et les conséquences des modifications subies par les écosystèmes dont dépendent la survie et le bien-être humain.

Dès 2009, la France a étudié la possibilité de décliner ce travail plus finement à l'échelle de son territoire. Le programme Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE¹), initié en 2012 par le ministère en charge de l'Environnement, vise à apporter des éléments s'inscrivant dans les objectifs d'Aichi et de l'Agenda 2030 (voir Encadré 1) relatifs à la conservation et à l'utilisation durable des écosystèmes. En particulier, l'EFESE vise à construire des outils d'évaluation des services écosystémiques rendus par les différents types d'écosystèmes pour sensibiliser les acteurs aux valeurs de la biodiversité et à éclairer les processus de planification nationaux et locaux de développement. Ce programme poursuit également l'objectif d'intégrer les valeurs de la biodiversité dans les systèmes de comptabilité. Le périmètre de l'EFESE s'étend à l'ensemble des écosystèmes terrestres et marins de France métropolitaine et d'Outre-mer répartis en six grands types d'écosystèmes faisant l'objet d'études thématiques : les écosystèmes forestiers ; les écosystèmes agricoles ; les écosystèmes urbains ; les milieux humides ; les milieux marins et littoraux ; les zones rocheuses et de haute montagne.

C'est dans ce contexte que le ministère en charge de l'Environnement (*via* le Commissariat général au développement durable – CGDD – et la Direction de l'eau et de la biodiversité – DEB) a sollicité l'Inra au début de l'année 2014 pour réaliser le volet « écosystèmes agricoles » de l'EFESE. La réponse de l'Inra à cette sollicitation a pris la forme d'une étude coordonnée par la Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études (DEPE) de l'Inra, conjointement soutenue par le métaprogramme EcoServ² (lancé par l'Inra en 2013 et dédié à la production de connaissances sur le fonctionnement des espaces agricoles et forestiers en vue d'éclairer l'élaboration de politiques prenant mieux en compte la diversité des services écosystémiques).

L'objectif de la présente étude est de décrire les mécanismes et les déterminants d'une gamme de services écosystémiques identifiés par le collectif d'experts, puis de procéder à leur évaluation biophysique et économique à l'échelle nationale, à la résolution spatiale la plus fine possible, à l'aide d'indicateurs également définis dans le cadre de l'étude. Cette étude doit également contribuer à construire un système d'information pérenne pour l'évaluation des écosystèmes agricoles et des services écosystémiques associés, piloté, et mis à disposition de la communauté scientifique. En conséquence l'ensemble des méthodes d'évaluation proposées et mises en œuvre par le collectif experts dans le temps imparti à l'étude ont été conçues de façon à être traçables et reproductibles.

Notons que l'étude ne fournit pas d'avis ni de recommandations, ni de réponses pratiques aux questions qui se posent aux gestionnaires. Elle réalise un état des connaissances scientifiques sur la fourniture des services écosystémiques par les écosystèmes agricoles français, réalise une analyse critique des méthodes d'évaluation existantes, et en propose de nouvelles. Elle identifie également les problématiques peu renseignées et pour lesquelles des travaux complémentaires semblent prioritaires.

¹ <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/evaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques>

² <http://www.ecoserv.inra.fr/>

Encadré 1. Contexte international de l'évaluation des services écosystémiques

A l'échelle mondiale

Adoptée lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992, la Convention sur la diversité biologique (CDB) est considérée comme le document clé relatif au développement durable. Son objectif est de développer des stratégies nationales pour la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique. En octobre 2010, les Parties à la CDB ont adopté le nouveau « Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 » pour la planète, également intitulé « Objectifs d'Aichi ». Ce plan vise à ce que, d'ici 2050, « *la diversité biologique soit valorisée, conservée, restaurée et utilisée avec sagesse, en assurant le maintien des services rendus par les écosystèmes, en maintenant la planète en bonne santé et en procurant des avantages essentiels à tous les peuples* ».

Par ailleurs, l'ONU a adopté en 2015 l'Agenda 2030, rassemblant les 17 Objectifs de développement durable (ODD) établis par les États membres des Nations unies et qui sont rassemblés dans l'Agenda 2030. Ces objectifs intègrent l'ensemble des conditions jugées nécessaires à l'atteinte d'un développement durable au niveau mondial, et abordent notamment **la conservation et l'utilisation durable des écosystèmes**.

En parallèle, une proposition de **classification internationale commune des services écosystémiques** (*Common International Classification for Ecosystem Services – CICES*³) a vu le jour en 2009. La CICES a été développée dans le cadre des travaux conduits à l'initiative de l'Agence européenne pour l'environnement et de la Commission de statistique de l'ONU visant à réviser le système international de comptabilité environnementale (*System of Integrated Environmental and Economic Accounting – SEEA*).

A l'échelle européenne

Suite au MEA, et en réponse à la CDB, l'Union européenne s'est dotée en 2011 d'une stratégie visant à enrayer la perte de biodiversité à l'horizon 2020. Cette « Stratégie de la biodiversité pour 2020 » s'articule autour de six objectifs, le 2^e appelant les États membres à réaliser, avec l'appui de la Commission, sur leur territoire national une **cartographie et une évaluation de l'état des écosystèmes et des services écosystémiques** qu'ils rendent. Un groupe de travail dédié a été constitué en 2013 – le *Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services (MAES)* –, sa première action a été d'accompagner le développement d'un cadre d'analyse dont les États membres puissent se saisir afin que les diverses évaluations soient réalisées en cohérence. Le programme MAES s'est saisi de la classification CICES comme typologie de référence des services écosystémiques.

• Organisation de l'étude Inra EFESE-écosystèmes agricoles

L'étude est conduite par une équipe projet de la DEPE dans le respect des principes de travail établis par l'Inra pour l'expertise scientifique collective, dont l'exercice d'étude est un dérivé (voir Encadré 2). L'étude s'est organisée en deux grandes phases :

- dans un premier temps (novembre 2014 – septembre 2015), les experts ont collecté et analysé la littérature scientifique internationale afin de stabiliser un cadre d'analyse opérationnel pour la spécification et l'évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles, d'identifier la liste des services écosystémiques à instruire, et de proposer des méthodes d'évaluation de ces services écosystémiques ;
- dans un second temps (septembre 2015 – mars 2017), les méthodes identifiées précédemment ont été mises en œuvre sur des données françaises, et les experts ont réalisé l'analyse et l'interprétation des résultats obtenus.

Le **groupe de travail « EFESE-EA »** est composé d'un collectif pluridisciplinaire d'experts scientifiques et d'une équipe projet ad hoc (voir Encadré 3).

Une quarantaine d'experts et de contributeurs scientifiques d'origines institutionnelles diverses (Inra, CNRS, MNHN, établissements d'enseignement supérieur, Fondation Tour du Valat, JRC) aux compétences disciplinaires complémentaires (écologie, agronomie, hydrologie, zootechnie, économie, etc.) ont été mobilisés pour réaliser ce travail, dont l'ingénierie de données a été réalisée en grande majorité par les équipes de l'Inra, avec l'appui de l'ODR. Ce collectif était présidé par deux responsables scientifiques qui en ont guidé les réflexions et donné les orientations scientifiques du travail. La liste des membres du groupe de travail figure en dernière page du présent document.

L'équipe projet de l'étude « EFESE-EA » a été nommée par la DEPE. Elle est chargée de la coordination globale de l'étude et est garante de sa conduite dans le respect des principes de travail appliqués par l'Inra.

³ <https://cices.eu/resources/>

Encadré 2 : Principes et méthodes de travail des exercices conduits par la DEPE

La présente étude a été réalisée par l'Inra, en adoptant les principes et la méthode établis par la Délégation à l'expertise collective, à la prospective et aux études (DEPE) de l'Inra pour la conduite des Expertises scientifiques collectives (ESCO).

L'expertise scientifique en appui aux politiques publiques

L'activité d'ESCO développée depuis 2002 à l'Inra se définit comme une activité d'analyse et d'assemblage de connaissances produites dans des champs très divers du savoir et pertinentes pour éclairer l'action publique. Elle vise à mettre en évidence les acquis scientifiques, les points d'incertitudes, les lacunes et les éventuelles questions faisant l'objet de controverses scientifiques. L'activité institutionnelle d'ESCO est désormais bien formalisée à l'Inra (cf. infra) et dans l'ensemble des organismes de recherche qui la pratiquent, et fait l'objet d'une charte nationale signée en 2011.

La DEPE conduit et coordonne également des études, exercices qui prolongent la démarche d'ESCO en incluant un volet de traitement et d'assemblage de données existantes (analyses statistiques, calculs, simulations à l'aide de modèles existants, méta-analyses...), fondé sur une analyse des connaissances scientifiques publiées.

Les opérations d'ESCO et d'étude sont conduites dans le respect d'une charte Inra de l'Expertise Scientifique Institutionnelle et dans les procédures de travail de la DEPE, qui énoncent des principes dont le respect garantit la robustesse des argumentaires produits : compétence et pluralité des experts, impartialité (qui repose sur l'examen des déclarations d'intérêt des experts par le comité de déontologie de l'Inra), transparence concernant la méthodologie suivie et la traçabilité des actions et moyens mis en œuvre au cours de l'opération.

Définition et fonctionnement de l'ESCO

Le périmètre et les questions structurant l'exercice sont établis conjointement par l'Inra et les commanditaires en début d'exercice.

Le **groupe de travail** d'une ESCO ou d'une étude s'articule autour de deux entités : un collectif pluridisciplinaire d'experts scientifiques et techniques présidé par des pilotes scientifiques, et une équipe projet.

Les experts scientifiques sont des chercheurs et ingénieurs issus de divers organismes publics de recherche, identifiés par l'Inra sur la base de leurs publications (attestant de leurs compétences disciplinaires). Ils extraient de la littérature académique internationale les éléments pertinents pour l'action publique, les complètent par des traitements et assemblages de données dans le cas des études, et rédigent collectivement un rapport. Si nécessaire, des experts techniques (également issus d'organismes publics de recherche) complètent le collectif pour réaliser les opérations calculatoires incluses dans les études. Les pilotes scientifiques (en général en binôme), fixent les orientations scientifiques de l'étude, animent la production collective et pluridisciplinaire, vérifient la robustesse et la cohérence scientifique des résultats produits par les experts.

L'équipe projet est responsable de la coordination générale du projet dans le respect des méthodes et procédures établies par la DEPE. Les experts scientifiques sont responsables du contenu rapport et des conclusions de l'exercice.

Un **Comité de suivi**, animé par la DEPE, est mis en place dès le démarrage des travaux. Il assure l'interface entre le groupe de travail et les commanditaires et veille au bon déroulement des travaux. Il est composé des représentants des commanditaires, de l'Inra en tant qu'institut porteur et de ses éventuels partenaires.

Le Comité de suivi n'a pas mission à valider le contenu des livrables de l'exercice, mais il est consulté au sujet de la pertinence des livrables vis-à-vis des questions qui ont motivé la commande. Le groupe de travail reste juge des suites à donner aux remarques et suggestions formulées.

Un **Comité consultatif d'acteurs**, animé par la DEPE, est également mis en place dans le but d'informer les parties prenantes des orientations et des conclusions de l'exercice, et de recueillir les préoccupations, intérêts et questionnements des acteurs au sujet de l'opération en cours. Il vise donc à réunir des représentants de tous les acteurs de la société susceptibles d'être concernés par les conclusions de l'exercice et d'en utiliser les résultats : instances des ministères intéressées par l'ESCO ou par l'étude sans en être commanditaires, Agences françaises, associations environnementales ou de consommateurs, collectivités locales, organisations professionnelles, acteurs économiques des filières agro-alimentaires, Groupements d'intérêt scientifique...

Encadré 3. Composition du groupe de travail « EFESE-écosystèmes agricoles »**Animation**

Olivier Therond, Inra – UMR1132 - LAE "Laboratoire Agronomie et Environnement" : *Co-pilote scientifique*

Anaïs Tibi, Inra – UAR1241 DEPE "Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes" : *Coordinatrice de l'étude*

Muriel Tichit, Inra - UMR148 SADAPT "Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires" : *Co-pilote scientifique*

Ingénierie transversale et intégration des données dans un système d'information "services écosystémiques"

Eric Cahuzac (responsable), Inra – US0685 ODR "Observatoire des Programmes Communautaires de Développement Rural".

Annette Girardin, ex-Inra – UAR1241 DEPE "Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes".

Anne Meillet, Inra – US0685 ODR "Observatoire des Programmes Communautaires de Développement Rural".

Thomas Poméon, Inra – US0685 ODR "Observatoire des Programmes Communautaires de Développement Rural".

Experts coordinateurs

En italique : nom du service écosystémique dont l'expert a coordonné l'analyse

* : experts ayant également participé à l'ingénierie de données

Yves Le Bissonnais, Inra – UMR1221 LISAH "Laboratoire d'étude des Interactions Sol – Agrosystème – Hydrosystème" : *Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion*

David Bohan, Inra – UMR1347 "Agroécologie " : *Régulation des graines d'adventices*

Philippe Choler, CNRS – UMR5553 LEA "Laboratoire d'Ecologie Alpine" : *Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion*

Julie Constantin*, Inra – UMR1248 AGIR "Agroécologie, innovations, territoires" : *Régulation de la qualité de l'eau*

Isabelle Cousin, Inra – UR0272 SOLS "science du sol" : *Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées, Stockage et restitution de l'eau*

Maia David, AgroParisTech – UMR0210 ECO-PUB "Economie Publique" : *Evaluation économique des services écosystémiques*

Philippe Delacote, Inra – UMR0356 LEF "Laboratoire d'Economie Forestière" : *Evaluation économique des services écosystémiques*

Michel Duru, Inra – UMR1248 AGIR "AGroécologie, Innovations, territoires" : *Biens agricoles végétaux*

Magali Jouven, Montpellier SupAgro – UMR0868 SELMET "Systèmes d'Elevage Méditerranéens et Tropicaux" : *Biens agricoles animaux*

Fabrice Martin-Laurent, Inra – UMR1347 "Agroécologie" : *Atténuation naturelle des pesticides par les sols*

Vincent Martinet, Inra – UMR0210 ECO-PUB "Economie Publique" : *Evaluation économique des services écosystémiques*

Maud Mouchet*, MNHN – UMR7204 CESCO "Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation" : *Analyse des bouquets de services*

Sylvain Pellerin, Inra – UMR1391 ISPA "Interaction Sol Plante Atmosphère " : *Régulation du climat global*

Sylvain Plantureux, U. de Lorraine – UMR1132 LAE "Laboratoire Agronomie et Environnement" : *Biens agricoles végétaux*

Emmanuelle Porcher, MNHN – UMR7204 CESCO "Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation" : *Pollinisation*

Laurence Puillet*, Inra – UMR791 MoSAR "Modélisation Systémique Appliquée aux Ruminants" : *Biens agricoles animaux*

Tina Rambonilaza, Irstea – "Environnement, Territoire, Infrastructure" : *Evaluation économique des services écosystémiques*

Bénédicte Rulleau, u. Versailles St Quentin/Irstea – EA4455 CEARC "Cultures, Environnements, Arctique, Représentations, Climat" : *Evaluation économique des services écosystémiques*

Adrien Rusch, Inra – UMR 1065 SAVE "Santé et Agroécologie du Vignoble" : *Régulation des insectes ravageurs des cultures*

Jean-Michel Salles, CNRS – UMR1135 LAMETA "Laboratoire Montpellierain d'Économie Théorique et Appliquée" : *Evaluation économique des services écosystémiques*

Léa Tardieu, Inra – UMR0356 LEF "Laboratoire d'Economie Forestière" : *Evaluation économique des services écosystémiques*

Contributeurs scientifiques : Membres du groupe de travail qui ont contribué à la rédaction ou aux réflexions qui ont déterminé la manière d'aborder les questions ou de les structurer.

* : contributeurs ayant également participé à l'ingénierie de données

Francesco Accatino*, Inra – UMR148 SADAPT "Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires"

Christian Bockstaller, Inra – UMR1132 - LAE "Laboratoire Agronomie et Environnement"

Thierry Bonaudo, AgroParisTech – UMR148 SADAPT "Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires"

Maryline Boval*, Inra – UMR791 MoSAR "Modélisation Systémique Appliquée aux Ruminants"

Bruno Chauvel, Inra – UMR1347 "Agroécologie"

Maguy Eugène*, Inra – UMR1213 UMRH "Unité Mixte de Recherche sur les Herbivores"

Colin Fontaine*, CNRS – UMR7204 CESCO "Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation"

Ilse Geijzendorffer, Tour du Valat

Anne-Isabelle Graux*, Inra – UMR1348 PEGASE "Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage"

Barbara Langlois, Inra – UMR0210 ECO-PUB "Economie Publique"

Robert Lifran, retraité, ex-Inra

Gabrielle Martin*, CNRS – UMR7204 CESCO "Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation"

Orla McLaughlin, Inra – UMR1347 "Agroécologie"

Catherine Mignolet, Inra – UR0055 ASTER "Agro-Systèmes Territoires Ressources Mirecourt"

Marie-Odile Nozières-Petit, Inra – UMR0868 SELMET "Systèmes d'Elevage Méditerranéens et Tropicaux"

Ole P. Ostermann, Joint Research Centre (JRC) de la Commission Européenne

Maria Luisa Paracchini, Joint Research Centre (JRC) de la Commission Européenne

Jean-Louis Peyraud, Inra – UMR1348 PEGASE "Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage"

Sandrine Petit-Michaut, Inra – UMR1347 "Agroécologie"

Thomas Poméon*, Inra – US0685 ODR "Observatoire des Programmes Communautaires de Développement Rural"

Françoise Ruget, Inra – UMR1114 EMMAH "Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes"

Daniel Sauvart*, Inra – UMR791 MoSAR "Modélisation Systémique Appliquée aux Ruminants"

Céline Schott*, Inra – UR0055 ASTER "Agro-Systèmes Territoires Ressources Mirecourt"

Ingénierie de données : Membres du groupe de travail qui ont participé à la collecte, la gestion et le traitement des données, en appui aux experts et aux contributeurs scientifiques

Luc Biju-Duval, Inra – UMR1347 Agroécologie

Eric Casellas, Inra – UR0875 MIAT "Mathématiques et Informatique Appliquées Toulouse"

Joël Daroussin, Inra – UR0272 SOLS " science du sol"

Laetitia De Sousa, ex Inra – UAR1241 DEPE "Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes"

Stéphane Derocles, Inra – UMR1347 Agroécologie

Camille Dross, Inra – UMR148 SADAPT "Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires"

Benoît Garcia, Inra – US0685 ODR "Observatoire des Programmes Communautaires de Développement Rural"

Christine Le Bas, Inra – US1106 "INFOSOL"

Virginie Lelièvre, Inra – Département Environnement et Agronomie

Elise Maigné, Inra – US0685 ODR "Observatoire des Programmes Communautaires de Développement Rural"

Raphaël Martin, Inra – UMR0874 UREP "Unité Mixte de Recherche sur l'Ecosystème Prairial"

Calypso Picaud, Inra – UR0055 ASTER "Agro-Systèmes Territoires Ressources Mirecourt"

Thomas Puech, Inra – UR0055 ASTER "Agro-Systèmes Territoires Ressources Mirecourt"

Hélène Raynal, Inra – UR0875 MIAT "Mathématiques et Informatique Appliquées Toulouse"

Rémi Resmond, Inra – UMR1348 PEGASE "Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage"

Dominique Ripoché, Inra – US1116 "AGROCLIM"

Joao Pedro Domingues Santos, Inra - UMR148 SADAPT "Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires"

Equipe projet de la Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes

Marc-Antoine Caillaud : Appui à l'organisation du colloque

Kim Girard : Gestion logistique et financière

Annette Girardin : Appui à la gestion de projet

Olivier Réchauchère : Suivi du projet

Anaïs Tibi : conduite de projet, rédaction de la synthèse et du résumé, coordination éditoriale

Dans l'objectif de leur utilisation et actualisation future, la capitalisation et la structuration des données d'évaluation des SE acquises dans le cadre de l'étude est l'un des enjeux de la présente étude. L'intégration de ces données dans un système d'information pérenne hébergé à l'US ODR de l'Inra est placée sous la responsabilité d'un pilote « gestion de données ».

Un **Comité de suivi « EFESE-EA »** spécifique à l'étude s'est réuni cinq fois pour suivre l'avancement de l'opération. Il rassemble :

- les représentants des commanditaires : le MEEM, et le directeur du métaprogramme EcoServ ;
- un représentant de l'Inra : le directeur scientifique Environnement ;
- le directeur de la DEPE ;
- les représentants du groupe de travail « EFESE-EA » : l'équipe projet, les pilotes scientifiques et le pilote « gestion de données ».

Un **Comité consultatif d'acteurs « EFESE-EA »** s'est également réuni à trois reprises. Y étaient conviés des représentants : des ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, des collectivités territoriales, des acteurs de la gestion et de l'aménagement du territoire, des organisations professionnelles, des acteurs de la protection de l'environnement, ainsi que de deux groupements d'intérêt scientifiques et de l'IPBES.

L'ensemble des informations produites durant l'étude sont consignées dans le présent **rapport scientifique de l'étude** rédigé par les experts, transmis aux commanditaires de l'étude en avril 2017, et mis en ligne sur le site internet de l'Inra⁴ en novembre 2017. Un **document de synthèse** a été rédigé sous la coordination de la DEPE à partir de ce rapport entre mai et octobre 2017. La synthèse, à destination d'un public non spécialiste de la thématique des services écosystémiques, vise à donner une vision globale des résultats de l'étude et constitue une clef de lecture du rapport scientifique, premier livrable de l'étude.

• **Choix de priorisation adoptés par le groupe de travail EFESE-écosystèmes agricoles**

L'ambition de l'étude Inra "EFESE-EA" est de décrire les mécanismes et déterminants de la fourniture des services écosystémiques par les écosystèmes agricoles sur la base d'une revue des connaissances existantes, et de procéder à leur évaluation à l'échelle nationale sur la base d'indicateurs définis dans le cadre de l'étude. L'organisation du travail, telle que prévue en début d'étude, se voulait séquentielle :

- (1) identification et spécification biophysiques d'une liste de biens agricoles et services écosystémiques ;
- (2) évaluation biophysique : quantification du niveau de fourniture des biens et services identifiés à l'étape (1)
- (3) évaluation économique : quantification de la valeur économique des services (le plus souvent dans une unité monétaire)

Dans le temps imparti à l'étude, le collectif d'experts a donné la priorité aux volets biophysiques (1) et (2) afin :

- d'instruire de façon robuste la conceptualisation des biens et services (volet 1) : ce travail constitue un front de recherche actuel, associé à une littérature académique abondante mais parfois non stabilisée, que le collectif d'experts s'est attaché à analyser de façon à proposer des choix de conceptualisation argumentés ;
- de pousser au maximum l'exercice d'évaluation biophysique (volet 2) dans le cadre de la demande initiale formulée par le MEEM : cartographier la production d'un large panel de biens agricoles et les SE rendus par les écosystèmes agricoles à la résolution spatiale la plus fine possible, et à l'échelle France entière. A noter que le présent exercice ne constituant pas un projet de recherche mais bien une étude institutionnelle Inra (au sens des procédures DEPE), l'ensemble des évaluations développées dans le présent rapport est réalisée à partir de données existantes, aucun travail d'expérimentation visant à acquérir de nouvelles données de terrain n'ayant été conduit.

⁴ <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes>

Il résulte de ce choix de priorisation que :

- le volet d'évaluation économique (3) est initié pour quelques SE mais peu développé en comparaison des volets (1) et (2) ;
- tout en veillant à élaborer des méthodologies d'évaluation biophysiques traçables et robustes, les experts ont pris le parti de proposer des méthodologies plus exploratoires pour quelques SE pour lesquels les données actuelles ne permettent pas d'évaluer directement le niveau de fourniture à l'échelle France entière : dans ces cas particuliers (signalés explicitement dans les sections du rapport dont ils font l'objet), les méthodologies ont été mises en œuvre jusqu'à la réalisation des cartographies dans le but de donner à voir le potentiel qu'offrent ces méthodologies et la nature des résultats qu'elles peuvent produire sous condition de leur validation France entière, plutôt que dans le but d'interpréter pour eux-mêmes les résultats obtenus. Les experts se sont alors particulièrement attachés à relativiser les résultats quantitatifs ainsi produits, et à accompagner les cartographies d'un descriptif détaillé des protocoles de validation qu'il faudrait mettre en œuvre dans les suites de l'étude pour stabiliser et valider ces méthodologies exploratoires. Ce parti pris du groupe de travail EFESE-écosystèmes agricoles est compatible avec l'objectif poursuivi dans le programme EFESE, qui se donne pour objectif de produire un guide méthodologique pour l'évaluation des biens et SE en en pointant les limites, difficultés, précautions et améliorations possibles associées à chacune des pistes avancées.

Partie 1.

Présentation de l'écosystème

Chapitre 1. Définition de l'écosystème	15
Chapitre 2. Place de cet écosystème en France, cartographie et interfaces avec d'autres écosystèmes	31
Chapitre 3. Fonctionnement de l'écosystème et biodiversité	37

Chapitre 1.

Définition de l'écosystème

Auteurs = Thomas Poméon, Catherine Mignolet, Céline Schott

Sommaire

Introduction	18
1.1. Périmètre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.....	18
1.2. Sources de données permettant de caractériser les agroécosystèmes français	19
1.2.1. CORINE Land Cover	19
1.2.2. Les enquêtes Teruti et Teruti-Lucas.....	19
1.2.3. La Statistique agricole annuelle	20
1.2.4. Le Recensement agricole.....	20
1.2.5. Le Registre parcellaire graphique	20
1.2.6. Les enquêtes Pratiques culturales	21
1.3. Zonages existants des agroécosystèmes français.....	23
1.3.1. Découpage du territoire en Régions et Petites Régions Agricoles.....	23
1.3.2. Grandes régions d'élevage (zonage de l'Institut de l'élevage)	23
1.3.3. Régions Fourragères	24
1.4. Typologies des agroécosystèmes.....	25
1.4.1. Approche par les orientations techniques des exploitations agricoles.....	25
1.4.2. Segmentation Arvalis	27
1.4.3. Approche retenue pour l'évaluation des mesures agroenvironnementales menée en 2008	27
Références bibliographiques citées dans le chapitre 1	29

Introduction

La terminologie « écosystème agricole » a été retenue pour désigner l'écosystème objet de cette étude. Le terme « agroécosystème » est utilisé pour désigner le système dans lequel l'écosystème agricole est en interaction avec le sous-système socio-économique de l'exploitation agricole.

Après avoir précisé le périmètre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, le chapitre 1 présente les principales couches d'information disponibles à l'échelle française, mobilisables pour caractériser les agroécosystèmes français et quantifier le niveau de fourniture des SE rendus par les écosystèmes agricoles. Il présente également les zonages et typologies des agroécosystèmes français les plus fréquemment utilisés (que ce soit dans des objectifs de planification et d'évaluation des politiques publiques liées à l'agriculture, à l'environnement et à l'aménagement des territoires, dans le cadre d'expertises, de travaux de recherches...), et remobilisés dans la suite de l'étude.

1.1. Périmètre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles

L'écosystème agricole est identifié dans l'étude comme le compartiment biophysique support de la production agricole. Il est inscrit dans une matrice paysagère et, au sein de celle-ci, est en interaction avec d'autres écosystèmes (ex. forestiers, aquatiques). L'EFESE vise à évaluer les SE rendus par les écosystèmes. Aussi, les activités économiques au sein des exploitations et des filières agricoles et d'autres secteurs économiques (ex. activités récréatives) ne relèvent pas du champ de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Tous les écosystèmes agricoles français sont *a priori* concernés par cette étude. Cependant, les écosystèmes exploités pour la viticulture, arboriculture, maraîchage et les écosystèmes agricoles d'Outre-Mer (plantations de bananiers...) n'ont, sauf exception, pas été traités du fait du manque de moyens, de données ou de compétences disciplinaires adaptées dans le groupe d'experts mobilisés pour l'étude. **EFESE-écosystèmes agricoles s'est donc focalisée sur les SE rendus par les écosystèmes de grande culture ou d'élevage (y.c. de polyculture élevage)**. Les écosystèmes agricoles avec présence d'animaux d'élevage sont considérés y compris ceux qui utilisent peu ou pas d'herbe (systèmes ruminants ou monogastriques) soit 95 % de la surface agricole utilisée en France (Cf. section 1.2.2.1). Les surfaces toujours en herbe, ainsi que les landes, estives et autres formations végétales basses sont incluses dans l'étude dès lors qu'elles sont principalement utilisées pour l'agriculture (production végétale ou animale).

Les espaces ouverts non exploités par l'agriculture (tels que les friches, les terres agricoles abandonnées et les prairies qui ne sont plus exploitées) sont exclus du champ de l'étude, car ils ne sont pas ou plus un écosystème agricole *sensu stricto*. Les terres agricoles mises en jachères sont prises en compte dans le champ de l'étude, car elles restent incluses dans la rotation parcellaire. Les surfaces à caractère à la fois "agricole" et "forestier" sont incluses si elles sont majoritairement à caractère agricole, incluant l'agroforesterie. Les éléments semi-naturels du paysage tel que les haies, lisières et arbres isolés sont également pris en compte, dès lors qu'ils se situent dans l'emprise géographique des exploitations agricoles.

Les espaces ouverts non exploités par l'agriculture, semi-naturels ou forestiers composant la matrice paysagère dans laquelle les écosystèmes agricoles sont inscrits, sont néanmoins pris en compte dans la description et l'évaluation des SE dès lors qu'ils contribuent à la fourniture de ces SE. Par ailleurs, un paysage peut renvoyer à plusieurs écosystèmes (agricoles pour les pâtures, montagnard pour les falaises, aquatiques pour les cours d'eau, etc.). Etudier les SE en décomposant ce paysage par écosystème pose des problèmes méthodologiques, notamment pour étudier les services culturels. L'évaluation de certains SE peut donc nécessiter de considérer l'ensemble d'un paysage (ou territoire) ainsi que les interactions et imbrications entre les écosystèmes qui le composent.

1.2. Sources de données permettant de caractériser les agroécosystèmes français

La présentation des principales sources de données disponibles pour la France entière et permettant de décrire les agroécosystèmes est réalisée ici. Ces sources permettent de caractériser différents aspects des agroécosystèmes : superficies des écosystèmes agricoles, nature de l'occupation du sol, caractéristiques des systèmes de culture et d'élevage, pratiques agricoles...

1.2.1. CORINE Land Cover

CORINE Land Cover¹ (CLC) est un inventaire géoréférencé d'occupation des sols produit à partir de l'interprétation d'images satellites² pour l'ensemble de l'Europe. L'année de référence de CLC est 1990. Des mises à jour ont été produites en 2000, 2006, et 2012. CLC cartographie l'emprise géographique de 44 classes d'occupation du sol (dont 11 classes de « territoires agricoles ») avec une unité minimale de cartographie de 25 hectares pour les éléments surfaciques et une largeur minimale de 100m pour les éléments linéaires. Les classes d'occupation du sol représentent des ensembles d'occupations du sol. Les principales classes CLC liées à l'agriculture sont : les terres arables, les cultures permanentes (dont vignobles, vergers et petits fruits et oliveraies), les prairies et les zones agricoles hétérogènes³. CLC apparaît actuellement comme une référence de base dans le *MAES digital atlas*⁴ pour cartographier les écosystèmes. Les données CLC sont téléchargeables gratuitement, au niveau France entière (métropole et DOM)⁵.

1.2.2. Les enquêtes Teruti et Teruti-Lucas

Les enquêtes Teruti et Teruti-Lucas⁶ renseignent annuellement depuis 1981 l'occupation et l'usage du sol par sondage sur un échantillon constitué d'un ensemble de points du territoire métropolitain. L'échantillon est constant sur quatre séries temporelles : 1981-1990 et 1992-2003 pour l'enquête Teruti, 2006-2010 et 2012-2014 pour l'enquête Teruti-Lucas. L'échantillon de points a été entièrement modifié en 1991 et en 2005, et l'enquête n'a pas été réalisée en 2011. De 1981 à 2004, 25 classes sont utilisées pour décrire l'usage du sol et 81 pour décrire l'occupation du sol, dont 36 concernent les terres arables. Depuis 2005, la nomenclature détaille 38 classes d'usages du sol et 88 classes d'occupations du sol, dont 41 en terres arables. L'échantillonnage, construit à deux niveaux, s'appuie sur un maillage systématique du territoire⁷. Au final, l'enquête Teruti est réalisée sur 550 382 points, et l'enquête Teruti-Lucas sur 322 191 points depuis 2006. Ces enquêtes sont mises à disposition par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère en charge de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt.

¹ <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

² La partie française de la base de données est réalisée par le Service de l'Observation et des Statistiques du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) du Ministère de l'écologie.

³ Cette classe inclut 4 sous-classes, dont celles de « systèmes culturaux et parcellaires complexes » (79 %) et de « surfaces essentiellement agricoles interrompues par des espaces naturels importants » (20 %).

⁴ <http://biodiversity.europa.eu/maes/maes-digital-atlas>

⁵ <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/li/1825.html>

⁶ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/territoire-prix-des-terres/teruti-lucas-utilisation-du/>

⁷ Dans l'enquête Teruti, (i) le premier niveau consiste à tirer 15 500 photographies aériennes, régulièrement réparties sur les 4700 mailles qui couvrent le territoire, et représentant environ 1/10^{ème} de sa surface ; (ii) sur chaque photographie est alors apposée une grille régulière de 6 x 6 points, distants les uns des autres d'environ 300 m et désignant chacun une surface unitaire de 9 m². Dans l'enquête Teruti-Lucas, qui est géoréférencée, (i) le premier niveau est constitué de 32 498 segments correspondant aux intersections d'une grille régulière de 3 x 3 km ; (ii) les deux premières lignes de chaque segment, composé de 5 lignes de 5 points distants de 300 m, constituent l'échantillon final.

1.2.3. La Statistique agricole annuelle

La Statistique Agricole Annuelle (SAA) est établie par chaque service statistique des directions régionales de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, et mise à disposition par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère en charge de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. Elle est publiée sous forme de tableaux nationaux, régionaux ou départementaux. Les données sont relatives aux statistiques d'utilisation des terres et de production agricole : superficies, rendements, quantités récoltées dans le domaine végétal ; effectifs, poids ou quantités moyennes et totaux pour les productions animales (viande, œufs, lait, volailles). La SAA est une opération de synthèse des différentes informations disponibles sur un sujet donné. Les services régionaux disposent de diverses enquêtes statistiques, parfois exhaustives, en général par sondage aléatoire, fondées sur des échantillons représentatifs, utilisant des réseaux d'enquêteurs spécialisés. Ils disposent également d'évaluations de correspondants et d'experts ainsi que de données chiffrées fournies par les organismes professionnels agricoles. Les résultats de la SAA sont ainsi issus d'arbitrages conduisant à des données cohérentes dans le temps et homogènes dans l'espace⁸. Il s'agit des plus anciennes sources d'information sur les surfaces agricoles disponibles en France, puisqu'elles existent sous forme d'archives numérisées à partir de l'année 1946⁹, qui correspond à la mise en place des services statistiques dans les directions des services agricoles départementaux. Il existe toutefois des données depuis le milieu du XIX^{ème} siècle (Galas, 1997).

1.2.4. Le Recensement agricole

Depuis 1970, les Recensements Agricoles (RA) sont réalisés selon une périodicité quasi stable de l'ordre de la décennie : les cinq derniers ont été conduits en 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010. En tant que recensement national obligatoire, la totalité des exploitations françaises de superficie au moins égale ou équivalente à un hectare y sont caractérisées. La fiche d'enquête aborde les caractéristiques structurelles des exploitations, qui sont décrites par de nombreuses variables : gestion des terres (assolement, équipements hydrauliques), cheptel, équipements (bâtiments, matériel agricole), main d'œuvre (âge des exploitants, composition des familles, formation, etc.). Les RA sont mis à disposition par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère en charge de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt.

1.2.5. Le Registre parcellaire graphique

Le Registre Parcellaire Graphique (RPG) fournit annuellement des données géoréférencées au niveau de l'îlot (composé de une à plusieurs parcelles culturales) sur l'occupation des sols de ceux-ci (Figure 1-1). Les données du RPG sont issues des déclarations obligatoires des agriculteurs recevant une aide financière de la PAC. Une partie des exploitations et des productions, non concernée par ces aides, n'est donc pas déclarée (notamment les productions fruitières, maraîchères et viticoles). Ainsi, pour les grandes cultures, fourrages et surfaces toujours en herbe, la surface totale enregistrée dans le RPG 2010 équivaut à plus de 97 % de celle recensée dans le RA 2010. En revanche, le RPG n'inclut respectivement que 55 % et 63 % du total des surfaces en vignes et vergers recensées en 2010 par le RA (Cantelaube et Carles, 2014).

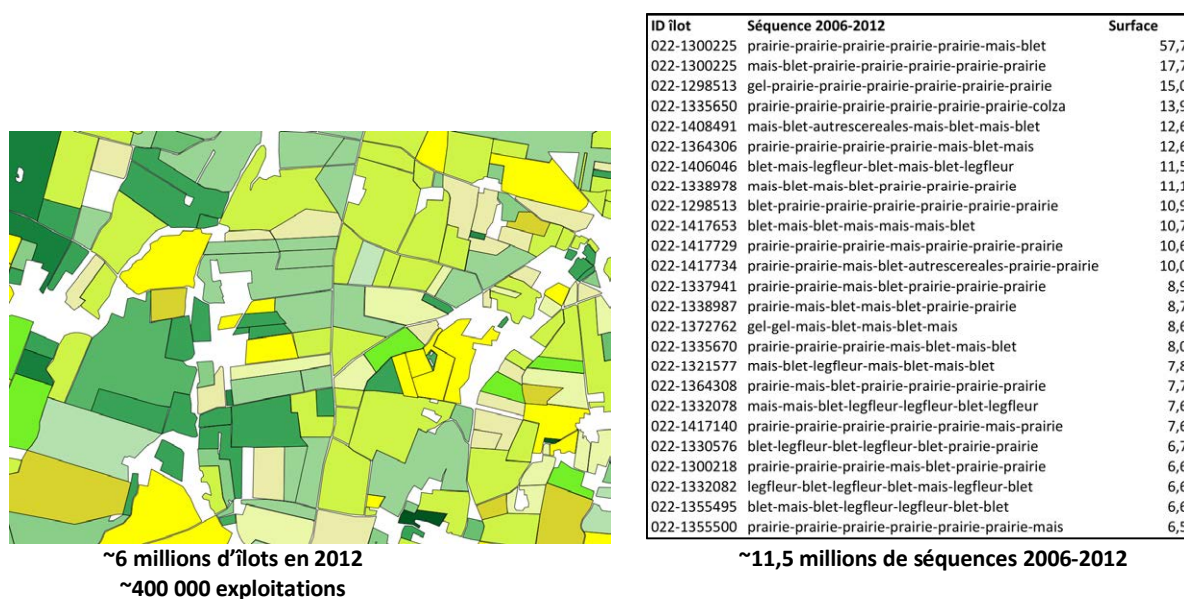
A partir d'une analyse du RPG des années 2006 à 2012, une base de données a été développée par l'UMR Agir de l'Inra sur les séquences de cultures au sein de chaque îlot cultural sur près de 95 % des surfaces des îlots en France (Figure 1-1). Cette base de données « séquences de cultures » est actuellement gérée par l'US ODR de l'Inra. Les principaux éléments de la procédure de reconstitution des séquences de culture sont présentés dans Leenhardt *et al.* (2012). La documentation détaillée de cette procédure est accessible sur demande auprès de l'US ODR.

Les séquences de culture fournissent des informations nécessaires à la caractérisation de l'état et de la dynamique des écosystèmes agricoles depuis l'échelle de l'îlot jusqu'à des échelles plus importantes (PRA, région, etc.).

⁸ La Statistique Agricole Annuelle : Présentation générale (Sources : [Agreste](#))

⁹ <https://www.epsilon.insee.fr/jspui/handle/1/19352>

Figure 1-1. Exemple d'îlots du RPG 2012 et d'une liste de séquences de couverts végétaux cultivés issus du traitement des RPG 2006 à 2012 (Source ODR)



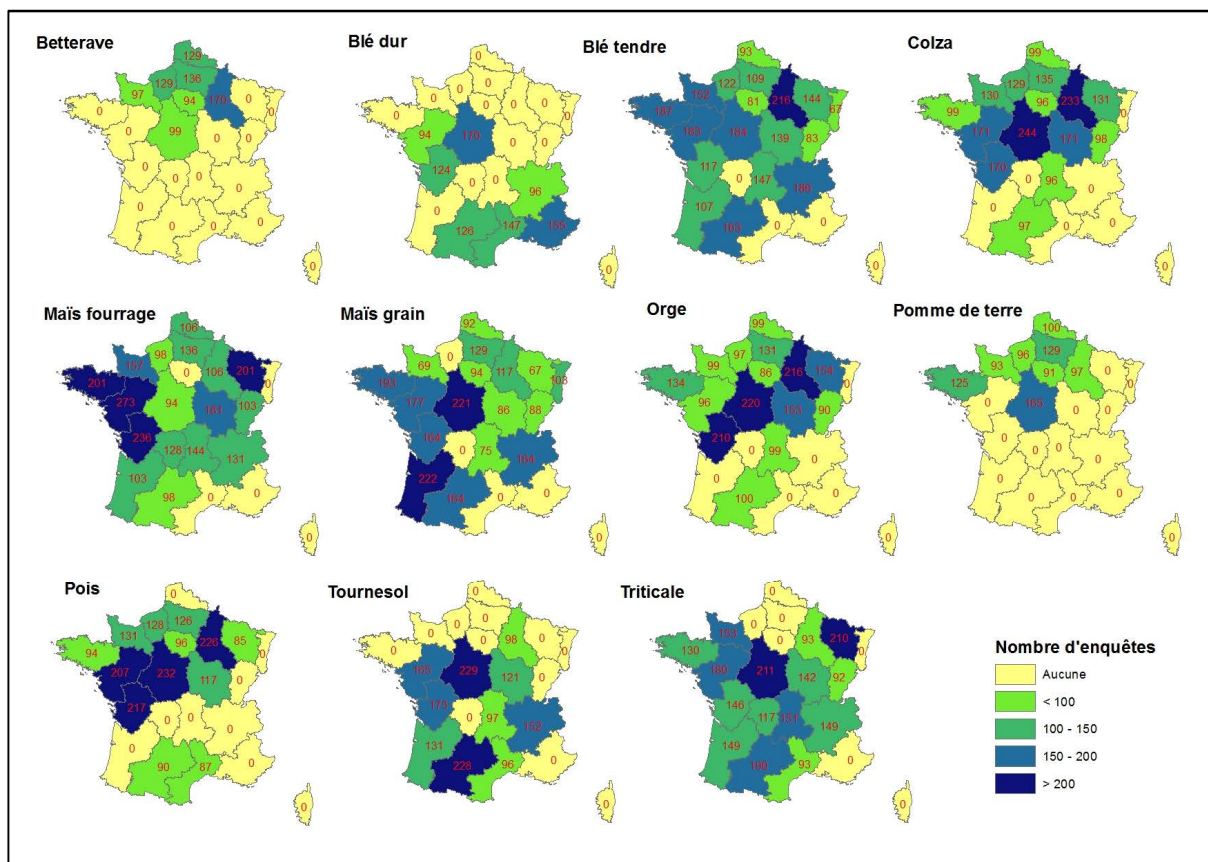
1.2.6. Les enquêtes Pratiques culturelles

Le dispositif des enquêtes par sondage « Pratiques culturelles » a pour objectif de collecter des données sur la conduite de l'itinéraire technique (ensemble des opérations culturales effectuées sur une culture pour en tirer une production : précédent cultural, interculture, préparation du sol, semis, fertilisation, pratiques phytosanitaires, irrigation, rendement et raisonnements des interventions) avec une périodicité de 5 ans environ (1994, 2001, 2006 et 2011). L'enquête Pratiques culturelles est conduite sur grandes cultures, prairies (les mêmes années que l'enquête sur grandes cultures et en 1998), en viticulture (2006 et 2010), en arboriculture (2012), et en productions légumières (2014). Une enquête plus poussée portant sur l'utilisation des produits phytosanitaires est réalisée entre deux enquêtes « globales ».

Les cultures enquêtées, le plan de sondage ainsi que certaines variables du questionnaire d'enquête varient selon les années. Cette enquête, qui porte sur près de 9 000 parcelles en grandes cultures en 1994, 15 700 en 2001, 14 300 en 2006 et 20 800 en 2011 (voir figure 1-2), permet de caractériser la diversité des pratiques agricoles et, sous certaines conditions, d'analyser leur évolution et leur différenciation spatiale.

Les résultats de ces enquêtes sont mis à disposition par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère en charge de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. Leur échelle de représentativité statistique est la région administrative (suivant l'ancien découpage en 27 régions administratives).

Figure 1-2. Nombre de parcelles enquêtées par culture et par région dans l’enquête Pratiques Culturelles 2011 (NB : l’échantillon est différent de l’échantillon initial car les parcelles en Agriculture Biologique et soumises à des mesures agro-environnementales ont été supprimées) - Source : Agreste



Le tableau 1-1 synthétise les principales caractéristiques des sources d’informations citées dans la section 1.2.

Tableau 1-1. Principales caractéristiques des sources d’information citées

		CORINE Land Cover	Recensement agricole	Statistique agricole annuelle	Registre parcellaire graphique	Enquêtes Teruti et Teruti-Lucas	Enquête « Pratiques culturelles »
Dimension spatiale	Résolution spatiale (grain)	Mailles de 25 ha / 100 m	Exploitation (entre 1.6M en 1970 à près de 500 000 en 2010)	Département (95)	Ilot (env. 6M)	Point (550 000 pour Teruti et 320 000 pour Lucas)	Parcelle (entre 9 000 en 1994 et 21 000 en 2011)
	Représentativité statistique	100 %	100 %	Département	De 55 à plus de 97 % des surfaces selon le type d’occupation du sol	Petite Région Agricole ou équivalent et >	Région administrative (27) et >
	Nature des informations	exhaustives / continues	exhaustives / continues	exhaustives / continues	exhaustives / continues	discrètes (échantillonnage)	discrètes (échantillonnage)
Dimension temporelle	Profondeur temporelle	longue (depuis 1990)	longue (depuis 1970)	longue (avant 1970)	courte (depuis 2006)	longue (depuis 1981)	moyenne (depuis 1994)
	Périodicité	mises à jour régulières : 2000, 2006, 2012	env. tous les 10 ans	annuelle	annuelle	annuelle (avec ruptures)	env. tous les 5 ans
Variables enquêtées	Assolement	oui	oui	oui	oui	oui	
	Séquences				peuvent être reconstituées	oui	oui (à partir de 2006)
	ITK		oui (en 2010)	partiellement (rendement)			oui

1.3. Zonages existants des agroécosystèmes français

1.3.1. Découpage du territoire en Régions et Petites Régions Agricoles

La Région agricole est définie par un nombre entier de communes formant une zone considérée homogène du point de vue agricole et pédoclimatique. Elle peut être à cheval sur plusieurs départements. La France métropolitaine est découpée en 411 Régions agricoles. La Petite Région Agricole (PRA)¹⁰ correspond au croisement du département et de la Région agricole. Il y a 713 PRA en France. La superficie moyenne des PRA (770 km²) offre un zonage intermédiaire entre la commune (15km² en moyenne) et le département (5800 km² en moyenne). Les PRA permettent de différencier des conditions biophysiques (altitude climat, sol) parfois très contrastées au sein d'un département.

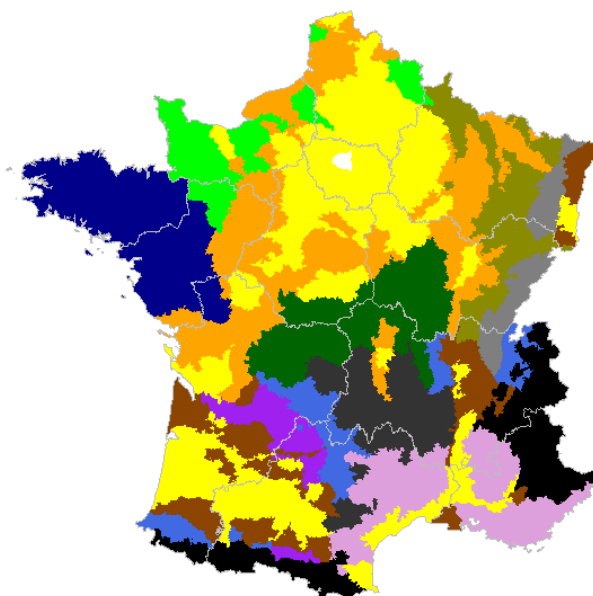
Le découpage en Régions agricoles / PRA a été établi à en 1946 pour répondre à la demande du Commissariat Général au Plan d'un zonage approprié pour la planification du développement de l'agriculture. Ce découpage historique n'a presque pas été remanié depuis les années 50 (Klatzman, 1956). Les mutations techniques et économiques et le processus de spécialisation des exploitations limitent le bien fondé du découpage de 1946 dans sa dimension 'agricole' (i.e. orientation de production). Néanmoins, le découpage du territoire en 713 PRA reste l'un des plus utilisés.

1.3.2. Grandes régions d'élevage (zonage de l'Institut de l'élevage)

Le zonage des régions d'élevage a été élaboré par l'Institut de l'Élevage en 1995 (Rouquette et Pflimlin, 1995). Il incluait au départ huit types de zones définis sur la base de l'usage des terres. Il a été successivement raffiné après les recensements agricoles de 2000 et 2010 pour prendre en compte (i) l'orientation lait ou viande des systèmes de production ; (ii) les caractéristiques du milieu (ex. zone sans alternative à l'élevage), ou des filières et (iii) les produits sous signes officiel de qualité. Suite au recensement de 2000, de nouveaux types ont été créés pour distinguer (1) les zones intensives de plaine et piedmont ; (2) les bassins parisiens et aquitains; (3) le nord du massif central à dominance herbagère (Charolais-Limousin) et le nord-est herbager (Lorraine); (4) les montagnes humides du massif central (systèmes mixtes lait viande) et les montagnes humides de l'est (Vosges Franche Comté, à spécialisation laitière). Après 2010, une nouvelle subdivision a permis de distinguer les zones méditerranéennes des zones pastorales du sud-ouest (Causse et montagnes sud-ouest). Les treize types actuels sont décrits et localisés ci-dessous (figure 1-3). L'orientation des systèmes d'élevage et leur dynamique (en termes de cheptel et de surfaces fourragères), définissant les sous-zones (figure 1-3) sont caractérisées à partir des données issues du RA (Institut de l'Élevage, 2013).

¹⁰ http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=18262&page=dossiers/guide_des_zonages/petites_regions_agricoles.htm et <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/lesregionsagricoles2014.pdf>

Figure 1-3. Zonage défini par l’Institut de l’Elevage pour différencier la place de l’élevage dans les régions agricoles françaises – version 2010 (Institut de l’Elevage, 2013)



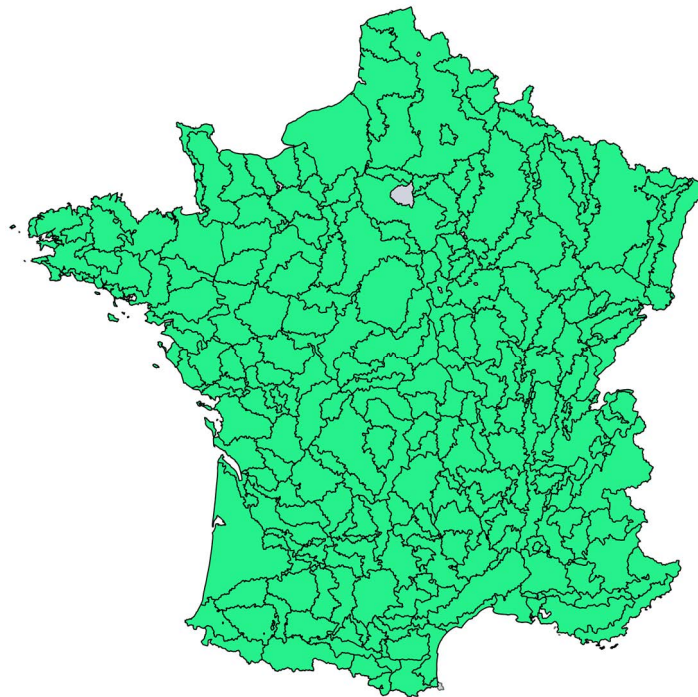
Code	Nom de la grande région d'élevage
0	Zones de grandes cultures ou sans élevage
1	Zone de polyculture-élevage du Bassin Parisien
1.1	Zone de polyculture-élevage du Bassin Aquitain, Rhône-Alpes, Alsace (régression plus rapide de l'élevage)
2	Zone intensive du Grand Ouest (zone laitière avec alternatives à l'élevage)
2.1	Piémonts intensifs (zone à dominante viande avec peu d'alternatives)
3	Zone herbagère du Nord-Ouest
4	Zone herbagère du Nord-Est (de tradition laitière)
4.1	Zone herbagère du Nord Massif-Central (de tradition allaitante)
5	Zone pastorale des causses et coteaux du Sud-Ouest
5.1	Zone pastorale méditerranéenne
6	Montagnes humides de Franche-Comté et des Vosges (forte spécialisation laitière)
6.1	Montagnes humides d'Auvergne et du Massif Central (mixité lait-viande)
7	Haute-Montagne

1.2.3. Régions Fourragères

Le découpage en Régions Fourragères est proche de la logique PRA mais appliquée au cadre spécifique des surfaces herbagères et de leur utilisation. Les régions fourragères¹¹ sont des zones homogènes selon des critères agro-climatiques qui conditionnent la production herbagère (Figure 1-4). Ce zonage a été déterminé en 1982 à partir de l'enquête Prairies en fonction des critères suivants : climat (en particulier l'hygrométrie), altitude moyenne, géologie (nature du sol et du sous-sol). Elles ont été revues en 1998 afin de travailler sur des zones d'au moins 90 000 hectares. Elles servent de base au système ISOP (Informations et Suivi Objectif des Prairies) qui fournit des estimations de rendement des prairies temporaires et permanentes productives tous les mois entre avril et octobre¹².

¹¹ http://draaf.franche-comte.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/RF_cle0899f1.pdf

¹² Voir <http://agreste.agriculture.gouv.fr/conjoncture/grandes-cultures-et-fourrages/prairies/>

Figure 1-4. Délimitation des régions fourragères en France

Source : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/definitions/zonages>

1.4. Typologies des agroécosystèmes

1.4.1. Approche par les orientations techniques des exploitations agricoles

Historiquement, la majorité des travaux se sont attachés à caractériser les exploitations agricoles *via* l'analyse de leurs caractéristiques biophysiques et sociotechniques (pratiques agricoles et facteurs de production).

Les OTEX

Dans la statistique agricole publique, les exploitations agricoles sont classées en premier lieu selon leur spécialisation (Orientation Technico-Economique des Exploitations - OTEX) et leur taille économique. Depuis 2010, cette classification est utilisée pour la diffusion des résultats du RA, des enquêtes sur la structure des exploitations et du réseau d'information comptable agricole. A partir des données du RA sur les structures des exploitations¹³, une valeur économique potentielle, appelée Produits Bruts Standards (PBS), est attribuée par région, aux surfaces allouées à chaque culture ainsi qu'aux cheptels (ramenés à des Unités Gros Bétail – UGB). Selon la part des différentes productions végétales et animales dans le PBS total de l'exploitation, cette dernière est classée dans une OTEX donnée (grandes cultures, bovins laits, mixte, etc.). Il est également possible, en appliquant ces mêmes critères à des ensembles géographiques, de définir une OTEX pour un territoire (une commune, un canton, etc.) (voir figure 1-5). Cependant, si la résolution spatiale est grossière, la diversité des exploitations risque d'être mal représentée, ou au contraire, tous les territoires seront classés dans une même catégorie mixte indéterminée.

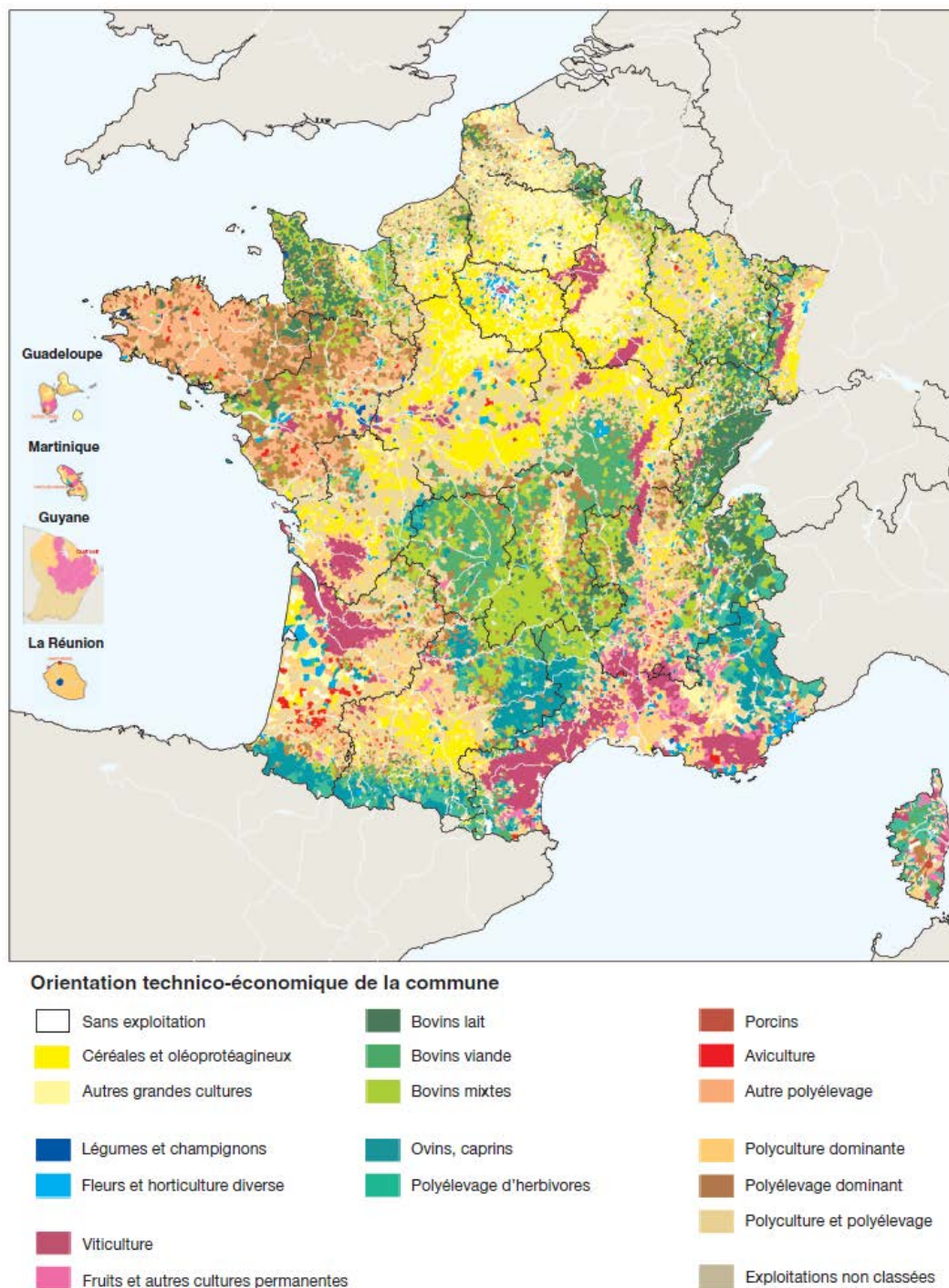
La représentation de la distribution spatiale des OTEX (Figure 1-5) permet d'identifier la concentration de certains types d'exploitations agricoles, associés à un ensemble de pratiques influant sur l'état de l'écosystème et les SE associés. Par exemple, les territoires spécialisés en grandes cultures se caractérisent par des

¹³ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/NT-ote64F.pdf> - Nomenclature Française des OTEX, RA 2010, Agreste.

http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_pbs.pdf - Production Brute Standard et nouvelle classification des exploitations agricoles, Agreste.

parcellaires unifiés et quasi continus, avec peu de diversité cultivée (dans l’espace et dans le temps), alors que dans les zones d’élevage bovin (mixte en particulier), les paysages herbagers ou bocagers sont plus fréquents. Les pratiques peuvent varier significativement au sein d’un même type d’OTEX du fait de choix individuels ou collectifs (agriculture biologique ou autre engagement dans un cahier des charges, travail du sol, etc.) ou de contraintes propres aux situations biophysiques et socio-économiques de production. Par ailleurs, en raison de sa finalité initiale, i.e. mesurer la spécialisation, l’approche OTEX représente mal la diversité des écosystèmes agricoles.

Figure 1-5. Carte des OTEX communales établie à partir des données du Recensement Agricole 2010



Source : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/CarteOtex2010.pdf>

INOSYS : typologie d'exploitations agricoles des Chambres d'Agriculture

L'Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture (APCA) a formalisé une typologie plus élaborée des exploitations agricoles, appelée INOSYS. Cette typologie organisée en cinq niveaux hiérarchiques¹⁴ permet d'aller plus loin que la seule logique OTEX car elle prend en compte (partiellement) les pratiques et la diversification des ateliers (cultures et élevage). Cette typologie inclut des critères qui informent plus ou moins directement sur des pratiques (importance de l'irrigation dans les grandes cultures, maraîchage sous serres ou de plein champ, type de fourrages et chargement animal, type d'espèces cultivées¹⁵, diversité des espèces, lien au sol des élevages...). D'autres critères de classifications sont pris en compte mais n'ont a priori pas d'intérêt pour évaluer l'état des écosystèmes agricoles et les SE associés (ex. le type de circuits de commercialisation). Contrairement à l'OTEX, les critères de définition des types INOSYS ne sont pas tous directement comparables et « agréables » à des niveaux supérieurs à l'exploitation (commune, canton). En effet, ils combinent souvent des seuils de surfaces par type de culture ou par nombre d'animaux, avec des combinaisons ou options basées sur l'utilisation d'opérateurs logiques ET / OU¹⁶. D'autre part, au-delà des critères nationaux, les adaptations régionales sont parfois hétérogènes.

1.4.2. Segmentation Arvalis

Arvalis – Institut du Végétal a développé une typologie de cantons découpant ainsi le territoire en « segments » (voir un exemple appliqué au maïs ensilage¹⁷). L'objectif était de définir des zones homogènes en termes de potentiel agronomique et de systèmes de culture. La délimitation des segments a été réalisée à dire d'experts (les ingénieurs régionaux d'Arvalis), et repose sur un ensemble de critères : données pédoclimatiques, système de culture¹⁸ et données sur les surfaces agricoles et les rendements (RA, SAA, et données Arvalis). Cette typologie des territoires est ensuite mobilisée pour spatialiser l'évaluation des performances des systèmes de grande culture et élaborer des propositions d'améliorations (variétés, gestion de l'irrigation, etc.).

1.4.3. Approche retenue pour l'évaluation des mesures agroenvironnementales menée en 2008

La typologie de systèmes agricoles proposée dans le rapport d'évaluation des mesures agroenvironnementales réalisées dans le cadre de la PAC entre 2000 et 2006 (AND International, 2008), se fonde sur l'utilisation principale de la SAU et sur l'OTEX à l'échelle des PRA. Elle distingue dix types de systèmes de production agricole (cf. figure 1-6). L'idée principale de cette typologie n'est pas tant de classer les territoires en fonction des couverts, mais bien des grands systèmes de production, autour de deux dichotomies : diversification / spécialisation et intensification / extensification. Sa spécificité est d'inclure une variable d'évolution des systèmes, en fonction des évolutions entre 1988 et 2000 en termes de diversification/spécialisation.

¹⁴ http://paris.apca.chambagri.fr/download/presse/RevueCA/1018/1018_dossier.pdf - INOSYS, Regard sur la Diversité de l'Agriculture Française – *Chambre d'Agriculture* n° 1018, Décembre 2012.

¹⁵ Qui peuvent être associées, par région à des itinéraires techniques types.

¹⁶ Par exemple : Surface betteraves industrielles \geq 10 ha OU (surface betterave / surface grandes cultures) \geq 10 % OU surface pommes de terre (conserverie + primeurs + féculerie + plants) \geq 5 ha OU plantes à fibres \geq 10 ha

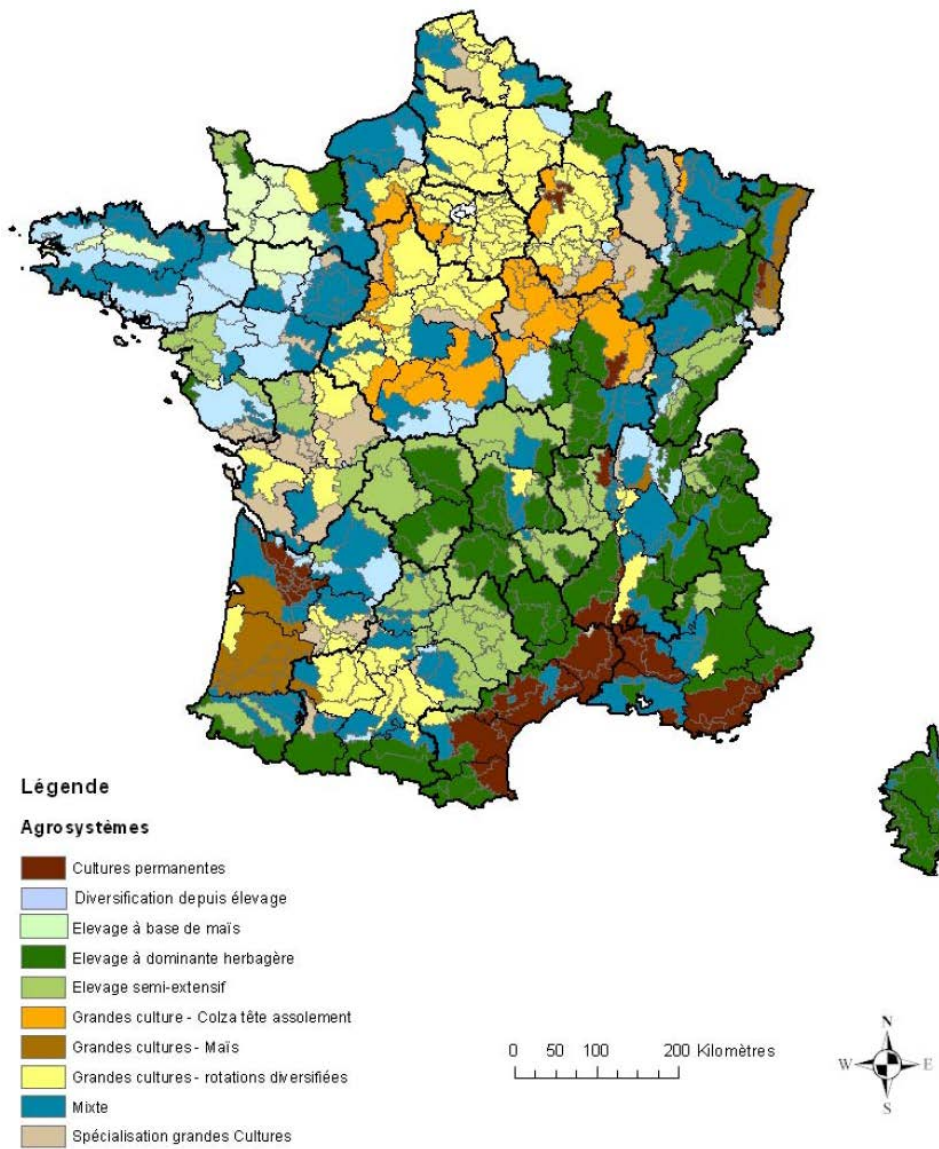
OU somme des surfaces en cultures industrielles $>$ 10 % surface grandes cultures
ET absence de cultures spéciales.

¹⁷ Pour un exemple sur le maïs ensilage, voir :

http://www.arvalis-infos.fr/plugins/WMS_BO_Gallery/page/getElementStream.html?id=6488&prop=file

¹⁸ Un système de culture est l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles cultivées de manière identique. Il se définit par la séquence de cultures et les itinéraires techniques appliqués sur chacune des cultures de la rotation.

Figure 1-6. Typologie des principaux agrosystèmes à l'échelle PRA (source : AND 2008)



Source : AND International, 2008

Références bibliographiques citées dans le chapitre 1

- AND international, Ernst &YOUNG, SOMIVAL, 2008. Évaluation ex-post du PDRN - Soutien à l'agroenvironnement ». Rapport final CNASEA - Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, 282 p.
- Cantelaube, P., Carles, M. 2014. Le registre parcellaire graphique: des données géographiques pour décrire la couverture du sol agricole. Le Cahier des Techniques de l'INRA, 58-64.
- Galas, J., 1997. Cinquante ans de statistiques agricoles. Le Courrier des Statistiques 83-87 : 9-12.
- Institut de l'Élevage, 2013. L'élevage d'herbivores au recensement agricole 2010. Dossier Economie de l'élevage, 440-441, 90 p. + annexes
- Klatzmann J. 1956. La localisation des productions agricoles. Économie rurale. N°28, 3-15.
- Leenhardt, D., Therond, O., Mignolet, C., 2012. Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ? Agronomie, Environnement & Sociétés, 2 (6), 77-90.
- Rouquette J.L., Pflimlin A., 1995. Les grandes régions d'élevage : proposition de zonage pour la France, IVe Symp. Int. sur la Nutrition des Herbivores, Clermont Ferrand, 11-15 septembre 1995, Supplément Institut de l'Élevage.

Chapitre 2.

Place de cet écosystème en France, cartographie et interfaces avec d'autres écosystèmes

Auteurs = Anne Meillet, Thomas Poméon

Sommaire

Introduction	34
2.1. Délimitation de l’emprise spatiale des écosystèmes agricoles sur le territoire français	34
2.2. Importance des écosystèmes agricoles dans la surface physique par rapport aux autres types d’écosystèmes.....	36

Introduction

La place occupée par l'écosystème en France a été appréhendée sous l'angle de sa distribution spatiale sur le territoire français. En premier lieu, ce chapitre présente l'emprise spatiale des écosystèmes agricoles sur le territoire métropolitain (section 2.1).

Pour instruire la question des interfaces entre les écosystèmes agricoles et les autres types d'écosystèmes, deux approches sont ensuite présentées. La section 2.2 donne une indication de la part occupée par les surfaces agricoles dans chaque Petite région Agricole, comparativement aux autres écosystèmes.

2.1. Délimitation de l'emprise spatiale des écosystèmes agricoles sur le territoire français

La première étape pour caractériser les écosystèmes agricoles consiste à délimiter l'espace géographique qu'ils occupent dans le territoire national. L'enchevêtrement spatial des différents types d'écosystèmes rend difficile l'identification fine de l'emprise des écosystèmes agricoles. L'approche généralement retenue dans les travaux d'évaluation des écosystèmes et des SE délimite les écosystèmes à partir d'une cartographie de l'occupation du sol.

L'ensemble des surfaces faisant l'objet d'un usage agricole ou d'un usage pour l'élevage permet de délimiter spatialement les écosystèmes agricoles. La Superficie Agricole Utilisée (SAU) est une notion normalisée dans la statistique agricole européenne. Elle comprend les terres arables (y compris prairies temporaires et artificielles, jachères, cultures sous abri, jardins familiaux...), les surfaces toujours en herbe et les cultures permanentes (vignes, vergers...). A ces surfaces s'ajoutent les surfaces agricoles faisant l'objet d'une gestion collective, telles que les estives collectives.

La SAU française (29 millions d'hectares) représente environ 54% du territoire. Elle est composée des grands ensembles décrits dans le tableau 1-3 (issues des données Agreste¹).

Tableau 1-3. Répartition de la SAU en hectare par grandes familles de cultures pour la France métropolitaine en 2013-2014 (source : Agreste)

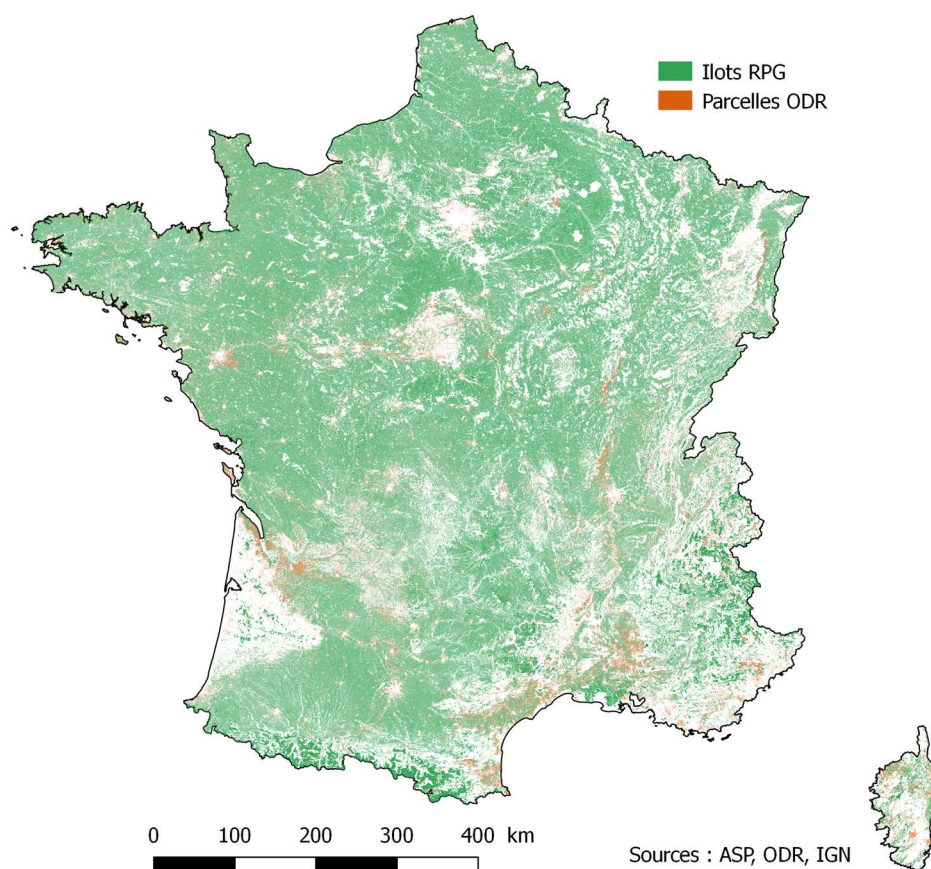
Type d'occupation agricole	Surface (millions hectares)	Part de la SAU (%)
Grandes cultures	13.1	45
Surface fourragère	14.3	50
Fourrages annuels et prairies temporaires	4.4	
Surface toujours en herbe	7.7	
Surface toujours en herbe hors exploitation	1.8	
Cultures permanentes	1.0	3.5
Vignes	0.79	
Vergers	0.2	
Autres	0.5	1.6

Quatre types de sources sont utilisés pour estimer la SAU française : la statistique agricole (Statistique agricole annuelle – SAA – et Recensement agricole – RA), le registre parcellaire graphique (RPG), l'enquête Teruti-Lucas et le CORINE Land Cover (CLC). Du point de vue de la surface totale occupée par les écosystèmes agricoles, les différences entre les sources sont minimales à l'échelle nationale, mais s'accroissent aux échelles plus fines. Le choix d'une source dépend donc de l'objectif de l'étude.

¹ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/memo13territoire.pdf> - Mémento de la statistique agricole
<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/saa2015T1bspca.pdf> - SAA 2013-2014 - Agreste

Les données du RPG sont les plus précises en termes de localisation des surfaces des exploitations agricoles de grande culture ou d'élevage et permettent des comparaisons interannuelles. La résolution spatiale du RPG est l'îlot pouvant inclure plusieurs parcelles culturales. Le RPG fournit les données sur les surfaces de groupes de cultures au sein des îlots. La surface concernée par une culture peut être indiquée pour chaque groupe mais sa localisation au sein de l'îlot n'est pas systématique. Les données du RPG sont issues des déclarations obligatoires des agriculteurs recevant une aide financière de la PAC. Afin de compléter ces données avec les exploitations non concernées par ces aides, Cantelaube et Carles (2015)² ont développé une méthode pour compléter le RPG afin de réaliser une cartographie plus complète de l'occupation des sols. Après avoir masqué les surfaces bâties et couvertes par des routes, de la végétation forestière ou de l'eau, spatialisées finement par la BD Topo® de l'IGN, ils considèrent que, les surfaces restantes non couvertes par le RPG sont potentiellement agricoles (bien que non enregistrées comme telles dans le RPG). Ils sélectionnent ensuite les parcelles cadastrales de la BD Parcellaire de l'IGN correspondant à ces surfaces potentiellement agricoles et mobilisent les données du RA et de CLC pour estimer une probabilité d'occupation du sol de ces parcelles. Ces données ont été utilisées pour déterminer l'emprise géographique des écosystèmes agricoles dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles. Cette emprise correspond aux surfaces couvertes par le RPG et par les parcelles cadastrales ayant une probabilité de plus de 50 % d'être des surfaces agricoles (voir figure 2-1). Cette cartographie est dénommée ci-après « RPG complété ».

Figure 2-1. Emprise des écosystèmes agricoles en France en 2012 correspondant à l'emprise des îlots du RPG 2012 et aux parcelles cadastrales ayant plus de 50 % de probabilité d'être agricole suivant la méthodologie développée par Cantelaube et Carles (2015)



² Cantelaube, P. et Carles M. "Du RPG à une Carte de Couverture du Sol Annuelle". Working Paper, Note d'étude ODR, Mars 2015.

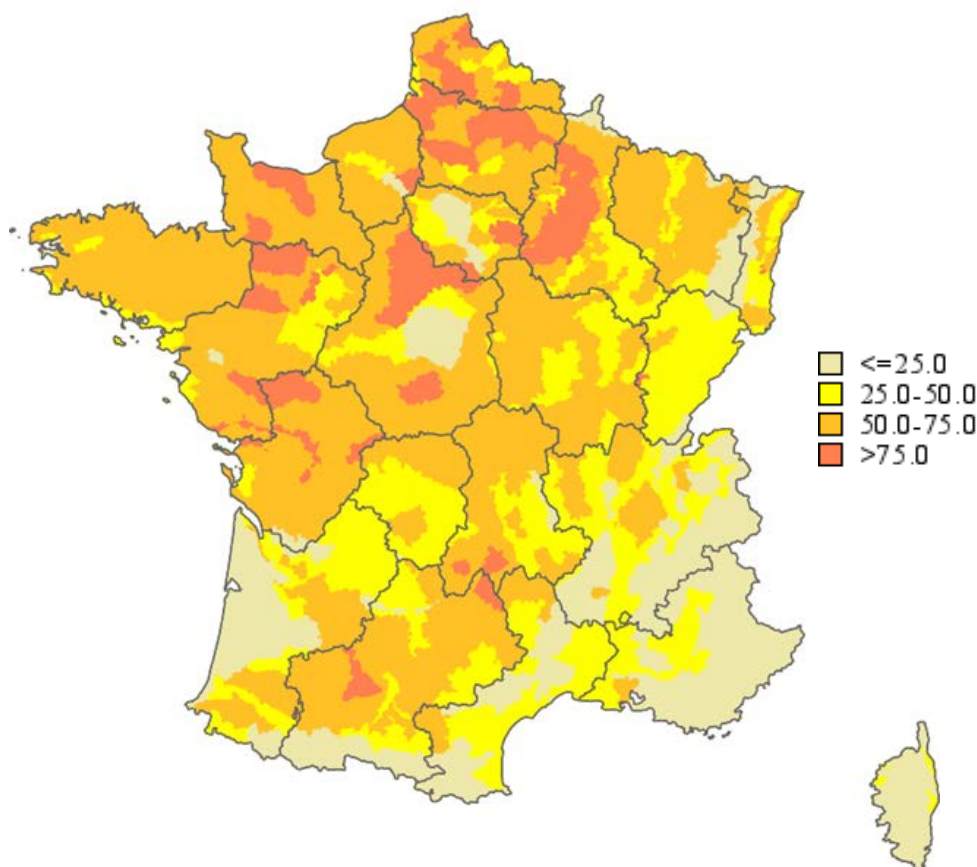
2.2. Importance des écosystèmes agricoles dans la surface physique par rapport aux autres types d'écosystèmes

L'importance de l'emprise spatiale de l'écosystème agricole comparativement aux autres écosystèmes (forêt et urbain) varie sur l'ensemble du territoire métropolitain (Tableau 2-1). Près des trois quarts de la SAU est localisée dans un peu plus de la moitié des PRA (c. 20 millions d'hectares n=375) dont la surface physique est dominée par les écosystèmes agricoles. Près d'un quart de la SAU est situé dans les PRA où l'agriculture n'est pas l'occupation du sol dominant. Dans ces PRA (c. 6.6 millions d'hectares n=339) les écosystèmes agricoles sont fortement associés à des écosystèmes urbains et/ou forestiers. La figure 2-2 montre la distribution des PRA selon l'importance de l'agriculture dans l'occupation du sol. Elle révèle un gradient nord-ouest – sud-est de décroissance de la SAU dans la surface physique des PRA.

Tableau 2-1. Pourcentage de la surface agricole utile dans la superficie total par PRA (source : données communales RA 2010 et IGN 2010)

Part de la SAU dans superficie total des PRA	Nombre de PRA	Hectares de SAU	Pourcentage SAU dans surface physique totale
<25%	121	1 486 367	6
[25 – 50[218	5 211 274	19
[50 – 75[321	16 494 961	61
≥ 75	54	3 647 672	14
Total	715	26 840 274	100

Figure 2-2. Pourcentage de Surface Agricole Utile dans la Superficie Totale par PRA (carte réalisée par l'US ODR) Source: données communales RA 2010 et IGN 2010



Chapitre 3.

Fonctionnement de l'écosystème et biodiversité

Sommaire

3.1. Fonctionnement des écosystèmes agricoles et conséquences pour l'évaluation des biens et des SE qu'ils fournissent	40
3.1.1. Services écosystémiques, avantages et valeurs.....	40
3.1.1.1. Une multiplicité de définitions des services écosystémiques	40
3.1.1.2. Une diversité de cadres conceptuels des services écosystémiques	41
3.1.1.3. Des services écosystémiques aux avantages et aux valeurs	46
3.1.1.4. Zones de production des SE et zones de localisation des bénéficiaires des SE	47
3.1.1.5. Typologies de services écosystémiques.....	47
3.1.2. Cadre conceptuel pour EFESE-écosystèmes agricoles.....	48
3.1.2.1. Bref rappel de la dépendance de l'agriculture aux services écosystémiques	48
3.1.2.2. Nature de l'écosystème agricole	49
3.1.2.3. Services écosystémiques rendus par et aux écosystèmes agricoles, pratiques agricoles et production agricole	52
3.1.2.4. Concepts retenus et objectifs d'EFESE-écosystèmes agricoles.....	54
3.1.3. Des conditions de fourniture et d'utilisation des SE aux contraintes liées au fonctionnement de l'écosystème	58
3.1.3.1. Capacité de production des SE, pressions, demande sociale et utilisation effective des SE	58
3.1.3.2. Niveau de production de SE	60
3.1.3.3 Conclusion sur les concepts retenus dans EFESE-écosystèmes agricoles	61
3.2. Biodiversité et services écosystémiques dans les écosystèmes agricoles	64
3.2.1. Quelques définitions	64
3.2.2. Quels effets des pratiques agricoles sur la biodiversité des écosystèmes agricoles ?	65
3.2.3. Interactions réciproques entre biodiversité et services écosystémiques.....	66
3.2.3.1. La biodiversité comme déterminant biophysique clé des SE	66
3.2.3.2. La conservation des SE implique-t-elle une conservation de (toute) la biodiversité ?	68
3.2.4. La biodiversité génératrice de contraintes pour les activités humaines	73
3.2.5. Quels indicateurs pour évaluer la biodiversité dans les écosystèmes agricoles ?	75
3.2.5.1. Groupes indicateurs ou indicateurs de biodiversité ?.....	75
3.2.5.2. De la diversité taxonomique à la diversité fonctionnelle.....	76
3.2.5.3. Etude de la biodiversité dans les écosystèmes agricoles de France métropolitaine grâce aux suivis temporels à large échelle	77
Références citées dans le chapitre 3	79

3.1. Fonctionnement des écosystèmes agricoles et conséquences pour l'évaluation des biens et des SE qu'ils fournissent

Experts coordinateurs : Olivier Therond, Muriel Tichit

Contributeurs scientifiques : ensemble du collectif d'experts scientifiques « EFESE-écosystèmes agricoles »

Introduction et objectif de cette section

Le programme EFESE correspond à la déclinaison française du programme du programme européen *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (MAES). Aussi, les résultats de l'EFESE doivent pouvoir être mis en perspective de ceux produits par les autres évaluations nationales des États Membres de l'Union Européenne dans le cadre de ce programme européen. Le programme MAES a produit un cadre d'analyse des écosystèmes (Maes *et al.*, 2013) et un jeu d'indicateurs qui peuvent être utilisés à l'échelle de l'Union Européenne ou des États Membres pour cartographier et évaluer la biodiversité, les propriétés des écosystèmes et les services écosystémiques (Maes *et al.*, 2014). Ce jeu d'indicateurs a été développé en cohérence avec la classification internationale des services écosystémiques dénommée « Common International Classification of Ecosystem Services » (CICES) (Agence européenne de l'environnement - AEE, 2013). Plusieurs versions de la CICES ont été élaborées. Ci-après, nous faisons référence à la dernière version de cette classification, la v4.3 référencée CICES. Pour l'EFESE, le SEEA-EEA¹ (Nations-unies, 2013) est également un document de référence. Il résulte d'un travail concerté à l'échelle internationale. Le SEEA-EEA peut permettre d'affiner certaines définitions ou approches des services.

Par ailleurs, le programme EFESE a développé son propre cadre conceptuel (CGDD, 2017) qui vise à servir de cadre général pour conduire l'évaluation sur les six grands types d'écosystèmes analysés : écosystèmes agricoles, écosystèmes forestiers, écosystèmes urbains, écosystèmes marins et littoraux, écosystèmes humides, écosystèmes rocheux et de haute montagne.

A partir d'une revue de la littérature scientifique internationale sur la conceptualisation des services écosystémiques, l'objet de la section 3.1 est de présenter le cadrage conceptuel développé dans EFESE-écosystèmes agricoles, considérant le cadre conceptuel de l'EFESE, pour prendre en compte les spécificités des écosystèmes agricoles. Cette section poursuit trois objectifs (i) présenter les principales questions posées par la littérature scientifique autour de la conceptualisation et de l'évaluation des services écosystémiques en général et en particulier considérant les spécificités des écosystèmes agricoles ; (ii) spécifier et justifier les choix conceptuels mis en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles ; et finalement (iii) fournir un cadre opérationnel et normalisé explicitant les principaux « objets » de l'écosystème agricole à évaluer, et les liens entre ceux-ci.

3.1.1. Services écosystémiques, avantages et valeurs

3.1.1.1. Une multiplicité de définitions des services écosystémiques

Depuis les travaux du MEA (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) le concept de service écosystémique (SE) est de plus en plus utilisé que ce soit dans le monde scientifique ou le monde de l'action publique (Fisher *et al.*, 2009). Cependant, depuis la fin des années 2000, de nombreux auteurs s'attachent à clarifier le concept afin de standardiser son utilisation, d'assurer la comparabilité des travaux et l'accumulation des connaissances. Trois définitions des SE sont couramment citées (Fisher *et al.*, 2009) :

¹ « System of Environmental-Economic Accounting 2012. Experimental Ecosystem Accounting ». Rapport issu du projet piloté par United Nations Statistical Division (UNSD), United Nations Environment Programme (UNEP) TEEB Office et Secretariat of the Convention on Biological Diversity (http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/eea_project/default.asp).

- « *the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life* » (Daily, 1997).
- « *the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions* » (Costanza et al., 1997).
- « *the benefits people obtain from ecosystems* » (MEA, 2005).

A ces définitions on peut rajouter plusieurs propositions récentes, dont celle retenue dans l'EFESE :

- « *Ecosystem services are all the contributions, direct and indirect, that people obtain from ecosystems* » (De Groot et al., 2010)
- « *Ecosystem services are the contributions that ecosystems make to human well-being* » (TEEB 2010, UK NEA 2013)
- « *Ecosystem services are the contributions of ecosystems to benefits used in economic and other human activity* » (Nations-unies, 2013)
- « les avantages² retirés par l'Homme de son utilisation actuelle ou future de diverses fonctions des écosystèmes, tout en garantissant le maintien de ces avantages dans la durée » (CGDD, 2017).

Ces définitions ont pour point commun de formaliser le lien entre la nature et le bien être humain. Comme le souligne Arnould de Sartre (2013), l'idée qui sous-tend le concept de SE est que « le bien-être de l'homme dépend de la qualité de son environnement et des ressources qu'il peut en tirer [...] ; il faut donc protéger les écosystèmes pour maintenir les services qu'ils rendent à l'homme ».

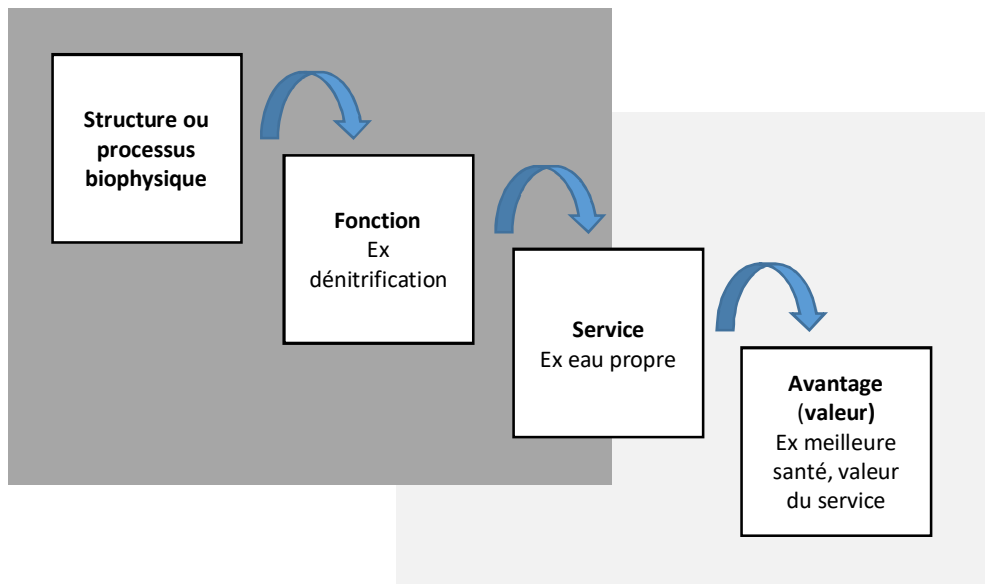
Toutes ces définitions sont assez larges et varient dans leur terminologie (ex. *conditions and processes vs. benefits vs. contributions*). Plusieurs synthèses pointent l'ambiguïté de ces définitions aussi bien dans le domaine biophysique que dans le domaine social ou socio-économique (Boyd et Banzhaf, 2007 ; Fisher et al., 2009 ; Heink et al., 2016 ; Lamarque et al., 2011 ; Villamagna et al., 2013 ; Wallace, 2007).

3.1.1.2. Une diversité de cadres conceptuels des services écosystémiques

Les cadres conceptuels sur les SE sont en constante évolution, et ne font pas l'objet de consensus (Villamagna et al., 2013). De nombreux cadres reposent sur l'explicitation d'une chaîne de fourniture, ou cascade, de SE reliant le fonctionnement d'un écosystème au bien-être de bénéficiaires humains. La cascade, proposée par Haines-Young et al. (2010) et de Groot et al. (2010) formalise la relation entre l'écosystème et le bien-être humain. Elle relie quatre composants en trois étapes : la structure biophysique de l'écosystème aux fonctions ; les fonctions aux SE, et les SE aux avantages (Figure 3-1-1). Bien qu'adoptée dans de nombreuses études, le débat persiste quant à la **définition de chaque composant**, et quant à la **distinction entre le composant et la relation**. Deux grands types d'approches mobilisent la cascade et l'abordent par deux entrées opposées. **L'approche biophysique**, privilégiée par les écologues, met en relation les structures physiques de l'écosystème avec les fonctions ou les SE (par exemple les travaux liant diversité fonctionnelle des traits des plantes et les SE Diaz et al., 2007). **L'approche socio-économique** se focalise sur le composant lié aux avantages dérivés par l'homme. Cette entrée est privilégiée par les économistes qui insistent sur la nécessité de distinguer SE et avantage (Boyd et Banzhaf 2007 ; Wallace, 2007 ; Fisher et al., 2009). L'entrée par le côté biophysique débouche sur des indicateurs qui ne sont généralement pas connectables au bien-être humain ; à l'inverse l'identification fine des avantages et du bien-être humain dans leur contexte néglige la complexité du système biologique. En conséquence, l'articulation entre les deux approches est toujours considérée comme un défi (Bennett et al., 2015 ; voir cependant Lamarque et al., 2011 qui articule complexité biotique et attentes des acteurs).

² La traduction en français du terme anglais « *benefit* » est « avantage ». Il est à noter que EFESE (2014) utilise l'anglicisme « bénéfice ».

Figure 3-1-1. Le modèle de la cascade de Haines-Young et Potschin (2010) formalise la relation entre l'écosystème et le bien-être humain en reliant quatre composants : la structure biophysique de l'écosystème aux fonctions ; les fonctions aux services écosystémiques, et ces derniers aux avantages (tiré de l'adaptation de Plant *et al.*, 2016).



Dans ces cadres, le concept de SE varie suivant un continuum d'orientations disciplinaires allant de l'écologie à l'économie. Une différence majeure dans les définitions de SE réside dans le choix de considérer ceux-ci comme :

- I. des propriétés ou processus écologiques³ de l'écosystème,
- II. un avantage (*benefit*) correspondant le plus souvent à une combinaison de ces propriétés ou processus écologiques avec des ressources anthropiques (*e.g.* des intrants),
- III. un surplus effectif de bien être humain imputable à tel ou tel composant ou processus de l'écosystème (Villamagna *et al.*, 2013).

Dans leur revue des définitions, Nahlik *et al.* (2012) mettent en lumière deux grands types de définition : celles dans lesquelles les SE sont des composantes biophysiques de l'écosystème dont sont dérivés des avantages (définition (i) ci-dessus) ; et celles dans lesquelles les SE sont directement les avantages (définition (ii) ci-dessus). Des définitions hybrides, c.-à-d. positionnées entre (i) et (ii), compliquent l'analyse et la comparabilité des conceptualisations (Danley et Windmark, 2016). De nombreux auteurs (ex. Fisher *et al.*, 2009; Heink *et al.*, 2015; Villamagna *et al.*, 2013; Wallace, 2007, Nahlik *et al.*, 2012; Danley et Widmark, 2016) insistent sur le fait que cette multiplicité de conceptualisation des SE limite fortement l'opérationnalisation du concept pour l'aide à la décision et l'action publique.

Face à cette diversité de cadres conceptuels, Wallace (2007), Fisher *et al.* (2009) et Mace *et al.* (2012) proposent de **conceptualiser les SE comme les « composants⁴ » biophysiques des écosystèmes utilisés par l'Homme, activement ou passivement**, pour son bien-être. C'est également le **choix fait dans CICES**, et, dans sa continuité, dans le SEEA-EEA et le programme MAES (Maes *et al.*, 2013). C'est considérant ce type de conceptualisation que nous poursuivons notre analyse ci-après. Dans ce type de définition, les « composants » biophysiques correspondent à des éléments de la **structure de l'écosystème** ou à des **processus écologiques** (Fisher *et al.*, 2009; Wallace, 2007). La structure d'un écosystème est définie par la nature des **entités** biotiques et abiotiques qui le composent et par les relations entre ces entités, incluant leur distribution spatiotemporelle. Les processus écologiques peuvent dépendre de et modifier la structure de l'écosystème, soit parce qu'ils conduisent à la création ou à la destruction d'entités biotiques (ex. dynamique de populations, compétition entre populations), soit parce qu'ils modifient les relations existantes entre les entités (Wallace, 2007). **L'état d'un écosystème** détermine sa **capacité** à fournir des SE (*cf* section 3.1.3.1). L'ensemble de ces notions est détaillé dans l'encadré 3-1-1.

³ ou processus biophysique selon les auteurs

⁴ i.e. "aspect" pour Fisher *et al.* (2009), "components of nature" pour Boyd & Banzhaf (2007)

Encadré 3-1-1. Définitions des principales notions mobilisées pour conceptualiser les SE

De nombreux auteurs (Fisher *et al.*, 2009; Kandziora *et al.*, 2013; Villamagna *et al.*, 2013; Wallace, 2007) et projets internationaux (ex. MAES, CICES, SEEA-EEA) conceptualisent les SE comme des éléments de la structure, voire des états (*properties or conditions*) de l'écosystème, ou encore des processus écologiques. Certains auteurs (ex. Burkhard *et al.*, 2012 ; Dale et Polasky 2007) considèrent que le concept de structure recouvre celui de « état des entités ». Par soucis de clarification nous proposons de distinguer ces deux notions. Certains auteurs parlent de **propriétés de l'écosystème** (*properties or conditions*) pour désigner la structure et les processus écologiques voire l'état des entités (Bastian *et al.*, 2012; Kandziora *et al.*, 2013). Afin d'éviter la confusion avec des propriétés telles que résilience, robustesse ou capacité d'adaptation nous ne retenons pas cette terminologie. En conséquence les définitions suivantes sont adoptées dans EFESE-écosystèmes agricoles :

La **structure d'un écosystème** est définie par l'ensemble des entités biotiques et abiotiques qui le composent (*composition*) et des relations entre ces entités (ex. la nature des cultures et des habitats semi-naturels et la distribution spatiotemporelle de ceux-ci). La structure d'un écosystème désigne son architecture biophysique (CGDD, 2017).

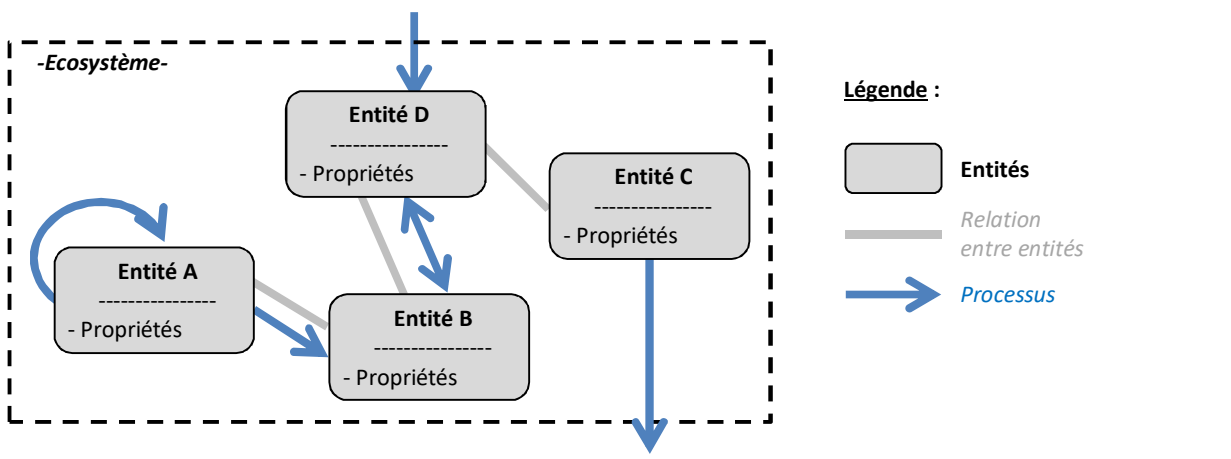
L'**état des entités** (*components, elements, entities*) biotiques et abiotiques à un instant donné est défini par la valeur des propriétés (des entités) (ex. le taux de matière organique est une propriété de l'entité sol pour estimer son état organique).

L'**état d'un écosystème** correspond à sa structure et à l'état des entités le composant à un instant donné. Il est aussi appelé « *ecological conditions* ». Dans le cadre de l'EFESE, la terminologie « état de l'écosystème » est privilégiée (CGDD, 2017).

Les **processus de l'écosystème** correspondent à des actions (s.l.) ou réactions biophysiques organisées dans le temps, voire dans l'espace. Ils déterminent les flux de matière et d'énergie dans l'écosystème. La mesure ou l'estimation de ces flux permet d'estimer l'intensité (le régime) d'exécution des processus. Ces processus incluent notamment la dynamique des populations, des communautés, des écosystèmes (plasticité, mutation et processus épigénétiques, processus démographiques et reproductifs, sélection, dispersion, colonisation...) mais aussi les processus physico-chimiques et les interactions biotique-abiotiques (CGDD, 2017).

La structure et/ou l'état des entités de l'écosystème déterminent l'intensité (le régime) d'exécution des processus écologiques qui, en retour, influent sur l'état des entités et/ou la structure (ex. interactions entre taux de matière organique et cycle des nutriments, entre structure des communautés et régulations biologiques). Il n'y a pas obligatoirement réciprocité dans ces interactions entité-processus c.-à-d. que l'état d'un type d'entités peut déterminer le régime d'un processus qui influe sur l'état d'un autre type d'entités (ex. chaînes trophiques).

Représentation schématique des notions manipulées :



Les SE sont délivrés par l'écosystème. L'écosystème correspond à un espace délimité, ouvert aux échanges d'énergie, de matière, d'organismes, d'information et dont l'ensemble des entités biotiques et abiotiques interagissent. Dans la perspective de l'analyse et de l'évaluation des SE, celui-ci peut être assimilé à la « zone critique » (*critical zone or « vadoze zone »*) qui correspond à l'enveloppe fragile de sol, de roche et d'eau qui recouvre la surface du globe, et s'étend du sommet de la canopée au toit de la lithosphère. Elle inclut la zone non saturée et la zone saturée du sol⁵. Elle inclut également la diversité animale et végétale présente ou circulant dans cet espace. Son fonctionnement détermine le régime des flux d'énergie et de matière entre les régolithes⁶, la biosphère et l'atmosphère, ainsi que l'évolution des paysages et donc les processus écologiques qui en dépendent (Field *et al.*, 2015 ; N.R.C, 2001; Wilding et Lin, 2006).

Il n'y a pas consensus sur la « nature » des éléments biophysiques qui fournissent un SE (Danley et Widmark, 2016). Beaucoup d'auteurs considèrent qu'il s'agit avant tout de **processus**. Cependant Fisher *et al.* (2009) considèrent que pour certains SE, par exemple les SE culturels relatifs aux activités récréatives, la **structure** de l'écosystème est l'élément de l'écosystème qui fournit le SE. Boyd et Banzhaf (2007) considèrent que les SE sont des caractéristiques ou éléments (*things*) de l'écosystème mais pas des processus ; pour ces auteurs les processus sont les composants (intermédiaires) de l'écosystème qui déterminent les SE. Cette distinction entre structure et processus fournissant des SE est à rapprocher de la distinction entre SE « statique » (ex. structure rocheuse pour activité de pleine nature) et SE « dynamique » (fixation du carbone, production d'eau, fréquentation touristique, etc.) proposée par Chevassus-Au-Louis (2009).

Dans la majorité des cadres conceptuels, la biodiversité est considérée, par définition, comme l'un des principaux déterminants des SE. Ainsi, dans CICES et dans le cadre conceptuel de l'IPBES, les SE sont considérés comme dépendant des processus du vivant⁷ (Diaz *et al.*, 2015). La fourniture d'éléments abiotiques issus de l'écosystème (ex. sable, roche) n'est pas considérée par ces auteurs comme un SE. Ce dernier point est cependant discuté (Kandziora *et al.*, 2013) et a conduit CICES à développer une classification distincte et dédiée aux productions abiotiques (ex. minéraux pour la nutrition – ex. sel – ou pour autres usages – ex. sable, phosphore). Certains auteurs revendiquent la nécessité de considérer la fourniture d'éléments abiotiques (*abiotic flows*) comme un SE (van der Meulen *et al.*, 2016).

Plusieurs auteurs distinguent les services écosystémiques intermédiaires (SEI) et finals (SEF) (Fisher *et al.*, 2009 ; Boyd et Banzhaf, 2007 ; CICES ; Mace *et al.*, 2012). Ces auteurs insistent sur l'importance de considérer les SEF comme les éléments de la structure ou les processus de l'écosystème utilisés par les hommes. CICES définit les SEF comme « *final outputs of ecosystem* ». Notons que CICES énonce que les SEF **ont toujours un lien fonctionnel avec l'écosystème qui les génère**⁸. Autrement dit, ils sont des composants de l'écosystème directement dépendants du fonctionnement de celui-ci. Les éléments de la structure ou les processus écologiques de l'écosystème deviennent des SE si et seulement si ils sont utilisés, activement ou passivement, par l'Homme (Fisher *et al.*, 2009). Ces auteurs insistent sur le fait que **sans bénéficiaire humain il n'y a pas de SE**.

Les SEI correspondent à des éléments de la structure ou des processus écologiques de l'écosystème qui déterminent le niveau de fourniture des SEF. La distinction entre SE intermédiaire et final est souvent subjective (Burkhard *et al.*, 2012). **La caractérisation d'éléments de la structure ou de processus écologiques comme SE intermédiaire ou final est directement dépendante du bénéficiaire du SE** (Boyd et Banzhaf, 2007). Ainsi, un SEI pour la société peut être un SEF pour l'agriculteur⁹ (*cf.* section 3.1.3.1). Par ailleurs, les SE émanent des interactions entre la structure de l'écosystème et un réseau complexe de processus écologiques (De Groot *et al.*, 2010; Fisher *et al.*, 2009; Mace *et al.*, 2012; Wallace, 2007). Kandziora *et al.* (2013) précisent que les SE émergent d'interactions entre les processus intervenant dans le cycle de l'eau, des matières, de l'énergie et des informations. Il est important de **noter que l'ambiguïté de la terminologie SEI réside dans l'utilisation du terme « service » alors qu'elle désigne les déterminants biophysiques du niveau de fourniture de SEF.**

⁵ "The Critical Zone is the thin, fragile envelope of soil, rock, air, and water that includes the land surface, and its canopy of vegetation, rivers, lakes, and shallow seas. It extends through the pedosphere, unsaturated vadose zone, and saturated ground water zone" (Wilding and Lin, 2006).

⁶ Régolithe désigne sur Terre, l'espace compris entre le sol enrichi en matière organique (sol cultivable) et la roche-mère saine.

⁷ *fundamentally dependent on living processes*

⁸ *They retain a connection between the services and the underpinning ecological structures and processes*

⁹ Les régulations du cycle des nutriments sont un SEF pour l'agriculteur (elles permettent de réduire l'utilisation d'intrants) mais peuvent être un SEI pour la société puisqu'elles déterminent la « régulation de la qualité de l'eau » qui est un SEF pour la société.

Nous pouvons dès maintenant noter la **similarité entre le concept de « services de soutien »** (*supporting services*) du MEA (2005; cf. section 3.1.3.1), qui déterminent le niveau de fourniture des autres types de SE, **et celui de SEI**. CICES assimile ces deux concepts et utilise la terminologie « *supporting or intermediate services* ». De la même façon, le concept de « fonction d'un écosystème » tel que retenu dans l'EFESE (CGDD, 2017 – cf. Encadré 3-1-2) est similaire à celui de SEI. Pour éviter les doubles comptages éventuels, Chevassus-Au-Louis *et al.* (2009), suivant la nomenclature et la logique CICES, ont décidé de ne pas évaluer les services de soutien, en considérant qu'ils conditionnent le niveau de fourniture des autres types de SE (c.-à-d. sont des déterminants biophysiques des SE). Dans cette même logique, l'EFESE a fait le choix de clairement distinguer la notion de fonction écologique et celle de SE. Pour EFESE, la fonction écologique renvoie notamment aux fonctions de base et d'entretien de la fonctionnalité des écosystèmes et au maintien du bon état des milieux.

Notons également une distinction entre biens (goods) et SE. Un bien, par opposition au SE, est **tangible et stockable**. Un bien peut être de consommation, et être destiné au consommateur final, ou de production (s'il concourt à l'élaboration des biens de consommation). Les biens et SE peuvent faire l'objet ou non d'échange marchand. Cette distinction entre bien et SE est présente dans les écrits séminaux de Robert Costanza et Gretchen Daily. Le premier distingue « *les biens de l'écosystème (tels que la nourriture) et les services (tels que l'assimilation des déchets)* » (Costanza *et al.*, 1997) et propose aussitôt d'agréger les deux termes dans l'expression « *service écosystémique* »¹⁰. Pour la seconde, les SE permettent entre autres de « *maintenir [maintain] la biodiversité et la production des biens écosystémiques [ecosystem goods], tels que les fruits de mer, le bois, les biocarburants, les fibres naturelles et de nombreux produits pharmaceutiques industriels ou leurs précurseurs* » (Daily, 1997). Nelson et Daily (2010) confirment cette distinction¹¹ en spécifiant que les SE correspondent entre autres aux processus qui supportent la production de biens. Cette distinction entre biens et SE a disparu dans le rapport MEA (2005) et la production de biens, entre autres alimentaires, fut dès lors considérée dans la grande majorité des études post MEA comme un SE d'approvisionnement.

Encadré 3-1-2. Fonctions

De nombreux cadres conceptuels sur les SE utilisent le concept de fonction. Pour Costanza *et al.* (1997) les fonctions des écosystèmes renvoient indifféremment à l'habitat, aux propriétés biologiques ou aux processus des écosystèmes. Dans la cascade de Haines-Young et Potschin (2010), une fonction d'un écosystème (*ecosystem function*) est définie comme le sous-ensemble des interactions entre la structure de l'écosystème et les processus écologique qui sous-tendent la capacité des écosystèmes à fournir des biens et des SE (définition retenue dans l'EFESE ; voir aussi TEEB, 2010). Fonction écologique (*Ecological function*) est un synonyme de fonction de l'écosystème. De nombreux auteurs mettent en lumière que le concept de fonction n'est pas stabilisé (Baveye *et al.*, 2016) que ce soit dans le domaine des SE (Bastian *et al.*, 2012; Fisher *et al.*, 2009; Kandziara *et al.*, 2013; Wallace, 2007) ou, plus généralement, dans le domaine de l'écologie (Jax, 2005 ; Picasso, 2017). Ces auteurs constatent que le concept de fonction est souvent assimilé ou très similaire au concept de processus écologique. Il est quelquefois associé au potentiel de l'écosystème à délivrer des SE (De Groot *et al.*, 2010). Lamarque *et al.* (2011) montrent que le concept de fonction a de nombreuses et divergentes définitions et que dans le domaine agricole il a été très utilisé dans le cadre des travaux sur la multifonctionnalité de l'agriculture. Il a également été mobilisé pour traiter de la multifonctionnalité des paysages (Bastian *et al.*, 2012). Il est à noter que bien qu'ayant émergé dans la même période et partageant le terme 'fonction', le cadre des SE et celui de la multifonctionnalité ont progressé dans des directions différentes (Huang *et al.*, 2015). Le cadre sur la multifonctionnalité de l'agriculture a enrichi 'horizontalement' les fonctions de l'agriculture pour prendre en compte la production jointe de trois objectifs : la sécurité alimentaire, la protection de l'environnement et la vitalité rurale. Le cadre sur les SE a enrichi 'verticalement' le concept de fonction pour étendre les fonctions de l'écosystème aux SE et initier des stratégies d'évaluation incorporant la valeur économique des écosystèmes (*ibid.*).

¹⁰ For simplicity, we will refer to ecosystem goods and services together as ecosystem services.

¹¹ « *ecosystem services include processes that support the production of consumable goods (e.g., food and timber), processes that support and regulate life (e.g., storm surge protection, crop pollination, and carbon sequestration), conditions that enhance life (e.g., recreational, aesthetic, and spiritual values), and conditions that preserve valuable options (e.g., undiscovered medicinal benefits from plants).*

3.1.1.3. Des services écosystémiques aux avantages et aux valeurs

Deux concepts clefs font globalement consensus pour traiter de la transformation des SE dans le système social : l'avantage (*benefit*) et la valeur (*value*).

Fisher *et al.* (2009) clarifient la distinction entre SE et avantage en considérant que ce dernier est « *the point at which human welfare is directly affected and the point where other forms of capital (built, human, social) are likely needed to realize the gain in welfare* » (voir aussi Amigues et Chevassus-Au-Louis, 2011). CICES précise que les avantages sont les “choses” produites à partir des SE¹², qu'ils ne sont plus connectés au fonctionnement de l'écosystème et qu'ils contribuent directement au bien-être humain. Comme indiqué par Fisher *et al.* (2009), dériver des avantages à partir des SE peut nécessiter l'introduction de capital humain (ou ressources cognitives) voire de capital matériel (ou ressources matérielles). Un même SE peut donner lieu à différents avantages. Ainsi, un SE du type « approvisionnement en eau » nécessite la mise en œuvre d'équipements matériels et de connaissances pour obtenir divers avantages du type « eau potable » ou « eau d'irrigation ».

La valeur de ces avantages dépend alors de leur usage. Elle peut dépendre d'un prix du marché local, régional ou mondial, d'une valeur d'usage indirecte, d'option ou encore d'une valeur d'existence ou de non-usage (voir ci-dessous). EFESE distingue, les **valeurs d'usage direct** avec prélèvement (ex. biens issus des SE d'approvisionnement) ou sans prélèvement (ex. SE culturels, récréation), **usage indirect** (ex. SE de régulation) et **usage potentiel ou optionnel** (accordée à un actif en vue d'un usage futur). Cette valeur dépend de la contribution de l'avantage aux objectifs du ou des bénéficiaires (van Oudenhoven *et al.*, 2012). Elle dépend donc du contexte social et culturel (Sagoff, 2011). Les valeurs des différents avantages dérivés des différents SE sont potentiellement de natures diverses. Elles peuvent poser des problèmes d'incommensurabilité et ne peuvent donc pas être appréhendées avec les mêmes méthodes d'évaluation (Chan *et al.*, 2012).

En plus des avantages dérivés des SE, EFESE distingue **la notion de patrimoine naturel**¹³ attribuant ainsi une importance sociétale et un statut particulier à certains éléments de la biodiversité ou des écosystèmes : patrimoine spirituel et identitaire, espèces et sites protégées, sites et paysages labellisés, etc. **La valeur patrimoniale relève généralement du non-usage** (valeur d'existence, de legs, ou altruiste) et ne saurait être approchée par l'évaluation économique des SE dont les avantages sont estimés par la mesure de valeurs d'usage direct, indirect ou optionnel (CGDD, 2017).

En résumé, EFESE distingue cinq types d'usages et leur associe trois types de valeur (valeur d'usage direct ou indirect, valeur d'option et valeur de non usage). Les types d'usages sont les suivants :

- usage direct avec prélèvement (ex. biens d'approvisionnement)
- usage direct sans prélèvement (ex. SE culturels)
- usage indirect (ex. SE de régulation)
- usage potentiel ou optionnel (ex. SE cachés, SE potentiels)
- non-usage relevant d'une valeur spirituelle et symbolique. Dans ce cas EFESE ne parle pas de SE mais de patrimoine naturel.

Le MEA (2005) distingue différentes composantes du bien-être humain affectées par les avantages issus des SE. Couvet et Prevot (2015) s'interrogent sur les implications sociales et culturelles de cette catégorisation qui pourrait limiter les valeurs accordées aux écosystèmes (et à la biodiversité) au seul bien-être humain (approche instrumentale). Les enjeux éthiques et culturels sont mal représentés par cette notion de bien-être, et dans la catégorie des SE dits 'culturels' du MEA (Chan *et al.*, 2012, Cf. section 3.1.3.1). Pour EFESE, les intérêts des sociétés humaines vis-à-vis des écosystèmes s'expriment autour des six grandes composantes suivantes : le besoin de sécurité, la santé, le cadre de vie, les relations sociales et les besoins économiques (CGDD, 2017).

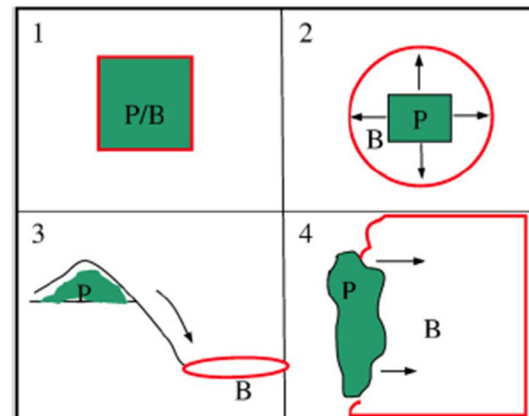
¹² “*things that people create or derive from final ecosystem services* »

¹³ Concept proche de celui de SE culturels (Cf. section 3.1.3.1) et qui crée une redondance (mais qui permettrait de distinguer capital naturel et capital culturel).

3.1.1.4. Zones de production des SE et zones de localisation des bénéficiaires des SE

Pour conduire une évaluation spatialisée d'un SE, il est important de distinguer l'espace de production ou de fourniture du SE (*production or providing area*) et l'espace géographique sur lequel les bénéficiaires dérivent les avantages de ce SE (*benefiting area*). Selon les SE, ces deux espaces géographiques peuvent être identiques, se chevaucher ou être disjoints (Figure 3-1-2) (Fisher *et al.*, 2009; Serna-Chavez *et al.*, 2014). Par exemple, un SE de type « régulation du cycle des nutriments » est fourni sur un espace et l'agriculteur en retire un avantage sur le même espace (la parcelle – cas 1). Par contre pour certains SE de régulation ces deux types d'espace peuvent être différents. Ainsi, par exemple, pour les régulations biologiques, les auxiliaires de cultures dépendent d'habitats semi-naturels plus ou moins distants des espaces cultivés sur lesquels ils réalisent ces régulations biologiques. En effet, beaucoup de ces organismes (*service providing unit*) accomplissent les différentes phases de leur cycle biologique dans des habitats différents (*e.g.* éléments semi-naturels pour hivernage et culture pour alimentation ; Tscharrntke *et al.*, 2005). Dans ces situations, le niveau de connectivité entre ces différents habitats et les caractéristiques de déplacement des organismes concernés déterminent la surface et la forme de la zone où les bénéficiaires peuvent obtenir les avantages (Figure 3-1-2 – cas 2, 3 ou 4). Cette connectivité peut être favorisée par la présence d'éléments semi-naturels ou d'espaces aménagés adaptés (*service connecting area*, Bagstad *et al.*, 2013; Serna-Chavez *et al.*, 2014).

Figure 3-1-2. Typologie de relations spatiales entre les espaces géographiques de fourniture de SE (P vert) et les espaces géographiques sur lesquels les bénéficiaires retirent les avantages (B rouge) (Fisher *et al.*, 2009).



Cette distinction entre espace de production des SE et espace au sein duquel les bénéficiaires en retirent des avantages est importante car elle sous-tend le débat sur l'allocation des terres entre surface à fonction productive et surface à fonction écologique (*e.g.* *Ecological Focus Area* dans les nouvelles mesures du premier pilier PAC). Elle est aussi nécessaire pour clairement distinguer les SE dont les bénéficiaires sont situés sur une zone limitée, voire locale, des SE dont les bénéficiaires sont à l'échelle globale, comme par exemple la régulation du climat global (Kandziora *et al.*, 2013). Elle peut être utilisée pour classer les SE suivant leurs caractéristiques spatiales (Costanza, 2008). La déconnexion spatiale entre zones de production et zones des bénéficiaires des SE peut conduire à l'inadéquation entre l'espace réel de gestion des écosystèmes agricoles – ex. le parcellaire agricole – et le niveau auquel les SE devraient être gérés – ex. le paysage – (Pelosi *et al.*, 2010). C'est un élément important à prendre en compte pour la réflexion sur l'insertion des SE dans les processus de prise de décision publique.

3.1.1.5. Typologies de services écosystémiques

Différentes typologies de SE existent, notamment la typologie MEA (2005) et plus récemment la typologie CICES. La typologie du MEA est très utilisée et citée. Elle distingue quatre grands types de SE « majeurs » (TEEB, 2010) :

- Les « SE d'approvisionnement » (ou de prélèvement) représentent la production nutritionnelle, matérielle ou énergétique de l'écosystème. Cela inclut les aliments, l'eau et d'autres ressources. Ils conduisent à des biens appropriables (aliments, matériaux et fibres, eau, bioénergies).
- Les « SE de régulation » correspondent aux processus écologiques contribuant à l'activité régulatrice des écosystèmes ; c'est-à-dire la capacité à moduler dans un sens favorable à l'homme des

phénomènes comme le climat, l'occurrence et l'ampleur des maladies ou différents aspects du cycle de l'eau (crues, étiages, qualité physico-chimique) et du transport des matières (ex. érosion).

- Les « SE culturels » permettent aux hommes de dériver des avantages non matériels récréatifs, esthétiques et spirituels de leur interaction avec les écosystèmes.
- Les « SE de soutien »¹⁴ sous-tendent les autres SE, par ex. formation des sols, cycle des nutriments, les habitats qui procurent tout ce qui est nécessaire à une plante ou un animal pour survivre. Ils ne sont pas directement utilisés par l'Homme mais conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes (recyclage des nutriments, production primaire) et donc des trois autres types de SE.

A la lumière de ces définitions les « services écosystémiques majeurs » du MEA forment une liste hétérogène. Ils sont tantôt SE, tantôt déterminants biophysiques de ceux-ci selon le bénéficiaire (Cf. section 3.1.1.2) et selon le type de service. Les catégories 'soutien' et 'régulation' renvoient le plus souvent à des déterminants biophysiques (Johnston et Russell, 2011). La liste du MEA serait donc, plutôt qu'un instrument analytique, un inventaire des enjeux majeurs dans les relations société-biodiversité, i.e. les enjeux qu'il convient de ne pas oublier dans la gestion des écosystèmes (Boyd et Banzhaf, 2007).

Différentes classifications de SE, basées sur celle du MEA (2005), ont été produites récemment. Pour bon nombre d'entre elles (ex. OECD, 2008; CICES, 2013), **elles retiennent les trois premières catégories de SE du MEA mais pas la quatrième considérant que cette dernière recouvre des « fonctions » (déterminants biophysiques) et que cela pose des problèmes de double comptage** (CICES, 2013; Bastian *et al.*, 2012; Kandziora *et al.*, 2013). Dans ces trois catégories, les SE de régulation sont souvent considérés comme les SE les moins tangibles pour l'homme et donc les moins identifiés par celui-ci (Kandziora *et al.*, 2013). Comme indiqué ci-avant, l'EFESE désigne par la notion de « fonction écologique » ce que le MEA nomme « services de soutien » et ce qui est dénommé dans d'autres travaux « services intermédiaires » (cf. section 3.1.1.2).

De plus en plus d'auteurs s'accordent sur le fait qu'il ne peut y avoir une classification unique et polyvalente des SE (Costanza *et al.*, 1997; Costanza, 2008; Fisher *et al.*, 2009). Fisher *et al.*, 2009 insistent sur le fait qu'une **typologie de SE devrait être déterminée par rapport à la nature des écosystèmes concernés et par rapport aux objectifs de l'étude ou du projet pour lequel l'analyse des SE est réalisée**. Ainsi, transposant la typologie du MEA au cas des agroécosystèmes, Zhang *et al.* (2007) et Swinton *et al.* (2007) ont reclassé les différents types de SE en distinguant les SE rendus à l'agriculture (*flowing to agriculture*) et les SE fournis par l'agriculture (*flowing from agriculture*) à la société¹⁵. Cette distinction vise à insister sur le fait que **les agroécosystèmes sont à la fois dépendants de et influent sur la fourniture des SE**.

3.1.2. Cadre conceptuel pour EFESE-écosystèmes agricoles

3.1.2.1. Bref rappel de la dépendance de l'agriculture aux services écosystémiques

Avant l'avènement des intrants chimiques et de l'ère industrielle, l'agriculture dépendait directement et principalement de ce qui est actuellement désigné « services écosystémiques ». L'augmentation de la population humaine, l'urbanisation, et le développement des technologies (ex. le procédé Haber-Bosch de synthèse de l'azote) ont conduit à une profonde transformation de l'agriculture, aujourd'hui fortement basée sur l'utilisation d'intrants industriels aux dépens des SE (Therond *et al.*, 2017; Cumming *et al.*, 2014; Foley *et al.*, 2005). L'utilisation de ces intrants, la mécanisation et la recherche d'économie d'échelle ont conduit au développement de systèmes et paysages agricoles spécialisés et simplifiés (Therond *et al.*, 2017; Foley *et al.*, 2005). Dans les systèmes de production où les animaux d'élevage ont disparu, l'apport d'effluents d'élevage,

¹⁴ Aussi appelé SE de maintenance, d'auto-entretien ou support ou services intermédiaire (Cf. section 3.1.1.2).

¹⁵ Il est important de noter un glissement de terminologie dans cette conceptualisation. Les SE sont rendus à des Hommes et pas à des secteurs économiques (agriculture); de même ce sont les écosystèmes qui rendent des SE pas des secteurs économiques (agriculture). Il serait donc ici nécessaire de parler des SE rendus par les écosystèmes agricoles aux agriculteurs et de ceux rendus par cet écosystème à la société (Cf. section 3.1.2.3).

principal facteur historique de gestion de la fertilité des sols, a été remplacé par l'usage d'intrants industriels¹⁶. Symétriquement, dans les régions où l'élevage s'est concentré, les effluents sont devenus une des causes majeures des déséquilibres agroécologiques et de pollutions agricoles (Expertise scientifique collective Inra-CNRS-Irstea "Mafor" - Houot *et al.*, 2014). Dans les pays développés, du fait de l'utilisation d'intrants industriels, les écosystèmes agricoles sont fréquemment caractérisés par un faible niveau de SE de régulation et un haut niveau de production agricole (Foley *et al.*, 2005). La transition vers une agriculture moins dépendante des intrants industriels, demandera de **mettre en œuvre des pratiques agricoles et systèmes de productions favorables aux SE** (ex. Bommarco *et al.*, 2013 ; Dumont *et al.*, 2013, 2014 ; Duru *et al.*, 2015 ; Duru et Therond, 2014 ; Garbach *et al.*, 2014, 2016 ; Kremen *et al.*, 2012 ; Lin, 2011 ; Power, 2010 ; Rodriguez *et al.*, 2014, Therond *et al.*, 2017).

3.1.2.2. Agroécosystème et écosystème agricole

Plusieurs définitions de l'agroécosystème ont été proposées en écologie et en agronomie. Pour Duvigneaud (1974), « l'agroécosystème est un ensemble d'agrobiocénoses reliées écologiquement entre elles par des facteurs climatiques, édaphiques, topographiques, biotiques, mais dépendant aussi de l'économie régionale, qui comprend les traditions et techniques agricoles et le régime alimentaire des habitants ». Pour Conway (1987), l'agroécosystème est un système écologique et socio-économique, qui inclut les plantes / animaux domestiques ainsi que les humains qui les exploitent en vue de produire de la nourriture, des fibres et autres biens agricoles. Ces définitions s'accordent sur le fait que le fonctionnement de l'agroécosystème est déterminé par l'interaction entre un système écologique (ou biophysique) et un système socio-économique (ou social). Ce type de définition de l'agroécosystème a été appliqué à différents niveaux d'organisation : la parcelle, le système de production, l'exploitation, le territoire rural ou le système alimentaire plus ou moins ouvert sur le monde (Bland et Bell, 2007; Cabell et Oelofse, 2012; Conway, 1987; Darnhofer *et al.*, 2010; Duru et Therond, 2014; Gliessman, 2004; Duvigneaud, 1974).

Dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, le terme « écosystème agricole » est employé pour désigner le système écologique en interaction avec le système socio-économique au sein d'un agroécosystème dont le niveau d'organisation, dépendant de l'objectif d'analyse ou d'évaluation est soit la parcelle, le système de production agricole ou le paysage. **Le système écologique** inclut tous les composants biotiques et abiotiques compris ou circulant dans son emprise géographique. Le système socio-économique inclut les personnes qui gèrent et interviennent sur le système écologique ainsi que les moyens de production mis en œuvre en vue de produire de la nourriture, des fibres ou tout autre produit agricole ou service rendu par ces personnes.

L'écosystème agricole présente plusieurs caractéristiques qui le distinguent/différencient d'un écosystème naturel :

(i) Il est modifié par les humains pour une finalité principale de production agricole au travers de **pratiques agricoles** (cf. définitions ci-dessous). Ces dernières, en modifiant la structure de l'écosystème (ex. les entités biotiques présentes) et l'état des entités (ex. état hydrique et azote minéral dans le sol), influent sur l'intensité d'exécution des processus écologiques et donc sur les SE (Conway, 1987; Gliessman, 2004; Swift *et al.*, 2004). Considérant l'incomplétude des connaissances sur les relations entre pratiques et processus écologiques (et sur les processus écologiques eux-mêmes), les effets des pratiques doivent aussi être envisagés comme des sources d'incertitude (Duru *et al.*, 2015; Williams, 2011).

(ii) La complexité de l'écosystème agricole émerge des interactions entre des processus sociotechniques et écologiques. Les pratiques agricoles sont donc des facteurs de variation des processus écologiques (Conway, 1987; Tichit *et al.*, 2007; Gliessman, 2004; Moonen et Bàrberi, 2008; Swift *et al.*, 2004).

(iii) La composition de l'écosystème agricole est radicalement différente de celle de l'écosystème naturel en ce qui concerne l'équilibre entre espèces domestiques et espèces sauvages ; ces dernières sont plus ou moins représentées dans l'écosystème agricole selon son le niveau d'utilisation d'intrants industriels (Conway, 1987; Foley *et al.*, 2005; Moonen et Bàrberi, 2008; Swift *et al.*, 2004). Cette composition particulière se traduit par une appropriation de la biomasse principalement au profit des humains (Haberl *et al.*, 2007).

¹⁶ Intrants industriels correspond aux intrants de synthèse mais aussi aux autres intrants produits par l'industrie (ex. industrie minière productrice de potasse et fertilisants phosphatés).

(iv) Deux grands types de biodiversité sont en interaction au sein de l'écosystème agricole : la biodiversité planifiée (ou domestique) intentionnellement intégrée par l'agriculteur (i.e. espèces animales domestiques et végétales implantées), et la biodiversité associée composée des organismes animaux et végétaux sauvages (Cf. section 3.2). La biodiversité associée dépend non seulement des pratiques agricoles mises en œuvre au sein de l'écosystème agricole mais aussi de la mosaïque et de la configuration des écosystèmes adjacents (e.g. composition et configuration des habitats semi-naturels, espaces forestiers) (Altieri, 1999 ; Sabatier *et al.*, 2015; Duru *et al.*, 2015; Dumont *et al.*, 2013; Kremen *et al.*, 2012, Tscharntke *et al.*, 2005). La nature de l'écosystème agricole est déterminée par la nature de la biodiversité planifiée mise en œuvre par l'agriculteur.

(v) L'écosystème agricole est géré en vue de produire de la biomasse, dont une partie, souvent importante, est exportée.

(v) L'état de l'écosystème agricole (structure et état des entités) est le produit de l'histoire des interactions entre pratiques agricoles, processus écologiques et climat (Matson *et al.*, 1997 ; Robinson *et al.*, 2012). Or cet état de l'écosystème agricole détermine le régime des processus écologiques et donc le niveau de fourniture des SE correspondants (Robinson *et al.*, 2012 ; voir encadré 3.1).

En résumé, **l'état, la structure et la dynamique des écosystèmes agricoles, et donc des SE associés, sont directement et indirectement liés aux pratiques agricoles historiques et actuelles.** Trois grands types de pratiques agricoles peuvent être distingués au regard de leur rôle dans l'élaboration du rendement végétal (Ittersum et Rabbinge, 1997) ou animal (Van der Linden *et al.*, 2015). Celles-ci sont décrites dans la figure 3-1-3 pour les biens végétaux et animaux :

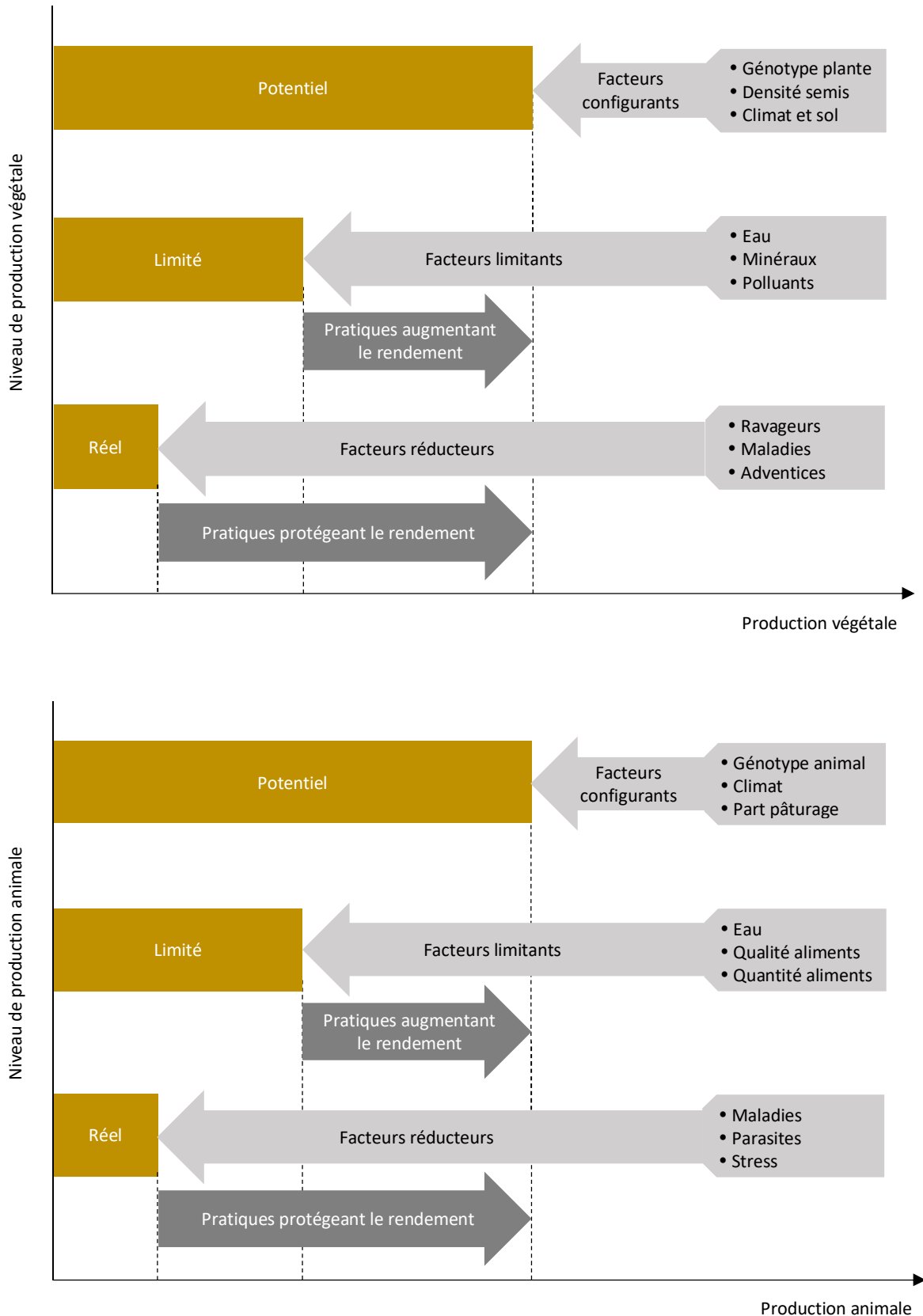
(i) Les **pratiques qui déterminent la nature et le potentiel de production pour un climat donné.** La combinaison de ces pratiques et du climat définit ce qui peut être appelé « facteurs configurants » en agronomie (*defining factors* ; Ittersum et Rabbinge, 1997) et en science animale (Van der Linden *et al.*, 2015). Les pratiques de configuration dont il est question ici sont celles relatives aux choix des espèces végétales ou animales et celles qui déterminent la structure spatiale et temporelle de la couverture végétale (variété, date, densité semis et séquence de culture¹⁷) et de la présence animale dans l'écosystème (race et part du pâturage dans la stratégie d'alimentation). Ces pratiques déterminent la nature et les caractéristiques de l'occupation du sol et, le cas échéant des animaux présents. **Elles peuvent donc être considérées comme celles qui déterminent la nature de l'écosystème agricole** (ex. vigne, vergers, culture légumière, grande culture, prairies avec ou sans animaux plus ou moins productives).

(ii) Les **pratiques qui visent à réduire les stress abiotiques** (eau et éléments minéraux) ou à modifier les conditions physico-chimiques du sol (ex. chaulage, gypsage). Elles visent à réduire les facteurs limitants de la production agricole (*limiting factors* dans Ittersum et Rabbinge, 1997). Concernant l'animal, il s'agit par exemple des apports de concentrés et compléments minéraux qui influent sur le niveau qualitatif et quantitatif du régime alimentaire (Van der Linden *et al.*, 2015).

(iii) Les **pratiques qui visent à réduire les dommages causés par les bioagresseurs** (stress biotiques) et donc à contrôler les facteurs réduisant de niveau ou la qualité de production (*reducing factors* dans Ittersum et Rabbinge 1997). Concernant l'animal il s'agit par exemple des traitements médicamenteux et anti-parasitaires (Van der Linden *et al.*, 2015).

¹⁷ La séquence de culture permet d'appréhender la nature et les caractéristiques de l'écosystème agricole sur plusieurs années. La séquence de culture correspond à l'enchaînement des couverts végétaux sur la période d'analyse. En d'autres termes la séquence est un enchaînement de successions de couples de cultures.

Figure 3-1-3 : Les facteurs configurants, limitants et réducteurs et leurs effets sur la production agricole végétale (en haut) et animale (en bas), d'après respectivement Ittersum et Rabbinge (1997) et Van der Linden *et al.* (2015).



3.1.2.3. Services écosystémiques rendus aux agriculteurs et à la société, pratiques agricoles et production agricole

Dans la lignée des travaux de Zhang *et al.* (2007) et Swinton *et al.* (2007), de plus en plus d'auteurs distinguent les SE rendus aux agriculteurs des SE rendus à la société (ex. Bommarco *et al.*, 2013 ; Duru *et al.*, 2015 ; Garbach *et al.*, 2014). Ainsi, Le Roux *et al.* (2008) dans l'Expertise scientifique collective Inra « Agriculture et biodiversité » distinguent les SE « intrant » rendus à l'agroécosystème (en fait à l'agriculteur) et les SE rendus à la société. Cette distinction met en lumière le fait que certains SE sont des **facteurs de production au même titre que les intrants anthropiques**, bien qu'ils soient de nature différente. Les SE « intrants » permettent de réduire les facteurs limitants et contrôler les facteurs réducteurs (*limiting and reducing factors*) c.-à-d. les SE de régulation des cycles des nutriments, de l'eau et de la structure du sol et les SE de régulations biologiques (y.c. pollinisation) (Bommarco *et al.*, 2013 ; Duru *et al.*, 2015 ; Garbach *et al.*, 2014).

De nombreux auteurs, dont Le Roux *et al.* (2008) et Zhang *et al.* (2007) insistent sur le fait que ces SE rendus à l'agriculteur sont dépendants du mode de gestion des écosystèmes agricoles (des pratiques agricoles) mais aussi du fonctionnement écologique des milieux semi-naturels du paysage, gérés ou pas par l'agriculture. Dans les écosystèmes agricoles à faible biodiversité (planifiée et associée) et basés sur une forte utilisation d'intrants, la production agricole est peu dépendante des SE « intrants ». Dans les écosystèmes agricoles à forte biodiversité associée, la production agricole peut être fortement déterminée par les SE de régulation des nutriments et biologiques (Figure 3-1-4) (Bommarco *et al.*, 2013; Conway, 1987; Duru *et al.*, 2015; Gliessman, 2004; Swift *et al.*, 2004). Ainsi, Swinton *et al.* (2007) considèrent que « si la fertilité du sol diminue et que les rendements sont maintenus en augmentant la fertilisation minérale, alors le coût lié à l'augmentation d'usage de la fertilisation minérale fournit une information sur la valeur d'une baisse du service fertilité du sol ». Autrement dit, ces auteurs considèrent que le niveau de variation d'apport d'intrants fournit une information sur la variation de SE qu'ils pallient (ex. régulation des nutriments).

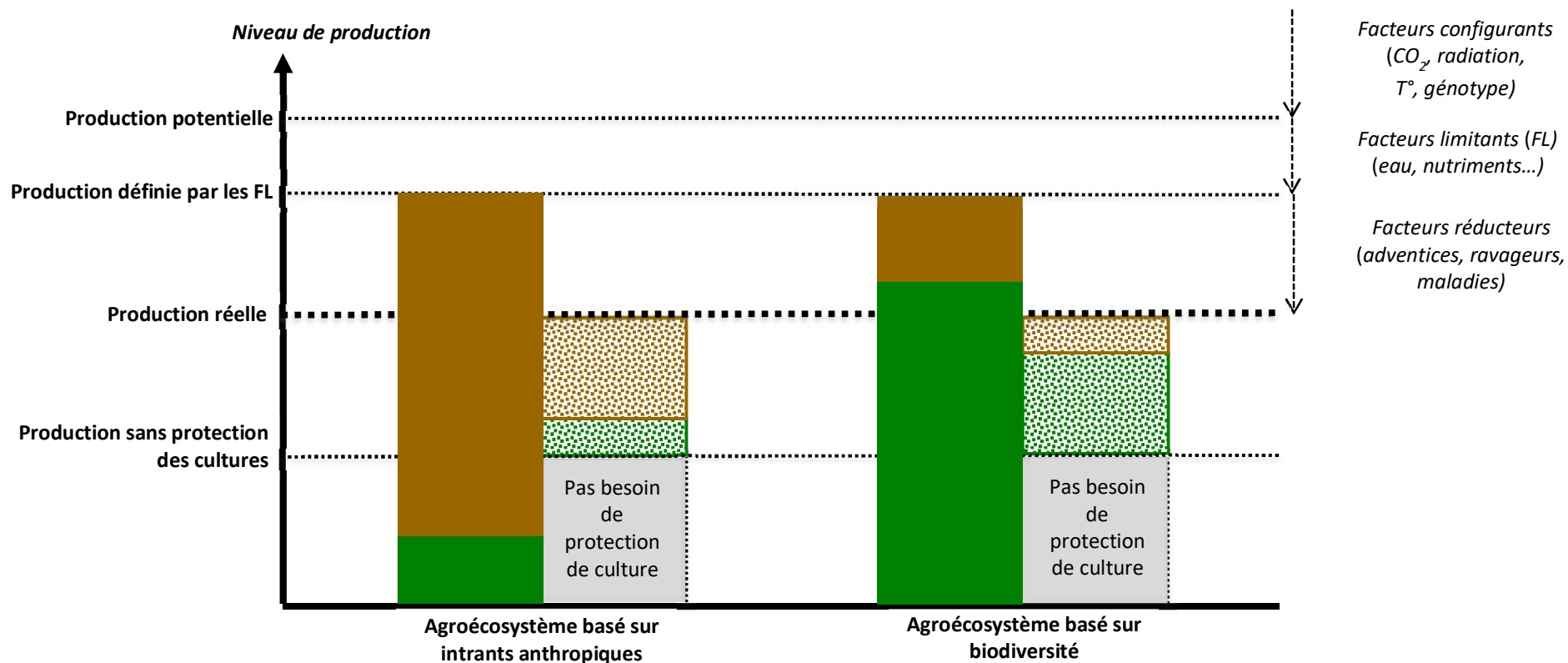
Il existe de nombreuses listes de SE rendus aux agriculteurs et à la société comme par exemple celles proposées par Le Roux *et al.* (2008) et Zhang *et al.* (2007) mais aussi par Garbach *et al.* (2014). Plus particulièrement, la commission européenne dans son second rapport « *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* » (Maes *et al.*, 2014) propose une liste de SE pour les « terres cultivées et en prairie » considérant les trois catégories de CICES : (i) *service d'approvisionnement* (ii) *service de régulation & maintenance*, et (iii) *service culturel*.

Le statut de la production agricole (végétale et animale) comme SE d'approvisionnement fait l'objet de débat dans les différentes évaluations internationales comme dans la littérature scientifique. Comme souligné par le MAES, CICES et le SEEA-EEA, l'estimation du niveau de production agricole comme indicateur du niveau de SE d'approvisionnement en produits agricoles occulte le fait que cette production ne résulte pas uniquement du fonctionnement de l'écosystème : elle est issue des interactions entre SE de régulation et intrants industriels. La quantification du SE d'approvisionnement demanderait de distinguer la part relative de l'effet des intrants anthropiques (énergie, irrigation, fertilisation, pesticides) de celle des SE de régulation afin d'identifier la contribution de l'écosystème à l'approvisionnement en nourriture. A ce jour, il existe un nombre très limité d'études ayant opéré ce partitionnement (Bengtsson, 2015). Cet enjeu n'est pas propre aux écosystèmes agricoles mais plus généralement lié aux écosystèmes anthropisés fournissant des biens (goods) (Albert *et al.*, 2016; Heink *et al.*, 2015 ; Kandziora *et al.*, 2013 ; van Reeth, 2014). Il n'existe cependant pas d'accord sur la ou les méthodes permettant de partitionner l'effet de ces intrants sur la production brute et cette dernière reste largement utilisée comme proxy des SE d'approvisionnement rendus par l'agriculture (Maes *et al.*, 2014).

Figure 3-1-4. Représentation du fonctionnement de deux formes archétypales d’agroécosystèmes présentant, pour des raisons illustratives, le même niveau de production

La première est basée sur une faible biodiversité planifiée et sur une forte utilisation d’intrants anthropiques et d’eau d’irrigation (type d’agroécosystème « basé sur les intrants anthropiques»). La deuxième a développé un agroécosystème basé sur une biodiversité planifiée et associée qui fournit un haut niveau de SE (régulations des nutriments et biologiques) ce qui lui permet de fortement réduire son utilisation d’intrants industriels et d’eau d’irrigation.

Les facteurs configurants, limitants et réduisants sont présentés en figure 3-1-3. Le niveau de « production sans (processus de) protection des cultures » est celui qui est atteint quand aucune protection naturelle (régulation biologique) et anthropique intervient. Afin de simplifier la représentation, le niveau de production sans (processus de) protection des cultures des deux types d’agroécosystème est le même. Dans l’agroécosystème basé sur les intrants anthropiques les facteurs limitants et réducteurs sont compensés par des apports d’intrants anthropiques. Dans l’agroécosystème basé sur la biodiversité ils sont principalement compensés par les services écosyst émiques de régulation (adapté de Duru *et al.*, 2015, voir aussi Bommarco *et al.* 2013).

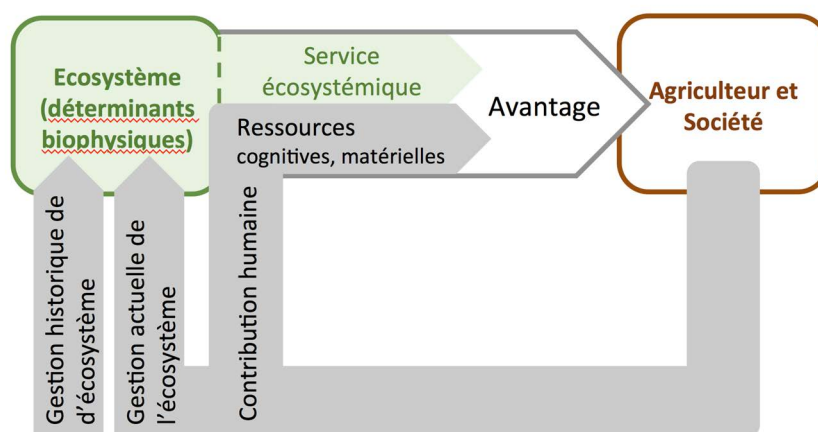


	<u>Fertilité du sol</u>	<u>Protection culture</u>
<u>Intrants anthropiques</u>	Fertilisants - Eau	Pesticides biologiques & chimiques
<u>Services écosystémiques</u>	Nutriments & cycle eau	Régulations biologiques

Dans cette logique, dans un objectif d'évaluation des SE liés aux écosystèmes agricoles, les travaux du programme MAES, du SEEA-EEA ainsi que les réflexions menées dans différents projets européens convergent sur la nécessité de **distinguer les effets sur la production agricole des SE, d'une part, et des pratiques agricoles (ex. apports d'intrants anthropiques y.c. énergie) d'autre part**. Ces réflexions font écho à celui tentant de clarifier dans quelle mesure les SE sont issus d'une « coproduction » (*co-production*) de l'écosystème et des activités de l'Homme. Il est important de noter que dans ce débat, suivant la conceptualisation des SE utilisée, la notion de co-production n'est pas formulée de la même manière. Lorsque les SE sont conceptualisés comme composants biophysiques de l'écosystème (structure ou processus, cf. section 3.1.1.2) ce sont les biens ou les avantages qui sont coproduits (ex. Remme *et al.*, 2014 - figure 3-1-5). L'enjeu est alors de distinguer la part des biens ou des avantages coproduits qui est liée au fonctionnement de l'écosystème de celle qui est liée aux ressources anthropiques (*ibid*). En revanche, quand les SE sont conceptualisés comme des avantages (cf. section 3.1.1.2), ce sont les SE qui sont directement coproduits puisque par définition les SE correspondent à une combinaison de processus écologiques et de ressources anthropiques (ex. Jones *et al.*, 2016).

Figure 3-1-5. Représentation de la co-production des avantages dérivés des services écosystémiques

Les modes de gestion passés et actuels influent sur l'état de l'écosystème et son fonctionnement, qui à leur tour influent sur le niveau de fourniture des SE. L'intégration de capital humain et manufacturé est souvent nécessaire pour dériver les avantages que la société retire des SE (adapté de Remme *et al.*, 2014).



3.1.2.4. Concepts retenus et objectifs d'EFESE-écosystèmes agricoles

L'enjeu conceptuel de EFESE-écosystème agricoles est de spécifier **pour chaque SE étudié la chaîne déterminants biophysiques, SE, avantage(s), bénéficiaire(s)**. La terminologie retenue vise à réduire les ambiguïtés tout en assurant la compatibilité avec les terminologies du cadre conceptuel de l'EFESE national ou de CICES. Dans EFESE-écosystèmes agricoles, en accord avec les dynamiques internationales (MAES, CICES, SEEA-EEA), il est considéré que (Figure 3.1.6) :

- I. **Les SE sont des éléments de la structure** (ex. matrice paysagère) **ou des processus de l'écosystème** (ex. dans CICES la filtration, séquestration, stockage, accumulation) **dont les hommes tirent directement un avantage**.
- II. **Les SE sont fournis par l'écosystème ou par le paysage conceptualisé comme une mosaïque d'écosystèmes**. Les limites et principaux éléments de l'écosystème agricole sont définis (i) dans la perspective de la détermination et de l'évaluation des SE, (ii) en se référant aux caractéristiques de cet écosystème et (iii) par rapport à la définition des autres écosystèmes dans l'EFESE nationale¹⁸. Partant de la définition de la zone critique pour la fourniture des SE (cf. section 3.1.1.2) et considérant que la zone du sol saturée en eau est une des composantes de l'écosystème aquatique, **l'écosystème agricole correspond au système sol-plantes-animaux délimité « horizontalement » par l'emprise géographique des terres agricoles et « verticalement » par le sommet de la zone du sol saturée en eau et le sommet de la canopée**. Il inclut la biodiversité planifiée

¹⁸ Ecosystèmes forestiers, écosystèmes urbains, milieux marins et littoraux, milieux humides, zones rocheuses et de haute montagne.

(y.c. les animaux domestiques) et associée présente ou circulant dans cet espace tridimensionnel. Il n'inclut pas les zones bâties. **Il correspond au sous-système écologique de l'agroécosystème. EFESE-écosystèmes agricoles se focalise essentiellement sur les écosystèmes de grandes cultures et prairies.**

- III. Le niveau de fourniture de chaque SE à un instant donné dépend de **déterminants biophysiques qui peuvent être des états d'entités** (ex. taux de matière organique), **des éléments de la structure** (ex. distribution spatiale des habitats semi-naturels) **ou des processus de l'écosystème**. Autrement dit, le niveau de fourniture des SE dépend de l'état et du fonctionnement de l'écosystème.
- IV. En cohérence avec EFESE (CGDD, 2017, voir aussi CGDD-MNHN, 2010), **le terme de « fonction » est employé pour décrire les processus écologiques qui déterminent le niveau de fourniture des SE.**
- V. **Seuls les processus liés au vivant sont conceptualisés comme des SE.** Autrement dit la fourniture d'éléments abiotiques par l'écosystème n'est pas considérée ici comme relevant du champ des SE. Il est important de noter que ce choix n'exclut pas la prise en compte d'entités ou processus abiotiques. Ils sont pleinement considérés lorsque leurs interactions avec les entités ou processus biotiques sont à l'origine des SE.
- VI. La classification CICES est retenue comme base de travail pour identifier et spécifier les services rendus par les écosystèmes agricoles et, en cohérence avec EFESE et dans la continuité des conceptualisations proposées par Daily (1997) et le SEEA-EEA, **la production agricole (animale et végétale) est conceptualisée comme un bien agricole** (*good vs. provisioning service*) dont le niveau de fourniture est déterminé pour partie par les SE de régulation et pour partie par les apports d'intrants anthropiques (Figure 3-1-4). Plus généralement, comme dans EFESE, **le concept de « SE d'approvisionnement » n'est pas retenu**. Les SE d'approvisionnement de CICES sont soit considérés comme des biens (ex. biens végétaux et animaux) soit considérés comme des services de régulation (ex. le SE de capacité à stocker et restituer de l'eau). La typologie des biens et SE instruits dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles est présentée en partie 3 du présent rapport. Elle comprend donc **trois catégories : les biens, les SE de régulation et les SE culturels**.
- VII. **Les services de régulation correspondent à des processus de régulation des flux de matière (y c. organisme vivant) et d'énergie dans l'écosystème agricole.** Les bénéficiaires de ces SE dérivent un avantage de ces flux de matière ou d'énergie (ex. flux d'azote, de carbone ou d'eau). Une augmentation du niveau de SE peut correspondre à un processus de régulation qui limite des flux (ex. SE de régulation de la qualité de l'eau, de régulation des bioagresseurs) ou au contraire qui soutient des flux (ex. SE de fourniture en azote ou de restitution d'eau, de pollinisation). Il est important de noter dès à présent, que les déterminants biophysiques des SE de régulation sont souvent multiples. Par exemple, considérant les SE de régulation des bioagresseurs, les déterminants biophysiques directs relèvent à la fois de la composition et configuration spatiotemporelles de la végétation à l'échelle de la parcelle, de son environnement direct et du paysage et de la structure et de la dynamique des communautés d'auxiliaires des cultures. Ces deux grands types de déterminants étant en interaction (Cf. sections 8.1, 8.2, 8.3 et 10.1).
- VIII. En accord avec EFESE, CICES ou Fisher *et al.* (2009), **les avantages sont conceptualisés comme des éléments du système socio-économiques, déconnectés de l'écosystème du point de vue fonctionnel**. Ils sont **dérivés des SE par leur(s) bénéficiaire(s), souvent par introduction de ressources anthropiques**. Dans cette conceptualisation, il est important de noter que la valeur associée aux différents types d'avantages dérivés des SE ne correspond pas toujours à celle des SE eux-mêmes. En effet, la valeur des avantages intègre la valeur des capitaux investis par l'homme.
- IX. EFESE-écosystèmes agricoles retient la distinction de **deux grands types de bénéficiaires** des SE liés aux écosystèmes agricoles : **les gestionnaires de l'écosystème agricole et la société** (qui inclut les agriculteurs). De ce fait, la distinction entre les SE rendus par les écosystèmes agricoles ou le paysage aux agriculteurs et SE fournis par ces écosystèmes à la société est retenue. Cette distinction permet de mettre en lumière les enjeux différenciés pour ces deux types d'acteurs, et donc, possiblement, les politiques publiques à mettre en œuvre pour réguler et orienter les interactions entre ces acteurs et les écosystèmes agricoles.
- X. **EFESE-écosystèmes agricoles se centre sur l'évaluation du niveau de fourniture des SE considérant l'état « actuel » des écosystèmes agricoles et des paysages français.** Dans cette étude, l'état des écosystèmes agricoles est analysé à partir des états d'entités ou de la structure de l'écosystème agricole ou du paysage qui déterminent le niveau de fourniture des SE considérés. Comme indiqué dans la section 3.1.2.2, **l'état de l'écosystème dépend de l'historique des interactions entre pratiques agricoles, processus écologiques et climat**.
- XI. Étant donnée la définition de l'écosystème agricole, **le climat est considéré comme un facteur biophysique exogène à l'écosystème** qui peut déterminer le niveau de fourniture des SE.

XII. Deux grands types de pratiques agricoles sont distingués :

- d'une part, **les pratiques agricoles de configuration qui définissent la nature et le potentiel de production agricole (*defining factors*) de l'écosystème. L'analyse du niveau de fourniture des SE d'un écosystème donné considère donc ce type de pratique comme fixé ;**
- d'autre part, **les pratiques agricoles qui déterminent le niveau des facteurs limitants et réducteurs (*limiting and reducing factors*) sont considérées comme des facteurs exogènes anthropiques.** Elles peuvent moduler à la hausse ou à la baisse le niveau de fourniture des SE. Elles interviennent soit *via* leur action historique sur l'état de l'écosystème (ex. effets des pratiques de travail du sol sur l'état organique du sol) soit *via* leur action sur l'expression du SE dans la période considérée pour son évaluation (ex. pratiques phytosanitaires qui modulent le niveau des SE de régulations biologiques en cours d'année).

XIII. La détermination de la **part de la production agricole permise par les intrants exogènes¹⁹ et les SE de régulation** est un front de recherche en développement. Elle constitue donc un défi pour l'EFESE-écosystèmes agricoles. Des premières pistes méthodologiques et premiers résultats de cette évaluation sont présentées dans cette étude. Ils visent à évaluer la part moyenne de la production végétale permise par les SE intrants relatifs à la fourniture d'azote et à la restitution d'eau aux plantes cultivées, considérant un état initial des écosystèmes agricoles donné (ex. une teneur en N organique).

En conclusion, le cadre conceptuel d'EFESE-écosystèmes agricoles permet de clairement distinguer les déterminants biophysiques (endogènes) et les facteurs exogènes du niveau de fourniture de SE et de la production de biens. Cette distinction permet de **différencier ce qui relève du système « sol-plantes-animaux » d'une part, de ce qui relève des pratiques agricoles et du climat exogènes à ce système d'autre part.** Considérant un état donné de l'écosystème agricole (ex. taux de matière organique des sols), cette conceptualisation offre la possibilité d'analyser le potentiel de SE que l'écosystème peut délivrer et comment, via leurs effets sur les processus écologiques, les pratiques agricoles exogènes amplifient ou réduisent le potentiel de SE. Cependant, cela ne conduit pas l'agronome à changer de posture d'analyse et de conception : c'est bien **une combinaison cohérente entre une configuration spatiotemporelle de couverts végétaux et les pratiques agricoles de gestion de ceux-ci, autrement dit un système de culture, qui permet d'atteindre des objectifs** en terme de production de biens agricoles, réduction des intrants exogènes, d'état de l'écosystème agricole et SE associés, de multifonctionnalité, ou d'effet de son fonctionnement sur les autres écosystèmes.

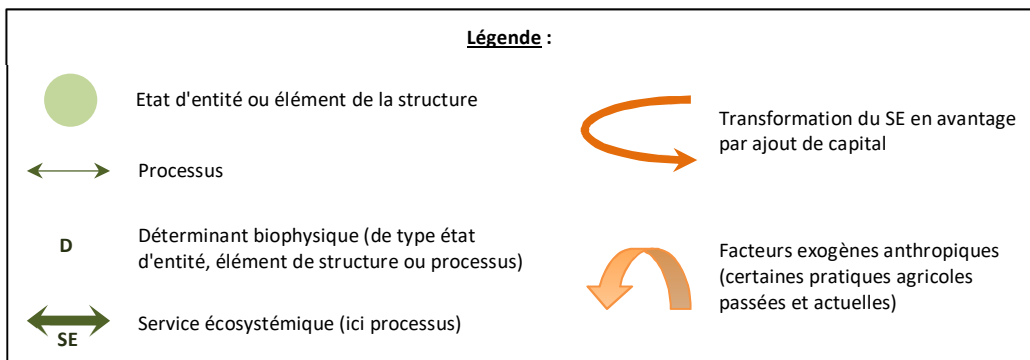
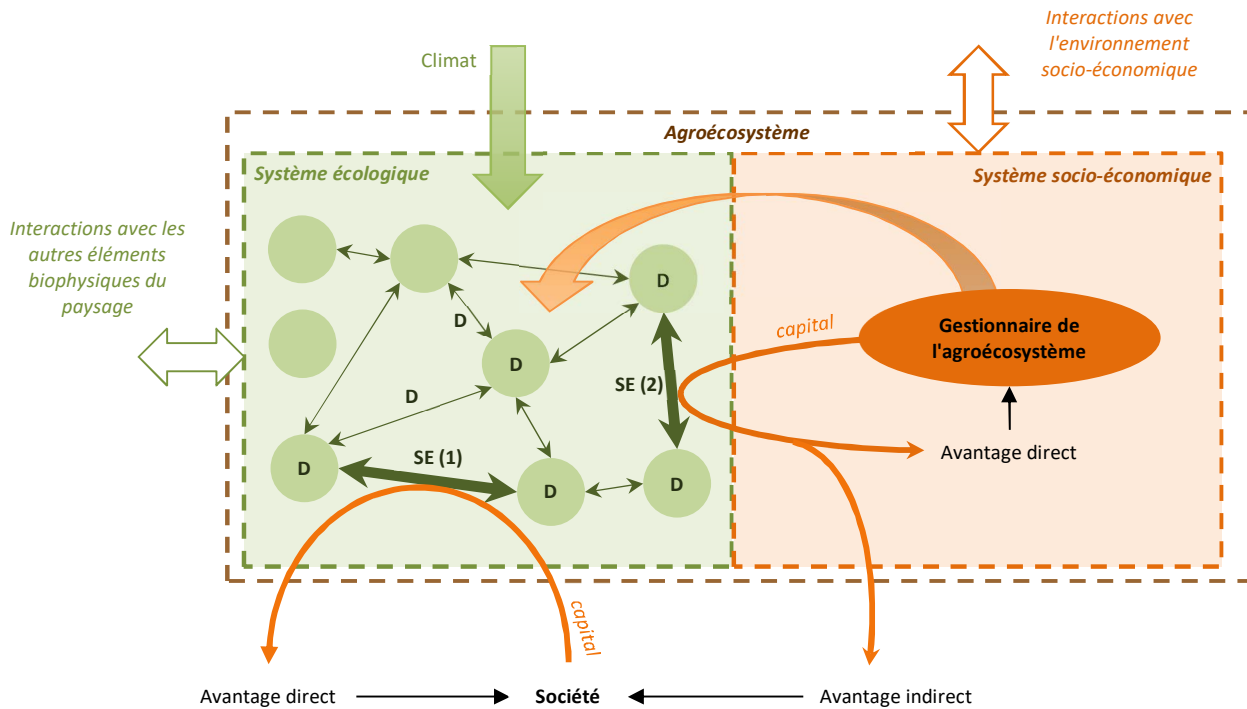
¹⁹ Intrants industriels ou matières organiques (ex. effluents d'élevage) produite sur ou hors de l'agroécosystème.

Figure 3-1-6. Représentation des concepts clefs manipulés dans l'étude

Sont représentés : les SE rendus par l'écosystème agricole correspondant à des processus écologiques, les déterminants biophysiques (état d'entités, structure ou processus) et les facteurs exogènes anthropiques (pratiques agricoles) qui influent sur le niveau de fourniture de ces SE, les avantages dérivés par l'agriculteur et la société le plus souvent par intégration de capital anthropique (ressources cognitives et matérielles), l'agroécosystème composé de deux sous-systèmes en interaction -un système écologique et un système socio-économique- et en interaction avec son environnement biophysique et socioéconomique. Par souci de lisibilité, la structure de l'écosystème et les SE rendus par les éléments de la structure ne sont pas représentés dans ce schéma. Voir le texte pour plus de détails.

Le schéma présente la fourniture de deux SE :

- (1) SE rendu directement à la société
- (2) SE rendu directement au gestionnaire de l'agroécosystème et dont la société dérive un avantage indirect



3.1.3. Des conditions de fourniture et d'utilisation des SE aux contraintes liées au fonctionnement de l'écosystème

3.1.3.1. Capacité de production des SE, pressions, demande sociale et utilisation effective des SE

Pour clarifier les conditions de fourniture et d'utilisation d'un SE donné, plusieurs auteurs ont pointé la nécessité de distinguer capacité de fourniture de SE et usage effectif des SE (de Groot *et al.*, 2010 ; Haines-Young et Potschin, 2010). En prolongement de ces observations, Villamagna *et al.* (2013) et Burkhard *et al.* (2012) distinguent quatre concepts clefs : la capacité biophysique de l'écosystème à produire un niveau potentiel de SE (*ecosystem capacity*), les pressions (*pressures*) écologiques et anthropiques qui s'exercent sur cette capacité, la demande sociétale (*demand*) pour ce SE et son utilisation effective (*actual use*) c'est-à-dire le niveau de SE effectivement transformé en avantage(s) (Figure 3-1-7).

La **capacité** biophysique détermine le potentiel de fourniture de SE de l'écosystème²⁰. La part de ce potentiel de fourniture réellement « valorisé » dépend du niveau d'utilisation effective de celui-ci par l'homme (Schröter *et al.*, 2014). La capacité biophysique correspond à la fois à un niveau maximal de fourniture et à une capacité de production potentielle (*capability* ; Bastian *et al.*, 2012). La capacité de l'écosystème à produire des SE résulte de son état et de son fonctionnement, ainsi que des modalités de gestion qui vont favoriser un état particulier. C'est pourquoi, différents auteurs soulignent que le potentiel de fourniture est co-généré par les écosystèmes et l'homme (Levrel *et al.*, 2016). Le plus souvent, la capacité d'un écosystème ne peut être mesurée directement²¹. Il faut alors l'estimer par l'utilisation d'indicateurs ou de modèles de fonctionnement de l'écosystème (Villamagna *et al.*, 2013), combinant des paramètres d'état et des paramètres fonctionnels.

Le concept de capacité d'un écosystème est difficile à appréhender ; il peut être considéré comme similaire de celui de niveau « d'intégrité écologique » (*ecological (organisational) integrity*), ou encore de « potentiel naturel » (*natural potential*). Cette assimilation ne résout que partiellement la difficulté car la notion même d'intégrité écologique fait l'objet de différentes conceptualisations qui influent sur la façon même de la mesurer (Manuel-Navarrete *et al.*, 2004). Il peut être assimilé à la « capacité d'auto-organisation » (*self-organizing capacity*) de la communauté biotique de l'écosystème (Müller *et al.*, 2000 ; Bastian *et al.*, 2012 ; Burkhard *et al.*, 2012 ; Kandziora *et al.*, 2013 ; Swift *et al.*, 2004). Le niveau d'utilisation effective d'un SE peut remettre en cause la capacité de l'écosystème à produire ce SE ou d'autres SE si le niveau de prélèvement des entités biotiques voire abiotiques remet en cause la capacité d'auto-organisation de la communauté biotique affectée (MEA, 2005 ; Villamagna *et al.*, 2013).

Les **pressions biophysiques**, d'origines écologique ou anthropique, ont un effet négatif sur le fonctionnement de l'écosystème du point de vue des SE. Elles augmentent le « travail » (*work or effort*) de l'écosystème nécessaire pour fournir les SE, voire réduisent la capacité de l'écosystème à produire des SE (MEA, 2005 ; Villamagna *et al.*, 2013). Elles induisent des changements dans l'état des entités de l'écosystème ou sa structure, et donc dans l'intensité d'exécution des processus écologiques (Cf. Encadré 3-1). Certaines pratiques agricoles peuvent être assimilées à des pressions (Gliessman, 2004 ; Kandziora *et al.*, 2013 ; Swift *et al.*, 2004). Ainsi, l'utilisation de produits phytosanitaires peut perturber le fonctionnement de la biodiversité associée de l'écosystème agricole et ainsi réduire sa capacité de production de SE de régulation biologique. Cependant, les pratiques agricoles, suivant leur nature ou leur intensité, peuvent soit être une pression soit développer la capacité de l'écosystème (ex. Duru *et al.*, 2015 ; Garbach *et al.*, 2014, 2016 ; Kremen *et al.*, 2012 ; Lin, 2011 ; Power, 2010). Pour une configuration d'écosystème agricole donnée, voire de paysage, les pratiques agricoles exogènes sont donc soit des pressions soit des leviers pour développer le niveau des SE.

²⁰ Certains auteurs (ex. Burkhard *et al.*, 2012) considèrent que la capacité de l'écosystème « *refers to the generation of the actually used set of natural resources and services* ». Cependant, dans cette étude nous utilisons le concept de capacité pour définir le potentiel de production de SE d'un écosystème.

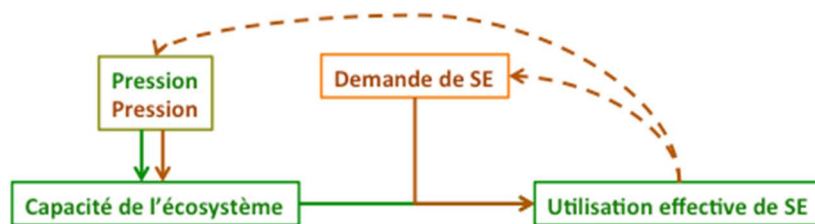
²¹ A l'exception des situations où la capacité de l'écosystème est égale au niveau d'utilisation effective de SE et que celui-ci est mesurable.

La **demande sociale en SE** est appréhendée selon deux perspectives (Wolff *et al.*, 2015). La première considère que la demande peut être approchée par l'utilisation effective ou la consommation d'un bien ou d'un SE (Burkhard *et al.*, 2012). La seconde, ancrée dans l'économie et fondée sur la notion de préférence individuelle²², utilise les préférences ou des caractéristiques socio-économiques pour définir la demande de SE (Schröter *et al.*, 2014 ; Villamagna *et al.*, 2013). La demande est alors déterminée par les conditions biophysiques (pédoclimatiques) locales, la taille de la population des bénéficiaires, les préférences culturelles et la valeur affectée par ces bénéficiaires aux avantages issus de ces SE. Cette demande peut changer sans changement dans la capacité de l'écosystème à produire ces SE (Villamagna *et al.*, 2013).

Le niveau d'**utilisation effective de SE** (c.-à-d. transformé en avantage) dépend du niveau de demande et de la capacité de l'écosystème. Le niveau d'utilisation effective de SE dépend également de l'efficacité de la technologie²³ mise en œuvre pour dériver un avantage d'un SE (Boyd et Banzhaf, 2007). Ainsi, le niveau d'utilisation d'un SE de type régulation biologique (des bioagresseurs) dépend des technologies mises en œuvre pour estimer ce niveau de service et déterminer une stratégie de protection des cultures prenant effectivement en compte celui-ci.

Figure 3-1-7. Représentation simplifiée des conditions de fourniture et d'utilisation des services écosystémiques (SE).

En vert les dimensions biophysiques de l'écosystème, en orange les dimensions du système socio-économique. La capacité de l'écosystème correspond à la fois au niveau maximal de fourniture de service écosystémique et à une capacité de production potentielle de l'écosystème considérant un état donné. Le niveau de demande détermine le niveau d'utilisation effective de service écosystémique. Le niveau de demande de service peut être déterminé par la capacité de l'écosystème (ex. diminution de la demande si la capacité de l'écosystème n'est pas suffisante). Les pressions anthropiques ou écologiques influent négativement sur la capacité de l'écosystème via la modification de l'état de l'écosystème (ex. dégradation de l'état organique des sols du fait de l'exportation de biomasse et du changement climatique). Le niveau d'utilisation effective peut devenir une pression s'il conduit à une dégradation de l'état de l'écosystème.



Les pressions écologiques et anthropiques déterminent la capacité biophysique de l'écosystème à produire des SE. La demande sociétale de SE et la capacité de l'écosystème déterminent le niveau d'utilisation effective de ce SE. Ce dernier peut déterminer la demande de SE (flèche pointillée entre utilisation et demande, ex. lorsque le niveau disponible est inférieur à la demande celle-ci peut être révisée à la baisse par les bénéficiaires). Lorsque l'utilisation effective du SE remet en cause l'intégrité de l'écosystème (ex. surpâturage, exportation trop importante de matière organique), elle devient une pression sur l'écosystème (flèche pointillée supérieure entre utilisation et pression).

Un écosystème présentant une importante capacité de production d'un SE permettra tout autant de fournir un plus haut niveau de SE dans l'absolu ou un même niveau de SE avec un niveau de pression plus élevé (Villamagna *et al.*, 2013). La capacité de l'écosystème détermine donc la résilience de la production de SE aux pressions écologiques et anthropogéniques.

La différenciation de la capacité de l'écosystème et du niveau d'utilisation effective d'un SE permet d'appréhender les situations de non utilisation d'une partie du potentiel (capacité > utilisation effective) et de surexploitation et dégradation des écosystèmes qui conduisent à une réduction de la capacité de l'écosystème. Ces notions permettent donc de positionner **l'analyse des SE dans la perspective de la dynamique entre utilisation des écosystèmes et fonctionnement des écosystèmes et dans celle d'une gestion durable des (agro)écosystèmes**. Une gestion durable des (agro)écosystèmes vise à conserver sa capacité de production de biens et SE tout en assurant la reproduction du capital naturel.

²² "ces préférences sont contraintes par un niveau de ressources disponibles que l'individu tente d'allouer de la manière la plus optimale possible" (Levrel *et al.*, 2016)

²³ Entendue ici comme ayant des composantes cognitives, matérielles, organisationnelles et institutionnelles.

Il est important de noter que **la capacité biophysique de l'écosystème, les pressions, la demande sociétale et son utilisation effective s'estiment relativement à un espace de production pour une période donnée et pour un SE ou un ensemble de SE**. La période de temps sur laquelle est estimée le niveau des SE peut être déterminante du résultat de l'évaluation (Burkhard *et al.*, 2012).

3.1.3.2. Niveau de production de SE, dis-services, contraintes

Une réduction du niveau de production de SE peut avoir deux grands types de conséquences suivant la nature des SE. Concernant les SE culturels une baisse de SE induit principalement une baisse des avantages qui en sont dérivés. Concernant les SE de régulation, une baisse de SE induit une baisse des avantages dérivés mais peut également induire une apparition ou augmentation de dis-services²⁴ associés (ex. bio-agressions) qui peuvent induire des coûts de réparation, directs (*e.g.* traitement phytosanitaires) ou indirects (ex. impacts des phytosanitaires sur la santé humaine).

Plus généralement, la notion de dis-service est apparue pour tenir compte des effets indésirables du fonctionnement des écosystèmes plus ou moins anthropisés sur l'Homme. Elle a fait l'objet d'une attention particulière dans la littérature portant sur les écosystèmes agricoles et urbains où il est question de deux grands « types » de dis-services :

- Type 1 : les effets négatifs de la biodiversité ou de certains processus des écosystèmes sur l'Homme par exemple les effets négatifs de la faune « sauvage » sur le fonctionnement de l'agroécosystème ou des zones urbaines (Dunn, 2010) ou encore les émissions de N₂O par les zones humides, ou de pollen allergènes par la végétation (voir section 3.2.4).
- Type 2 : les impacts négatifs (ou nuisances) des activités humaines, tels que ceux liés aux pratiques d'entretien ou d'exploitation de l'écosystème (ex. traitement phytosanitaires ou apports de fertilisants ; Dale et Polasky, 2007; Power, 2010; Swinton *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2007), qui génèrent des pollutions (ex. pesticides ou nitrates) qui circulent dans l'écosystème et, *in fine*, réduisent le bien être de l'Homme.

Les agroécosystèmes sont concernés par ces deux types d'effets indésirables sur l'Homme. Concernant l'agriculture, il est important de noter que le type 2 est classiquement et historiquement conceptualisé directement comme les impacts négatifs (ou nuisances) des pratiques agricoles sur l'environnement plutôt que comme des dis-services liés au fonctionnement de l'écosystème. L'évaluation des impacts négatifs sur l'environnement des activités agricoles et le développement de mesures de régulation de ceux-ci ont fait l'objet de très nombreux travaux de recherche et d'interventions des pouvoirs publics, avant même le fort développement du concept de SE. Différents auteurs (ex. Dale et Polasky, 2007; Duru *et al.*, 2015; Power, 2010; Swinton *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2007) expliquent que le développement d'un agroécosystème présentant une importante biodiversité (planifiée et associée) permettrait de fournir une large gamme de SE et de réduire les nuisances des pratiques agricoles. Plusieurs auteurs (ex. Therond *et al.*, 2017 ; Duru et Therond, 2014 ; O'Farrell *et al.*, 2007), insistent sur l'importance de distinguer les **pratiques agricoles dont l'objectif est de réduire les impacts négatifs de l'agriculture** (ex. apport du bon produit à la bonne dose au bon moment) de celles ayant pour objectif de **développer et gérer la biodiversité et ainsi, de modifier l'état et la structure de l'écosystème afin de fournir un niveau de SE supérieur**.

Plus généralement, afin de limiter les ambiguïtés sur les enjeux de gestion et sur la nature des mesures à mettre en œuvre pour y répondre, il semble nécessaire de bien distinguer les processus écologiques correspondant à des SE, les processus écologiques correspondant à des dis-services (ou contraintes, type 1 ci-dessus) et les impacts négatifs des activités agricoles (ou nuisances, type 2 ci-dessus) (Barot *et al.*, 2017 ; Therond *et al.*, 2017).

Dans cette analyse des SE et dis-services, il est important de noter qu'un SE qui bénéficie à certaines parties de la société peut porter préjudice à d'autres : la spécification des acteurs concernés est donc à nouveau primordiale. Par exemple, la régulation de la faune sauvage par les grands prédateurs peut être considérée comme un SE pour les forestiers alors qu'elle peut être considérée comme un dis-service pour les chasseurs ou promeneurs.

²⁴ Ou des(-)services, dys(-)services.

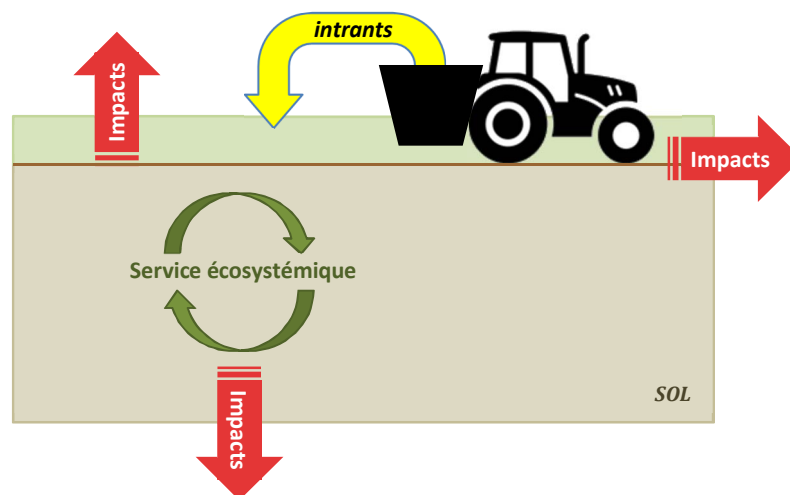
3.1.3.3 Conclusion sur les concepts retenus dans EFESE-écosystèmes agricoles

Dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles les concepts de (i) capacité biophysique de l'écosystème, (ii) facteurs exogènes qui ont un effet positif ou négatif (pressions) du niveau de fourniture des SE, (iii) demande sociétale en SE et (iv) niveau d'utilisation effective de SE sont retenus pour instruire les conditions de production des SE.

EFESE a décidé de ne pas utiliser la notion de dis-service mais **retient le concept de « contraintes » exercées sur les activités humaines** pour représenter les effets négatifs du fonctionnement biophysique des écosystèmes sur les activités et le bien-être humains (dis-service de type 1). Par soucis de cohérence avec le cadre conceptuel d'EFESE, EFESE-écosystèmes agricoles utilise cette terminologie.

Les services écosystémiques correspondent principalement à des processus de l'écosystème dont l'homme dérive des avantages. Les impacts négatifs des activités agricoles correspondent à des flux de matière voire d'énergie de l'écosystème agricole vers les autres écosystèmes liés aux activités agricoles (Figure 3.1.8). Ainsi l'azote fourni ou fixé peut être conceptualisé comme un service écosystémique alors que l'azote issu de la fertilisation et lixivié au-delà du système racinaire est considéré comme un impact négatif sur les écosystèmes aquatiques. La dégradation des pesticides par l'activité microbienne des sols correspond à un service écosystémique alors que les pesticides qui se dispersent de l'écosystème agricole vers les autres écosystèmes sont considérés comme un impact. La réduction du protoxyde d'azote (N_2O , gaz à effet de serre) en diazote (N_2 , gaz sans effet de serre) est un service écosystémique, alors que l'émission de N_2O liée aux apports de fertilisants azotés est un impact. Il est important de noter, que **la connaissance du niveau d'un service écosystémique ne permet pas d'inférer directement le niveau de l'impact associé et inversement. Services écosystémiques et impacts négatifs sur l'environnement des activités agricoles sont donc deux points de vue différents et complémentaires sur le fonctionnement des écosystèmes agricoles.**

Figure 3-1-8. Les services écosystémiques de l'écosystème agricole et les impacts négatifs des activités agricoles sur les autres écosystèmes sont deux points de vue différents.



Aussi, les concepts de SE, contraintes et impacts environnementaux négatifs sont explicitement distingués dans EFESE-écosystèmes agricoles. Le premier enjeu est d'éviter une confusion entre un bas niveau de SE et une contrainte (dis-service de type 1), autrement dit, entre un processus dont est dérivé un faible niveau d'avantage et un processus qui a un effet indésirable. Comme pointé par Villamagna *et al.* (2013), le deuxième enjeu est de bien distinguer les SE rendus par l'écosystème, c.-à-d. les processus de l'écosystème dont sont dérivés un avantage (*ecological work*), des flux de matière (ex. polluants, sols) des écosystèmes agricoles vers les autres écosystèmes liés aux pratiques agricoles. Ainsi, par exemple, considérant le SE de régulation de la qualité de l'eau, Villamagna *et al.* (2013) insistent sur la nécessité d'évaluer la capacité de filtration ou rétention de l'écosystème alors que la qualité de l'eau traduit les flux de polluants issus des écosystèmes. Ces auteurs mettent clairement en lumière que ces deux informations ne sont pas redondantes en indiquant que deux mêmes écosystèmes peuvent générer le même flux de polluants (la même qualité d'eau) alors qu'ils

produisent des niveaux de SE différents, du fait d'une pression de polluants différentes. Aussi, pour chacun des SE analysés dans cette étude, lorsqu'elle est pertinente, cette distinction entre SE et impacts environnementaux négatifs est réalisée.

3.1.4 Domaine et démarche d'analyse d'EFESE-écosystèmes agricoles

Le cadrage conceptuel présenté ci-avant permet de spécifier précisément le domaine et la démarche d'analyse mise en œuvre dans l'étude.

Cette étude sur concentre l'analyse et l'évaluation biophysique et économique des SE rendus pas les écosystèmes agricoles et les paysages dans lesquels ils sont insérés. De ce fait, elle se concentre sur l'analyse et l'évaluation des processus et composantes de la structure des écosystèmes dont les agriculteurs ou la société dérivent des avantages.

L'analyse détaillée des SE présentée ci-après est structurée autour de la spécification de la nature du SE (quel processus/composantes de la structure), des avantages dérivés et bénéficiaires et des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes du niveau de fourniture des SE. L'évaluation biophysique des SE et des biens consiste à quantifier leur niveau de fourniture à l'aide d'indicateurs visant à représenter le SE. L'évaluation économique des SE consiste à fournir une estimation de la valeur monétaire du niveau biophysique de fourniture de SE ou de l'avantage que la société dans son ensemble et/ou le gestionnaire de l'écosystème agricole en dérive. La spécification et l'évaluation des autres valeurs (ex. sociales) des SE ne relèvent pas du champ de cette étude.

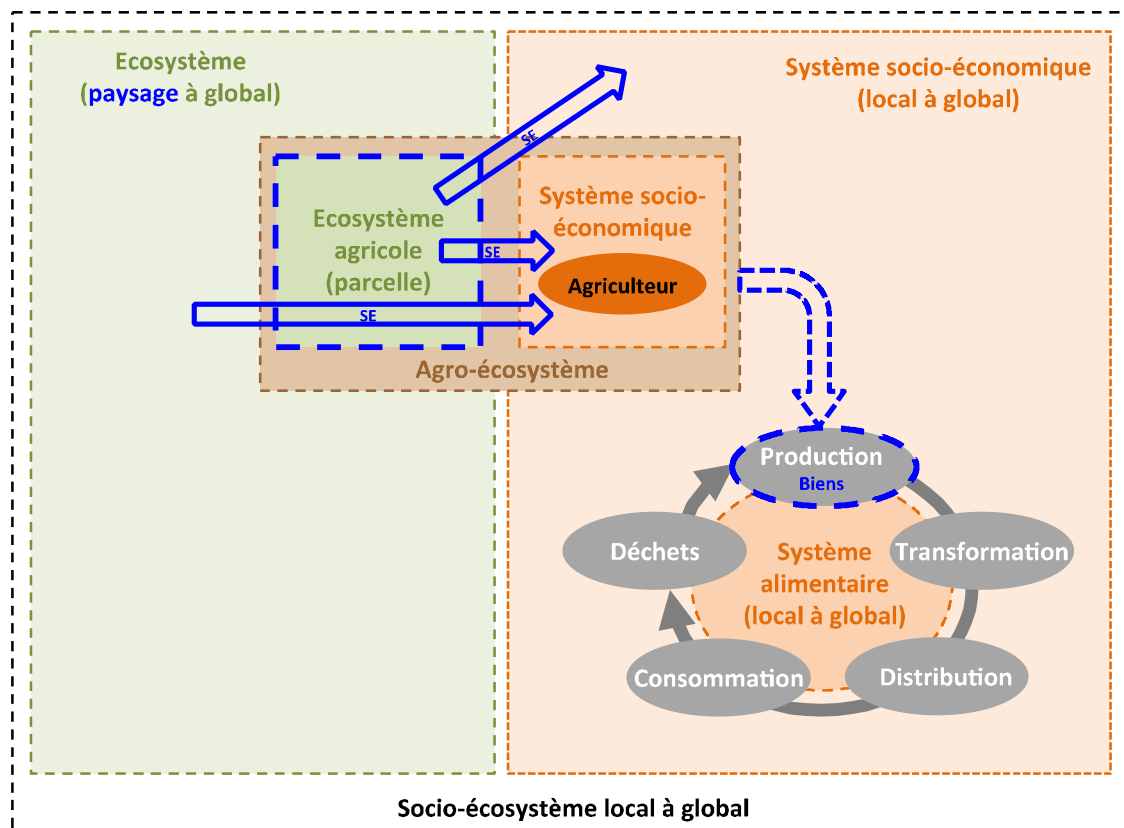
La spécification des avantages dérivés des SE se focalise sur ceux dérivés directement par le bénéficiaire principal (le gestionnaire de l'écosystème agricole ou la société). Lorsque ce bénéficiaire principal est le gestionnaire de l'écosystème agricole les principaux avantages dérivés par la société du fait d'un changement d'état des écosystèmes liés aux changements de comportement du gestionnaire, sont également spécifiés. Par contre, la spécification de l'ensemble des avantages indirects dérivés par les différents bénéficiaires d'un SE ne relève pas du champ de l'étude.

L'analyse détaillée des contraintes (dis-services) exercées par les écosystèmes sur les activités et le bien-être humains ne relève pas du champ principal de l'étude. Dans la mesure du possible, une analyse voire l'évaluation des impacts négatifs (ou nuisances) des activités agricoles est présentée lorsqu'elle permet d'aider à l'interprétation des résultats d'évaluation du niveau des SE. Ainsi, par exemple, le niveau d'azote lixivié est évalué en relatif du niveau de SE de régulation de la qualité de l'eau (CF. section 8.11).

Enfin, l'analyse de la chaîne de traitement des avantages et biens agricoles dans la sphère socio-économique de l'agroécosystème ou le système alimentaire ne relève pas du champ de l'étude. Ainsi, si on se réfère au concept de système alimentaire, élargi aux productions non-alimentaires d'origine agricole (Therond *et al.*, 2017), les activités en amont du système de production (agrofourniture), de transformation des produits agricoles au sein et en aval de celui-ci, de commercialisation et de gestion des déchets et de consommation ne relèvent pas du champ de l'étude (Figure 3-1-9).

Figure 3-1-9. Représentation simplifiée du domaine d'analyse central de l'étude (en bleu).

SE = services écosystémiques.



3.2. Biodiversité et services écosystémiques dans les écosystèmes agricoles

Expert coordinateur : Emmanuelle Porcher

Contributeur scientifique : Bruno Chauvel

Avant-propos : la biodiversité est-elle un service écosystémique ?

Depuis les années 1990, la biodiversité a été au centre de nombreuses études scientifiques en écologie ; ce concept est maintenant de plus en plus associé à celui des services écosystémiques (SE). Les deux termes sont très liés, mais l'étude de la « variabilité du vivant » et des services écosystémiques ne recouvrent pas exactement les mêmes objectifs (Faith, 2012). En particulier, il existe une dichotomie de valeurs : **la biodiversité est souvent associée à une valeur intrinsèque tandis que les SE matérialisent des valeurs utilitaires** (Haines-Young et Potschin, 2010). Ce constat suscite au moins deux interrogations :

- (1) dans quelle mesure l'essor actuel de l'approche SE met-elle en péril la conservation de la biodiversité pour elle-même, sachant que (i) certains éléments de la biodiversité peuvent ne contribuer à aucun SE sur la période d'analyse, (ii) contribuer à des SE qui ne sont que très difficilement évalués (indicateurs peu ou difficilement accessibles) ou (iii) contribuer à des SE difficiles à identifier (Chevassus *et al.*, 2009)²⁵ ;
- (2) la biodiversité peut-elle être considérée comme un SE ?

Pour la 2^e question, Liqueste *et al.* (2016) recommandent que la fonction de maintien des populations et des habitats « nursery » soit considérée comme un service quand elle est directement liée à un avantage concret pour l'Humain, et non pas lorsqu'elle est utilisée comme un indicateur générique de biodiversité et d'état des écosystèmes. Cependant, le point de vue excluant la biodiversité des SE peut être débattu, en premier lieu car tout dépend des définitions retenues pour les notions de biodiversité et de SE (Jax et Heink, 2015, Cf. section 3.1). En second lieu, la biodiversité possède certaines valeurs utilitaires, qui ne sont pas reconnues comme SE dans beaucoup de nomenclatures actuelles, mais qui restent néanmoins définies par rapport à un bénéficiaire humain. C'est le cas notamment de la valeur patrimoniale (Maitre d'Hôtel et Pelegrin, 2012) ou de la valeur d'option et de non usage, relative à l'usage potentiel futur, qui peut inclure des avantages non identifiés actuellement. Enfin, il peut être envisagé de concevoir la biodiversité directement comme un SE dans certains cas. Ainsi lorsque la structure ou le fonctionnement (les processus) de l'écosystème permettent la conservation de la biodiversité, la France peut respecter ses engagements internationaux (Convention sur la diversité Biologique) sans avoir à conduire des actions et des investissements dédiés. Par exemple, la préservation d'écosystèmes fonctionnels permettant de maintenir des populations d'espèces protégées par les directives Habitats et Oiseaux peut être vue comme un avantage pour l'état français, qui n'a alors pas besoin de mettre en place des programmes lourds (conservation ex situ, réintroduction, etc.) pour respecter ses engagements vis-à-vis de l'Union Européenne ou de conventions internationales. Dans les écosystèmes agricoles, ce raisonnement est valable pour toutes les espèces inféodées²⁶ aux milieux agricoles.

En cohérence avec l'EFESE nationale, dans cette étude, la biodiversité n'est pas considérée comme un SE. Par définition, elle est considérée comme le déterminant biophysique central des SE (Cf. section 3.1). Ce choix lui redonne une place de première importance dans le débat sur la conservation.

L'objectif de cette section est de définir le concept de biodiversité tel qu'utilisé dans EFESE-écosystèmes agricoles, de résumer les pressions qu'elle subit, de caractériser son rôle comme déterminant biophysique majeur des SE, mais aussi potentiellement comme contrainte pour l'Humain et ses activités, et de discuter des conséquences des dispositifs visant à développer les SE pour la conservation de la biodiversité.

²⁵ Chevassus-au-Louis B., Salles J.-M., Pujol J.-L., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Paris, Centre d'Analyse Stratégique et Documentation Française, 400 p.

²⁶ Une espèce inféodée aux milieux agricoles est une espèce qui dépend des écosystèmes agricoles pour son alimentation et/ou sa reproduction, telles les plantes messicoles ou certaines espèces d'oiseaux nidifiant dans les parcelles agricoles.

3.2.1. Définitions clefs

Le vivant a une structure hiérarchisée, de la molécule à la biosphère, et la variabilité de ce vivant constitue la biodiversité. La définition de la biodiversité issue de la Convention sur la Diversité Biologique²⁷ (CBD) met en avant trois niveaux particuliers : individus (diversité génétique), espèces, écosystèmes, mais la réalité est plus continue. En particulier, le vivant se caractérise par la diversité des niches et des fonctions occupées par les individus et les espèces, qui n'est pas explicite dans la définition de la CBD, mais qui a des conséquences importantes pour les SE (e.g. Mouillot *et al.*, 2011; Wood *et al.*, 2015).

Dans les écosystèmes agricoles, un autre critère peut être utilisé pour définir et catégoriser la biodiversité : la relation que les organismes entretiennent avec les systèmes cultivés, qui est également reliée à leur rôle dans la fourniture de SE. Plusieurs nomenclatures ont été proposées pour caractériser la biodiversité des écosystèmes agricoles. La plus simple distingue (i) la diversité planifiée (ou domestique), intentionnellement intégrée par l'agriculteur, (ii) de la diversité associée composée des organismes sauvages (Altieri et Nicholls, 2004). D'autres définitions distinguent la contribution, positive, négative ou nulle de la biodiversité associée à la production agricole. Clergue (2005) par exemple distingue la diversité agricole (~diversité planifiée d'Altieri et Nicholls), la diversité para-agricole, qui contribue positivement à la production (faune du sol, auxiliaires, pollinisateurs, diversité des plantes au sein des prairies...) et la diversité extra-agricole, qui ne contribue pas à la production, même si elle peut être affectée par elle. D'autres catégories existent (e.g. Moonen et Barberi, 2008) pour singulariser notamment les ravageurs²⁸. Dans ce chapitre, nous nous intéresserons à l'ensemble de la biodiversité des écosystèmes agricoles, comme déterminant biophysique central des SE, mais aussi comme composante favorisée ou défavorisée par les activités agricoles.

La mosaïque d'écosystèmes en interaction, *i.e.* le paysage, est un élément structurant de la biodiversité des écosystèmes agricoles. L'**écosystème** est défini comme l'ensemble des communautés biologiques et de l'environnement physique qui les héberge (Begon *et al.*, 2006). Les écosystèmes agricoles sont principalement composés de parcelles, cultivées ou en prairie, et d'éléments semi-naturels (bords de parcelles et de routes, bosquets, mares, haies, bandes enherbées). Ils font partie d'une mosaïque d'écosystèmes en interaction, c'est-à-dire échangeant de la matière et de l'énergie, notamment *via* des mouvements d'individus. Dans ce contexte, il devient plus pertinent de considérer des **métapopulations** et des **métacommunautés**, c'est-à-dire des réseaux de populations ou de communautés écologiques dissociées dans l'espace mais interconnectées par la dispersion (Gilpin et Hanski, 1991). Chaque écosystème d'un paysage agricole héberge en effet une biodiversité différente, mais avec des échanges possibles déterminant *in fine* la biodiversité présente. La structuration spatiale peut se représenter comme un système hiérarchisé, de la parcelle cultivée, à l'exploitation (ensemble des parcelles), à la région agricole (ensemble des exploitations), mais peut également inclure des gradients qui sont plus difficiles à définir, tels les gradients bioclimatiques ou gradients de pratiques agricoles.

Nous verrons ci-après qu'il est important de prendre en compte les échelles spatiales : les mécanismes responsables des changements de biodiversité dans les écosystèmes agricoles ne sont pas les mêmes selon que l'on se place, par exemple, à l'échelle de la parcelle ou à celle du paysage (Benton *et al.*, 2003).

²⁷ Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes.

²⁸ Classification de Moonen et Barberi (2008) : "(1) the cultivated or bred species producing a good [agricultural diversity] or the productive units, (2) the auxiliary species; spontaneous or introduced species which support the production process [para-agricultural diversity] or auxiliary habitat (e.g. windbreaks, drainage channels), (3) pest species; spontaneous species damaging the production process and managed to be controlled (including species supporting pests) or contaminating habitat (e.g. salt water bodies), (4) wild species producing goods, managed or not, which can sporadically be present within a non-productive vegetation or grouped together in stands thus becoming a habitat (e.g. blackberry (*Rubus fruticosus* L.) or trees for fire wood) and (5) spontaneous neutral species [extra-agricultural diversity] or semi-natural habitat such as woodlots and rivers, whose presence does not affect the production services"

3.2.2. Interactions réciproques entre biodiversité et services écosystémiques

3.2.2.1. La biodiversité comme déterminant biophysique clé des SE

Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes – La biodiversité associée des écosystèmes agricoles est l'un des principaux déterminants biophysiques des SE, d'une part car les SE font, souvent par définition, intervenir les processus du vivant, d'autre part car la diversité de ce vivant a un effet démontré sur le fonctionnement des écosystèmes (Cardinale *et al.*, 2012). Les premiers travaux sur la relation entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes datent des années 90 ; ils portaient sur les effets de la diversité en espèces de plantes dans des écosystèmes de prairies, et montraient une relation positive entre la productivité primaire (et la stabilité temporelle de cette productivité, cf. ci-dessous) et le nombre d'espèces (Tilman *et al.*, 1996). Ces premiers résultats expérimentaux sur les écosystèmes prairiaux ont été confortés récemment (ex. Prieto *et al.*, 2015), mais ont surtout été généralisés en considérant d'autres processus écologiques, d'autres niveaux de diversité et d'autres écosystèmes (pour des synthèses voir Cardinale *et al.*, 2011; Gagic *et al.*, 2015; Lefcheck *et al.*, 2015). Ces extensions ont montré un effet souvent positif de la diversité sur d'autres processus écologiques correspondant à des SE ou déterminant leur niveau de fourniture : pollinisation (e.g. Nicholls *et al.*, 2013), résistance aux maladies, dispersion des graines, contrôle biologique (e.g. Maine et Boyles, 2015), recyclage de la matière organique, bioturbation²⁹. De même, d'autres niveaux de biodiversité (diversité génétique, fonctionnelle, écosystémique) peuvent améliorer le fonctionnement des écosystèmes. Les synthèses montrent que la biodiversité, à quelque niveau que ce soit, est donc souvent associée à un fonctionnement plus efficace de l'écosystème (Cardinale *et al.*, 2012; pour les sols : Lemanceau *et al.*, 2015). Cependant ces synthèses soulignent aussi des exceptions à cette tendance, et la nécessité d'approfondir les connaissances sur les relations entre biodiversité, processus écologiques et SE (Simon *et al.*, 2010; Balvanera *et al.*, 2014; Harrison *et al.*, 2014; Lemanceau *et al.*, 2015).

Dans les écosystèmes agricoles, le rôle de la diversité génétique des cultures dans la résistance aux maladies est connu depuis longtemps (par exemple Zhu *et al.*, 2000). Des travaux plus récents se développent pour comprendre comment une telle diversité peut être utile pour développer une agriculture plus durable, moins dépendante de tous les types d'intrants (Hajjar *et al.*, 2008). De même, il existe un intérêt renouvelé pour la diversité spécifique des cultures, à l'échelle de la parcelle (culture associée, ex Letourneau *et al.*, 2011), qui se décline sous une gamme de pratiques, allant du semis sous couvert à l'agroforesterie (ex. Altieri *et al.*, 2015). L'essor de ces pratiques est associé à un effort de recherche pour identifier les mécanismes expliquant les effets de la diversité spécifique (e.g. Li *et al.*, 2014), et les effets des interactions entre diversité spécifique et génétique (Prieto *et al.*, 2015) sur le rendement et sa stabilité temporelle (voir Wood *et al.*, 2015 pour une réflexion conceptuelle sur la place des traits fonctionnels et de l'agrobiodiversité en agriculture).

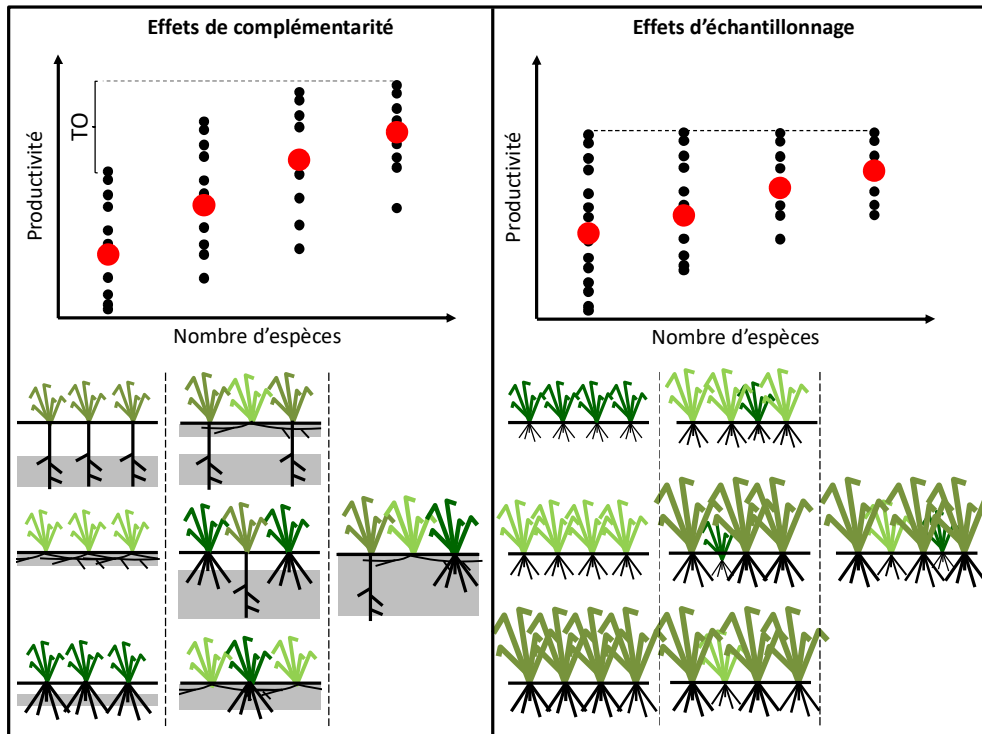
Mécanismes de la relation biodiversité/fonctionnement des écosystèmes – Deux grands types de mécanismes ont été identifiés pour expliquer ces relations entre diversité et fonctionnement des écosystèmes (Loreau et Hector, 2001 et Figure 3-2-1), avec des conséquences directes pour la gestion de la biodiversité dans une optique de conservation des SE (voir section 3.2.3.2).

(i) La diversité des espèces ou des individus (génotypes) peut entraîner un fonctionnement plus efficace de l'écosystème grâce à une **complémentarité entre espèces**, notamment une complémentarité des niches, dans le temps ou l'espace : des espèces ou des génotypes différents sont susceptibles d'utiliser des ressources ou des habitats différents, ce qui permet une meilleure exploitation de l'ensemble des ressources disponibles (Tilman *et al.*, 1997). Par exemple un mélange de plantes possédant des racines de tailles différentes (superficielles à profondes) peuvent exploiter l'eau et les nutriments dans une couche de sol plus épaisse qu'une population avec une seule taille de racine. Cet effet est d'autant plus fort que la diversité des niches écologiques en présence est élevée, que ces niches soient occupées par des espèces ou des génotypes différents. Ces effets de complémentarité entre espèces peuvent également être produits par des relations de facilitation entre espèces (Li *et al.*, 2014 pour un exemple en agriculture).

²⁹ Mélange des couches du sol par des organismes vivants

(ii) En parallèle, une relation positive entre diversité et productivité peut être aussi observée à cause d'un **effet d'échantillonnage**, ou **effet de sélection** : une plus grande diversité augmente la probabilité d'échantillonner les espèces ou individus les plus productifs. Si, de plus, ces espèces ou ces individus très productifs déterminent la productivité de l'ensemble de l'écosystème (ils sont compétitifs et ne sont pas exclus par des individus ou espèces moins productifs), alors on attend mécaniquement une relation positive entre diversité et productivité (Tilman *et al.*, 1997).

Figure 3-2-1. Représentation schématique des effets de complémentarité (à gauche) et d'échantillonnage (à droite)



Les deux graphiques du haut représentent les productivités observées dans différentes communautés de plantes se distinguant les unes des autres par le nombre et l'identité des espèces. Les points rouges sont les valeurs moyennes de productivité pour un nombre d'espèces. Avec des effets de complémentarité seuls, la complémentarité de niche entre les espèces, représentée ici par des différences de profondeur d'utilisation des ressources du sol, permet une moindre compétition entre individus et une meilleure exploitation de l'ensemble des ressources disponibles (en grisé, la gamme de profondeurs du sol où les ressources sont utilisées par la communauté de plantes). Il en résulte une plus grande productivité de certains mélanges que de la meilleure des espèces (« Transgressive Overyielding », TO). Avec des effets d'échantillonnage seuls, la probabilité que la communauté contienne l'espèce la plus productive augmente avec le nombre d'espèces présentes. Si ces espèces très productives contrôlent la productivité totale, cela crée une relation positive entre le nombre d'espèces et la productivité moyenne, mais la productivité moyenne des mélanges n'excède jamais celle de la meilleure espèce isolément. Les effets portefeuille peuvent s'interpréter comme un effet d'échantillonnage au cours du temps.

Dans une optique de gestion des SE (cf. section 3.2.3.2), il est important de pouvoir distinguer les mécanismes de complémentarité de niches, qui impliquent qu'une diversité d'espèces/génotypes est importante pour assurer un bon fonctionnement de l'écosystème, des effets d'échantillonnages, qui impliquent que, dans certaines conditions, on peut se reposer sur la/le ou les quelques espèces/génotypes les plus efficaces pour assurer ce bon fonctionnement. Plusieurs approches permettent de distinguer ces deux mécanismes :

- La complémentarité de niche peut être associée à un « transgressive overyielding », dans lequel un mélange divers (en espèces, en génotypes) est plus productif que le meilleur de ses éléments constitutifs. Ce phénomène n'est pas possible avec les seuls effets d'échantillonnage, avec lesquels il n'existe qu'un « overyielding » simple : la productivité moyenne des mélanges est strictement comprise entre la productivité moyenne et la productivité maximum de leurs éléments constitutifs. Le « transgressive overyielding » est facilement mesurable en comparant le fonctionnement d'un mélange avec celui de chacun de ses éléments constitutifs, mais est rarement observé (Cardinale *et al.*, 2011).

- Des méthodes statistiques (Loreau et Hector, 2001) permettent de séparer les effets de complémentarité des effets d'échantillonnage à partir de données sur les productivités individuelles des espèces/génotypes en mélange vs. en cultures pures ; une récente méta-analyse montre que les deux effets sont en général présents, avec une prédominance des effets de complémentarité dans les écosystèmes terrestres (Cardinale *et al.*, 2011)
- Si les mécanismes de complémentarité de niche prédominent, alors on s'attend à ce que le fonctionnement d'un écosystème soit mieux expliqué par des indices de diversité qui renseignent sur la diversité des niches écologiques en présence, telles les diversités fonctionnelles ou diversités phylogénétiques, que par la simple diversité taxonomique des espèces ou des génotypes. Certaines études ont effectivement observé des relations plus étroites entre fonctionnement et diversités phylogénétique ou fonctionnelle qu'entre fonctionnement et diversité spécifique (Cadotte *et al.*, 2009; Cadotte, 2013 pour les plantes; Gagic *et al.*, 2015 pour les animaux), mais sont parfois remises en cause (Venail *et al.*, 2015)

En conclusion, même si le débat est loin d'être clos, **plusieurs éléments indiquent que l'effet positif de la diversité s'explique surtout par la complémentarité des niches entre espèces** (Cardinale *et al.*, 2011 et 2012).

Effets d'assurance, stabilité et résilience des écosystèmes – Outre un effet sur l'intensité des processus, la biodiversité est également susceptible de favoriser la résilience des écosystèmes et donc des SE (Oliver *et al.*, 2015). Le concept de résilience est très discuté et admet de multiples définitions. Le consensus le plus récent (Hodgson *et al.*, 2015) suggère de distinguer deux phénomènes complémentaires : (1) la capacité de l'écosystème à maintenir sa structure et/ou son fonctionnement face aux perturbations (résistance ou résilience sensu Walker *et al.*, 2006) et (2) la capacité (vitesse) de l'écosystème à recouvrer sa structure et/ou sa fonction après une perturbation (« recovery »). La plupart des études en écologie se sont focalisées sur la « stabilité temporelle », souvent définie comme l'inverse de la variance temporelle d'une grandeur mesurée (par exemple la productivité) et qui combine ces deux aspects de la résilience. Ces études ont démontré **une relation souvent positive entre biodiversité et stabilité temporelle des écosystèmes** (voir Cardinale *et al.*, 2012 qui fait lui-même référence à d'autres synthèses). Cette relation positive entre diversité et stabilité peut être expliquée par un **effet « portefeuille »**, initialement documenté en économie (Tilman *et al.*, 1998) : la somme de variables aléatoires indépendantes est plus stable que chacune de ces variables prises individuellement. Cet effet portefeuille peut également s'interpréter comme des effets de complémentarité et/ou d'échantillonnage temporel : face aux variations temporelles de l'environnement, il est plus probable de trouver une espèce ou un génotype qui reste productif malgré des conditions stressantes quand la diversité augmente.

La question du rôle de la biodiversité pour la résilience des écosystèmes agricoles se pose à la fois pour la biodiversité sauvage (Fischer *et al.*, 2006) et pour celle cultivée. Face au changement climatique, la présence d'une diversité intra et interspécifique des espèces cultivées (Rhone *et al.*, 2008) et sauvages semble la seule réponse possible aux modifications abiotiques (stress température, hydrique...) ³⁰ et biotiques (nouveaux agresseurs ou évolution du stress des organismes actuels). Il reste néanmoins à déterminer le niveau de diversité spécifique nécessaire. Selon **l'hypothèse de redondance-résilience**, la relation entre la diversité des espèces et le fonctionnement d'un système peut être lié à un nombre limité d'espèces; mais en cas de perturbations amenant à la perte d'espèces, les espèces auparavant redondantes sont potentiellement aptes à remplacer ces dernières, permettant ainsi de maintenir le milieu stable (Gosling *et al.*, 2016 et voir aussi ci-dessous).

3.2.2.2. La conservation des SE implique-t-elle une conservation de (toute) la biodiversité ?

Les SE sont présentés dans certains travaux comme le seul outil efficace pour assurer la conservation de la biodiversité. Par exemple, Goldman *et al.* (2008) montrent que les projets de conservation fondés sur les SE attirent plus de financements que ceux fondés sur la biodiversité. Ils ne testent toutefois pas l'efficacité relative de ces deux types de projets pour la conservation de la biodiversité, faute de données. La place de plus en plus importante accordée aux SE dans les questions de conservation engendre des débats nourris (Mace *et al.*, 2012; Ridder, 2008; Reyers *et al.*, 2012). Les controverses s'intéressent en particulier aux risques d'une focalisation unique sur les SE, qui pourrait nous aveugler sur la complexité réelle des défis écologiques, sociaux

³⁰ Papy F. & Goldringer I. 2011. Cultiver la biodiversité. Courrier de l'environnement de l'INRA, 60, 55-62.

et politiques (Norgaard, 2010). Les conséquences de la mise en avant de valeurs essentiellement utilitaristes sont également très discutées (pour des exemples récents : Chan *et al.*, 2016; Sarrazin et Lecomte, 2016). Enfin, certains auteurs questionnent la pertinence de choix stratégiques pour la conservation : qui de la conservation de la biodiversité ou des SE est la fin vs. le moyen? (Jax et Heink, 2015). Ici nous nous restreignons à une approche biophysique, partant du postulat qu'il est important de conserver toute la biodiversité et abordant la question : quelle biodiversité est conservée en conservant les SE ? Cette question peut être traitée en considérant deux aspects relativement indépendants : (i) quelle part de la biodiversité est indispensable pour assurer la fourniture de l'ensemble des SE ou en d'autres termes, les espèces sont-elles redondantes ? (ii) existe-t-il des compromis entre conservation de la biodiversité et des SE ?

La part de biodiversité conservée *via* la conservation des SE dépend tout d'abord du nombre d'espèces nécessaires pour assurer un SE donné, et notamment de la part relative des effets d'échantillonnage par rapport aux effets de complémentarité. Si les effets d'échantillonnage sont prédominants, alors le fonctionnement de l'écosystème et la fourniture du SE peuvent être assurés par un très petit nombre d'espèces efficaces, et la conservation de la biodiversité dans son ensemble requiert d'autres arguments que ceux liés à la préservation ou le développement des SE. Le consensus actuel est un rôle prédominant des effets de complémentarité (cf. ci-dessus). Malgré cela, il peut exister une certaine redondance fonctionnelle entre espèces/génotypes, qui peut être évaluée à partir de la forme de la relation observée entre biodiversité (nombre d'espèces par exemple) et fonctionnement de l'écosystème (productivité par exemple) : la pente de cette relation est en général assez forte aux faibles diversité, puis tend à saturer, ce qui suggère une redondance de certaines espèces (Cardinale *et al.*, 2011). Cependant des travaux complémentaires sur les prairies montrent que les espèces importantes pour le fonctionnement d'un écosystème ne sont pas les mêmes selon le lieu, la date, le processus ou les pressions considérés (Isbell *et al.*, 2011 et 2015). Ainsi, même si certaines espèces peuvent apparaître redondantes à un moment ou un endroit donné, la quasi-totalité des espèces de prairies sont nécessaires pour maintenir tous les SE dans des environnements soumis à des perturbations régulières ou à des variations aléatoires. Ces résultats sont corroborés par de récents travaux sur une diversité d'écosystèmes et de groupes taxonomiques, qui montrent que la diversité des espèces/génotypes est nécessaire pour supporter différents processus (*function*) de l'écosystème (Lefcheck *et al.*, 2015). Ces résultats suggèrent qu'une grande partie de la biodiversité est indispensable au maintien des SE à un moment donné et dans le temps, mais plus encore quand on considère plusieurs SE et plusieurs environnements soumis à des perturbations régulières ou à des variations aléatoires, la biodiversité favorisant la résilience des écosystèmes (Oliver *et al.*, 2015).

Cependant, des études isolées commencent à suggérer que pour certains SE considérés individuellement, un nombre réduit d'espèces suffit à assurer le SE (voir Kleijn *et al.*, 2015 pour un exemple récent sur les pollinisateurs). Par ailleurs, le SE peut parfois être assuré de façon très efficace par des espèces non-indigènes, ou domestiquées. C'est le cas par exemple des agents de contrôle biologique qui se sont installés dans les écosystèmes agricoles de leur région d'introduction et qui peuvent assurer un contrôle de certaines espèces non ciblées initialement (e.g. Stary *et al.*, 2004). Le maintien du SE n'est alors pas dépendant de la biodiversité sauvage indigène (Macfadyen *et al.*, 2012), celle-ci risquant donc d'être négligée dans un programme de conservation ciblant uniquement les SE. Enfin, du fait d'un décalage temporel entre les causes de changements de la biodiversité et les changements effectifs (concept de "**dette d'extinction**", Dullinger *et al.*, 2013), les SE peuvent être maintenus pendant un certain temps, pour s'éroder progressivement suite à la disparition des espèces qui assuraient ce SE (concept de "**dette de SE**", Isbell *et al.*, 2015).

La conservation conjointe de la biodiversité, des SE et de la production de biens agricoles peut se heurter également à l'existence d'antagonismes biophysiques entre eux (Howe *et al.*, 2014 pour une méta-analyse). Quelques études montrent une relation positive entre fourniture de SE et niveau de biodiversité, aussi bien à une échelle mondiale (Naidoo *et al.*, 2008) que locale (Nelson *et al.*, 2009). En revanche, de nombreuses études montrent un antagonisme fort entre production agricole et conservation de la biodiversité (Macfadyen *et al.*, 2012; pour la France : Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a; Deguines *et al.*, 2014). Le constat de cet antagonisme a conduit au développement d'un débat sur l'utilisation des terres : faut-il concentrer l'agriculture intensive sur un territoire donné pour conserver ailleurs plus d'espace uniquement dédié à la conservation de la biodiversité (*land sparing*) ou au contraire favoriser sur l'ensemble du territoire une agriculture moins intensive et compatible avec certaines composantes de la biodiversité (*land sharing*) ? Ces deux stratégies présentent des avantages distincts (meilleure optimisation vs. meilleure résilience, voir Fischer *et al.*, 2008). Le choix de chaque stratégie dépend de la forme de la relation entre rendement et variable de biodiversité (abondance

d'une espèce par exemple) (voir Phalan *et al.*, 2011; Edwards *et al.*, 2015 pour les oiseaux en milieu tropical), et parfois plusieurs groupes taxonomiques simultanément (Gabriel *et al.*, 2013). Les solutions possibles pour faire face à ces antagonismes et dépasser le débat *land sharing/land sparing* passent par une réflexion à l'échelle du paysage (Cordingley *et al.*, 2015), voire multi-échelle (Gonthier *et al.*, 2014) sur la répartition spatiale des activités de production et de conservation de la biodiversité (Balmford *et al.*, 2012; Merckx et Pereira, 2015) voire sur la répartition spatiale des formes d'agriculture plus ou moins basées sur les SE vs. les intrants exogènes (Therond *et al.*, 2017).

3.2.3. Quels effets des pratiques agricoles sur la biodiversité des écosystèmes agricoles ?

Les pratiques agricoles sont souvent considérées comme une cause majeure d'érosion de la biodiversité des écosystèmes agricoles, particulièrement depuis leur intensification après la deuxième guerre mondiale (Krebs *et al.*, 1999; Le Roux *et al.*, 2008). Dans les systèmes agricoles spécialisés et simplifiés des pays industrialisés, ces pratiques se sont développées d'une part pour accroître la productivité des cultures ou des animaux d'élevage (date de semis, préparation du sol, choix de la variété, conduite du troupeau...) d'autre part pour réguler les effets indésirables potentiels de la biodiversité (ravageurs, pathogènes, plantes adventices des cultures et les maladies des élevages) sur la production agricole (pratiques de gestion, pesticides et intrants médicamenteux).

Les effets des pratiques agricoles interviennent à deux grands types d'échelles spatiales et peuvent différer selon la biodiversité considérée. Cette section n'a pas pour vocation de fournir une revue exhaustive des connaissances disponibles, mais fournit une synthèse des principaux effets.

A l'échelle des parcelles (Tscharrntke *et al.*, 2005), la biodiversité peut être modifiée ou limitée par la transformation locale du milieu (drainage, irrigation, chaulage), dont les effets peuvent se faire sentir jusqu'à l'échelle du paysage (cf. ci-dessous). La diversité des communautés présentes y dépend fortement de la diversité des cultures semées, c.-à-d. des pratiques de configuration, (ex. Letourneau *et al.*, 2011; Gaba *et al.*, 2015), de l'intensité et de la fréquence des pratiques agricoles « exogènes », dont les effets peuvent être interprétés comme une augmentation des perturbations/stress liés à l'intensification des pratiques (travail du sol- Encadré 3-2-1, fauche ou pâturage, pesticides- Encadré 3-2-2 ; Tableau 3-2-1 ; utilisation de cultivars compétitifs, Blackshaw, 1994 ; Lemerle *et al.*, 1996 ; usage d'engrais Le Roux *et al.*, 2008 ; ensemble de pratiques Gaba *et al.*, 2014). Cette intensification des pratiques agricoles exogènes se traduit par l'augmentation de la fréquence des interventions (ex nombre de passages de travail du sol en interculture), l'augmentation des intrants industriels, ou une meilleure efficacité des pratiques (outils de désherbage mécanique et pesticides plus efficaces). L'intensification a provoqué une diminution de l'abondance et de la diversité des communautés non domestiquées de l'écosystème agricole par un effet direct (Benton *et al.*, 2002, Fried *et al.*, 2009b). Bien que le plus souvent responsable d'un déclin de la biodiversité associée (ex. Donald *et al.*, 2001), l'intensification peut également favoriser transitoirement certaines composantes de la biodiversité, notamment celles dépendant des espaces cultivés. Les espèces présentant de bonnes aptitudes d'adaptation se trouvent favorisées (Fried *et al.*, 2009a; Rahman *et al.*, 2012; Teillard *et al.*, 2015) et, dans le cas particulier des résistances aux pesticides, peuvent devenir dominantes (Georghiou, 1994; Powles et Yu, 2010). Par ailleurs, **les processus en œuvre à l'échelle du paysage peuvent interagir avec ceux en œuvre à l'échelle des parcelles** (Batary *et al.*, 2011).

Tableau 3-2-1. Résumé de l'effet direct des pratiques agricoles sur la diversité et l'abondance des communautés des agroécosystèmes à partir des résultats de l'Expertise scientifique collective Inra « Agriculture et biodiversité » (Le Roux *et al.*, 2008)³¹ et de références complémentaires (**numéro**).

Effets des pratiques*	Communauté végétale « agricole »	Vertébrés	Arthropodes surface	Invertébrés épigés	Microorganismes
Travail du sol	Diversité + Abondance -	Diversité - Abondance -	Diversité - Abondance -	Diversité - Abondance -	Diversité -/+ Abondance -
Pesticides	Diversité - Abondance -	Diversité - Abondance -	Diversité - Abondance -	Diversité - Abondance -	Diversité - Abondance -/+
Variétés compétitives Mélange de variétés	Diversité - Abondance - (1), (2)	<i>PdD</i>	<i>PdD</i>	<i>PdD</i>	Diversité -/+ Abondance -/+
Fertilisation	Diversité - Abondance +	Abondance +	<i>PdD</i>	Abondance +	Diversité + Abondance +
Irrigation	Diversité -/+ (3) Abondance +	Abondance + (a)	<i>PdD</i>	Abondance -	Diversité -/+ Abondance +
Drainage	Diversité + Abondance -/+	<i>PdD</i>	Diversité -/+	Abondance +	Diversité -/+ Abondance +
Alternances des types de cultures	Diversité + Abondance -/+	<i>PdD</i>	Diversité + Abondance +	Diversité -/+ Abondance +	Diversité + Abondance -/+
Mise en jachère, Abandon des cultures	Diversité - Abondance -	Diversité + Abondance +	Diversité + Abondance +	Diversité + Abondance +	Diversité + Abondance +
Hétérogénéité du paysage	Diversité -/+ Abondance - (4)	Diversité + Abondance + (5)	Diversité + Abondance + (6)	Diversité + Abondance +	<i>PdD</i>

(*) l'effet des pratiques dépend de l'état initial du milieu. Une pratique qui comble un déficit (eau, phosphore...) peut conduire à une augmentation générale de la diversité et de l'abondance des communautés tout en éliminant les organismes spécialisés sur le milieu en déficit (ex. remplacement des espèces oligotrophes par des espèces généralistes). Le bilan gain vs perte est donc à relativiser en fonction de l'état initial du milieu ; les remplacements d'espèces (sans que les fonctions changent) rendent l'évaluation complexe. Les effets indirects (ex. salinité liée à l'irrigation ou réduction de la diversité des rotations liée à l'utilisation d'herbicides) ne sont pas pris en compte.

PdD : pas de données

(1) Fried G., Chauvel B., Reboud X. 2009. A functional analysis of large-scale temporal shifts from 1970 to 2000 in weed assemblages of sunflower crops in France. *Journal of Vegetation Science*. 20, (1), 49-58.

(2) Andrew, I.K.S., Storkey, J., Sparkes, D.L. 2015. A review of the potential for competitive cereal cultivars as a tool in integrated weed management. *Weed Research* 55, 239-248.

(3) Isabell B. Müller, Constanze Buhk, Martin Alt, Martin H. Entling & Jens Schirmer. 2016. Plant functional shifts in Central European grassland *Applied Vegetation Science* 19, 122-131.

(4) Gaba, S. Chauvel, B.; Dessaint, F.; Bretagnolle, V. & Petit, S. 2010. Weed species richness in winter wheat increases with landscape heterogeneity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138, 318-323. doi:10.1016/j.agee.2010.06.00

(5) M. Benoit, L. Crespin, P. Delattre, V. Mehay1, J-P. Quéré. 2007. Evaluation du risque d'abondance du campagnol des champs (*Microtus arvalis*) en fonction du type de prairie. *Fourrages*, 191, 347-358.

(6) Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L., Petit, S. 2013. The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups *Basic and applied ecology*, 14 (3), 235-245.

A l'échelle des paysages, l'agriculture est historiquement associée à une destruction et une fragmentation des habitats naturels et semi-naturels et a des effets négatifs sur toutes les composantes de la biodiversité associée qui dépendent de ces habitats (Tscharrnke *et al.*, 2005). Pour une grande part des espèces sauvages, la présence d'habitats semi-naturels dans les écosystèmes agricoles est indispensable au maintien de leur diversité et de leur abondance (*ibid*). L'hétérogénéité des structures paysagères peut ainsi favoriser le maintien de communautés diversifiées en maintenant à la fois la richesse spécifique et l'abondance des communautés,

³¹ Les informations proviennent essentiellement du chapitre 1 du rapport d'ESCo :

<http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/234062-032d5-resource-expertise-agriculture-et-biodiversite-chapitre-1.html>

animales notamment (Swift *et al.*, 2004). L'intérêt de cette mosaïque paysagère a été démontré par exemple par l'augmentation de la densité des auxiliaires (ex. Rusch *et al.*, 2016), Les éléments semi-naturels offrant des ressources trophiques différenciées (ex. jachère florale³², bandes enherbées), leur gestion peut permettre une meilleure expression des régulations biologiques et contribue à atténuer les effets négatifs liés à l'intensification (Tscharntke *et al.*, 2005). Cependant, pour quelques groupes (ex. les plantes messicoles ou les oiseaux inféodés aux milieux agricoles), pour lesquels les espaces cultivés constituent l'habitat principal, la présence d'habitats semi-naturels peut avoir des effets négatifs (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010b; Cordeau *et al.*, 2012); les abondances les plus fortes sont observées dans des espaces agricoles peu intensifs (Doxa *et al.*, 2010 et 2012) dans lesquels la théorie prédit que des niveaux moyens de perturbation empêchent l'installation de quelques espèces dominantes (Connell, 1978).

En plus des effets sur les habitats (semi-)naturels, l'intensification des pratiques agricoles s'accompagne à l'échelle du paysage de la réduction du nombre d'espèces cultivées dans la rotation (simplification de la configuration temporelle des écosystèmes agricoles). En général, les fortes pressions de sélection et l'homogénéisation des pratiques ont pour effet de favoriser des espèces dites ubiquistes³³ ou généralistes (Jauzein, 2001; Devictor *et al.*, 2008) aux dépens des espèces spécialisées des écosystèmes agricoles ou ayant trouvé refuge dans cet écosystème ouvert.

Encadré 3-2-1. Perturbations liées au travail du sol

Dans les systèmes conventionnels de grandes cultures, les perturbations sont inhérentes à la préparation du sol et au semis des cultures. Ces perturbations du milieu sont favorables à une partie de la diversité des communautés végétales (thérophytes³⁴, géophytes³⁵ - communauté adventice) par la création d'habitats ouverts. Toutefois, dans le même temps les pratiques de désherbage réduisent la densité des plantes adventices dans les horizons de surface (Chauvel *et al.*, 2011). D'un point de vue général, les pratiques de travail du sol, en fonction de leur intensité (nombre de passages) et de la profondeur de passage des outils réduisent la diversité des communautés de l'écosystème agricole, que le rôle de ces communautés soit considéré positif (mycorhizes et lombriciens ; Pelosi *et al.*, 2016) ou contraignant (rongeurs, maladies) pour la production agricole (Colbach et Meynard, 1995 ; Montanari *et al.*, 2006). Parmi les techniques de travail du sol, le labour constitue la perturbation la plus intense par sa profondeur et son effet (inversion des couches de sol). Cette pratique est en recul chez beaucoup d'agriculteurs (Cf. partie 2) qui vont même jusqu'à abandonner tout travail du sol dans certain système favorisant ainsi la diversité de communautés animales et végétales des parcelles ou des milieux proches (Trichard *et al.*, 2013; section 10.1) . Le travail du sol peut aussi être utilisé comme une pratique de désherbage en adaptant les outils (herse, bineuse) pour que la perturbation créée détruise la flore adventice tout en préservant la culture (Bond & Grundy, 2001). Réduire les perturbations peut théoriquement augmenter (modifier) la diversité biologique et donc augmenter la gamme de SE rendus par les espèces ou les communautés biologiques. Les systèmes basés sur le non travail du sol favorisent les communautés de vers de terre (structure des sols, Lavelle *et al.*, 1998) et les carabes (qui participent à la régulation des graines d'adventices ; Bohan *et al.*, 2011). Dans le même temps, une modification de la flore (pérenne vs. annuelle) est généralement observée avec la disparition d'une certaine diversité des espèces annuelles inféodées aux milieux agricoles (thérophytes, messicoles³⁶).

³² Decourtye A., Lecompte P., Pierre J., Chauzat M-P., Thiébeau P. 2007. Introduction de jachères florales en zones de grandes cultures : comment mieux concilier agriculture, biodiversité et apiculture ? Courrier de l'environnement de l'INRA, 54, septembre 2007. 33-53. (<http://www7.inra.fr/dpenv/pdf/DecourtyeC54.pdf>)

³³ Espèce ubiquiste : espèce avec une forte plasticité écologique susceptible d'être observée dans différents habitats et qui n'est donc pas inféodée à un habitat particulier

³⁴ Thérophyte : plantes qui survivent en période défavorable sous la forme de semences, toutes les parties végétatives étant détruites pendant les périodes défavorables. Ce sont des plantes annuelles monocarpiques (une seule floraison) à cycle court et à développement rapide.

³⁵ Géophyte : plante vivace par un bulbe, un rhizome ou un tubercule pourvu de bourgeons enfoui dans le sol, lui permettant de passer la mauvaise saison.

³⁶ Messicole : plante annuelle hivernale, monocarpique (une seule floraison) en grande partie liée aux céréales cultivées

Encadré 3-2-2. Perturbations liées aux pesticides

De par leur rémanence dans les milieux agricoles, les pesticides ont un effet important sur les communautés non-cibles (Stahlschmidt et Bruehl, 2012). Les effets des substances (safeners, mouillants) accompagnant les molécules actives composant les formulations commerciales sont peu étudiés. Les molécules sont étudiées indépendamment les unes des autres ce qui se traduit par une faible prise en compte des effets 'cocktails'. Les conséquences indirectes (effets collatéraux, effets en cascade) des pesticides (Hallmann *et al.*, 2014), s'ils sont plus difficiles à quantifier car n'étant visibles que dans le temps, ont un effet important sur les communautés non-cibles, mais ces effets non intentionnels font l'objet de peu de travaux. Les quelques résultats disponibles indiquent des effets significatifs sur ces organismes expliquant leur raréfaction dans l'écosystème agricole (Benton *et al.*, 2003). Les impacts varient suivant les propriétés des substances actives et la structuration du paysage, dont l'hétérogénéité peut compenser les effets négatifs des pesticides en favorisant les recolonisations (Gil-Tena *et al.*, 2015). Un récent rapport de l'EASAC évalue les effets des néonicotinoïdes sur les SE et la biodiversité qui les sous-tend (EASAC, 2015).

3.2.4. La biodiversité génératrice de contraintes pour les activités humaines

La mise en avant des SE rendus par la diversité biologique dans les écosystèmes en général et dans l'écosystème agricole en particulier ne peut pas ignorer les contraintes (ou dis-service, CF section 3.1.3.2) auxquelles les populations humaines peuvent être soumises au contact de différentes communautés biologiques. La présence de pathogènes (Dunn, 2010) ou de plantes exotiques envahissantes difficilement gérables (Tamarcaz *et al.*, 2005) peuvent poser des problèmes de santé publique dont les coûts peuvent être importants. Par exemple, le coût spécifique de l'ambrosie à feuilles d'armoise a été estimé en 2011 entre 14 et 20 millions d'euros en Rhône-Alpes avec dans certaines régions plus de 20% de la population humaine qui serait allergique³⁷. La pullulation de campagnols terrestres, non seulement peut impliquer des pertes de rendements pour l'agriculteur (perte de fourrages) et des risques sanitaires, mais aussi conduire à l'utilisation de produits biocides dont la nocivité est reconnue par ailleurs³⁸.

Cette biodiversité génératrice de contraintes apparaît encore plus complexe quand le SE et la contrainte sont issus de la même source (Shapiro et Báldi, 2014). Dans ce cas, la contrainte (perte de rendement) est plus facilement mise en avant et quantifiée que les SE rendus, qui peuvent être plus difficiles à mesurer. La perception des contraintes est souvent plus forte et plus rapide que celle des SE (*ibid*). De plus, beaucoup de contraintes peuvent apparaître ou être causées ou aggravées, *via* l'empiètement et la dégradation des écosystèmes par les activités humaines qui placent les populations en situation de danger ou qui sur-expriment l'intensité des contraintes (surexploitation d'une prairie qui crée une niche écologique favorable à une espèce nuisible).

Dans le cas de l'écosystème agricole, la perte de rendement, le coût et le temps passé à limiter la dynamique de l'organisme visé (ex. limaces, rongeurs, plantes adventices, grands prédateurs) sont autant de contraintes ressenties par l'agriculteur. Les évaluations de ces contraintes sont souvent ponctuelles et contextuelles c.-à-d. liée au système de production, à un cahier des charges, ou encore à la réglementation, comme dans le cas du loup. Les solutions apportées (souvent chimiques) sont plus ou moins efficace à court terme et les effets secondaires des pratiques ne sont que rarement mesurés (Chagnon *et al.*, 2015). Les synthèses d'Oerke et Dehne (2004) et Pimentel (2005), qui suggèrent respectivement des pertes potentielles de rendement dues aux ravageurs entre 50 et 80% pour les grandes cultures, et des dommages annuels de 120 milliards de dollars causés par les espèces invasives aux Etats-Unis, fournissent des ordres de grandeur économiques de ces contraintes, issues de données très générales, dont l'utilisation pour une prise de décision reste difficile. Les pertes de rendement sont aussi variables suivant l'intensification des systèmes et les organismes visés ; inversement certaines organisations du paysage (Gabriel *et al.*, 2013) peuvent compenser les effets négatifs des pratiques sur les différents niveaux de biodiversité observés.

³⁷ Anzivino L., Marant-Micallef C. & Sonko A. 2014. Etude de la prévalence de l'allergie à l'ambrosie en Rhône-Alpes. ORS Rhone-Alpes. P.78 (www.ors-rhone-alpes.org/publications.asp)

³⁸ Fredon Auvergne 2005. http://www.fredon-auvergne.fr/IMG/pdf/Brochure_campagnol_2005_A5_reduit.pdf

Les principales contraintes observées aujourd’hui dans les écosystèmes agricoles sont synthétisées dans le tableau 3-2-2. Ces contraintes sont liées à des situations où les solutions de gestion classiquement utilisées (pesticides, méthodes mécaniques) se révèlent inefficaces essentiellement du fait des spécificités biologiques des organismes (ex. Sharka ou Plum Pox Virus (PPV), maladie bactérienne *Xylella fastidiosa*). Le respect de contraintes environnementales (réduction ou interdiction de l’utilisation de pesticides), les réductions de coûts d’intervention, le retrait de substances actives à rôle majeur facilitent l’expression de contraintes dont l’atténuation par les SE de régulation ne peut se faire qu’au bout de périodes longues et souvent inconnues voire sous la condition de changement de nature d’écosystème agricole ou pratiques exogènes.

La notion de contraintes reste encore discutée car elle paraît contradictoire à la notion de conservation (Villa, 2014). Les travaux sur la quantification de ces contraintes sont récents (von Doehren et Haase, 2015) et portent principalement sur les écosystèmes urbains. Enfin, **une même espèce ou un même groupe d’espèces peut contribuer par sa présence à un SE et à une contrainte** (Shapiro et Báldi, 2014) avec un rapport avantage/perte qui peut varier suivant la nature de l’écosystème agricole ou la densité de la population humaine. Du fait de cette difficulté à estimer le rapport avantage/perte, il existe une crainte que le concept de contrainte puisse compromettre les efforts de conservation en mettant en avant le préjudice réel ou potentiel causé et donnant ainsi des arguments supplémentaires pour la gestion intensive (Lyytimäki, 2015).

Tableau 3-2-2. Exemple de contraintes observées dans les écosystèmes agricoles
(d’après Lyytimäki *et al.*, 2008)

<u>Type d’écosystème agricole</u>	<u>Composante de la biodiversité génératrice de contrainte</u>		<u>Type de contrainte générée</u>	<u>Composante du bien-être humain affectée</u>
	<u>Communauté</u>	<u>Organisme</u>		
Grandes cultures	Plantes	<i>Ambrosia sp.</i> ³⁹	Allergie	Santé
Grandes cultures	Plantes	<i>Datura stramonium</i>	Substance toxique	Santé
Grandes cultures	Plantes	<i>Orobanche sp.</i> (Habimana <i>et al.</i> , 2014)	Arrêt des cultures Réduction de la diversité des cultures dans la rotation	Économique
Tout système de culture	Plantes	Flore adventice	Impression d’abandon	Cadre de vie
Prairie	Vertébrés	<i>Micro rongeurs</i> <i>Arvicola terrestris</i>	Risque de maladies Echinococcose alvéolaire Dégradation de la surface des prairies	Économique Santé cadre de vie
Prairie	Vertébrés	<i>Microtus arvalis</i>	Echinococcose alvéolaire Dégradation de la surface des prairies	Économique / Santé / Cadre de vie
Verger	Invertébrés	<i>Drosophila suzukii</i> (Goodhue <i>et al.</i> , 2011)	Production non utilisable	Economique
Grandes cultures	Micro-organismes	<i>Aphanomyces euteiches</i> ⁴⁰	Arrêt de la culture Réduction de la diversité des cultures dans la rotation	Economique
Verger	Micro-organismes	<i>Xylella fastidiosa</i> (Almeida et Nunney, 2015)	Réduction de la diversité des vergers. Augmentation de la pression sur les autres espèces des vergers Arrachage de l’unique culture à fort rapport – verger historique	Economique Social
Verger	Micro-organismes	<i>Sharka – plum virus</i>	Réduction de la diversité des vergers	Economique

³⁹ Anzivino L., Marant-Micallef C. & Sonko A. 2014. Etude de la prévalence de l’allergie à l’ambrosie en Rhône-Alpes. ORS Rhone-Alpes. P.78 (www.ors-rhone-alpes.org/publications.asp)

⁴⁰ Arvalis 2015. Fiche Technique – Fiche 07. Grandes Cultures Biologiques. P.3.

3.2.5. Quels indicateurs pour évaluer la biodiversité dans les écosystèmes agricoles⁴¹ ?

Les indicateurs sont des grandeurs mesurables informant sur un phénomène d'intérêt. Ils sont souvent une synthèse et une simplification d'une information complexe, qui doit permettre à différents acteurs de dialoguer⁴². L'agence européenne de l'environnement propose un cadre général pour structurer la multitude d'indicateurs environnementaux existants : « *Drivers – Pressures – State – Impact – Response* » (Gabrielsen et Bosch, 2003). Nous nous intéressons dans cette section exclusivement aux indicateurs d'état (*state*) pour évaluer la biodiversité dans les écosystèmes agricoles, car les autres catégories (notamment les pressions, et les impacts en termes de fonctions et de SE, Mueller et Burkhard, 2012) sont soit discutées dans les fiches correspondant à chaque SE (Pressures- Impact - Response) soit hors du champ de l'étude (Drivers)

Pour construire un indicateur de biodiversité, il faut choisir (1) le sous-ensemble de la biodiversité qui sera caractérisée et (2) un indice mathématique permettant de synthétiser la diversité des organismes. Ces deux points sont détaillés ci-dessous.

3.2.5.1. Groupes indicateurs ou indicateurs de biodiversité ?

Le choix d'un ou de plusieurs indicateurs de biodiversité dépend en premier lieu de l'objectif recherché. On distinguera notamment les situations suivantes :

(1) Mesure de la biodiversité pour elle-même (valeur intrinsèque). Dans ce cas, il faudrait idéalement être capable de mesurer toute la variabilité du vivant à travers tous les niveaux écologiques, donc de caractériser tous les individus de tous les groupes taxonomiques présents et leurs interactions. Une telle caractérisation n'est pas possible dans l'état actuel des techniques. On utilise donc très fréquemment des espèces ou des groupes taxonomiques dits « indicateurs », soit sur la base de leur valeur communicante (espèces emblématiques), soit sur la base de leur caractère écologique intégrateur. Les oiseaux par exemple, le seul groupe indicateur utilisé par l'Union Européenne pour tous les écosystèmes, rentrent dans ces deux catégories : c'est un groupe emblématique, et la position de beaucoup d'espèces en sommet de chaîne trophique implique qu'un bon état de conservation de ce groupe peut être interprété comme un bon état de conservation de l'ensemble de la biodiversité dans les écosystèmes où ils vivent. Cependant ce raccourci est discutable, car plusieurs études montrent de faibles corrélations entre les richesses spécifiques des différents groupes taxonomiques (par exemple Prendergast *et al.*, 1993; Billeter *et al.*, 2008).

(2) Mesure de la biodiversité comme déterminant de fonctions et de SE (valeur utilitariste). Dans cette optique, il importe de choisir les groupes taxonomiques directement impliqués dans les fonctions ou les SE étudiés et des indices reflétant au mieux le processus d'intérêt (voir ci-dessous pour les indices de diversité fonctionnelle et taxonomique).

(3) Mesure de la biodiversité visant à identifier des mécanismes impliqués dans les variations spatiales ou temporelles de biodiversité. Un tel objectif suppose d'avoir des présupposés sur les mécanismes recherchés et l'échelle spatiale de leurs effets, pour choisir des groupes taxonomiques sensibles à ces mécanismes. Par exemple, la mobilité des espèces peut conditionner l'échelle spatiale à laquelle ces espèces sont influencées par des variables environnementales (Thornton et Fletcher, 2014 pour une méta-analyse chez les oiseaux) : des espèces mobiles et spécialistes d'un type d'habitat seront de bons indicateurs de l'effet des changements de structure du paysage (oiseaux inféodés aux milieux agricoles, Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a), tandis que des espèces peu mobiles seront plus sensibles à des variations locales dans les pratiques, à l'échelle de la parcelle (invertébrés du sol, Chateil *et al.*, 2013).

Enfin, il est important de noter qu'une méthode d'évaluation de la biodiversité⁴³, issue d'un programme européen mené de 2009 à 2012 (FP7 project BioBio - Indicators for biodiversity in organic and low-input farm-

⁴¹ A user's guide to biodiversity indicators (2005). http://www.easac.eu/fileadmin/PDF_s/reports_statements/A.pdf

⁴² Cahier de l'IFB « Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ? », Harold Levrel, 2007

⁴³ <http://www.biobio-indicator.org/deliverables/guidebook.pdf>

ing systems; www.biobio-indicators.org), basé sur l'analyse de la biodiversité dans 195 exploitations de 12 régions européennes et non européennes), a été proposée à la Commission Européenne comme méthode standardisée. Elle comporte un panel de 23 indicateurs : 3 concernant la diversité génétique, 4 la diversité spécifique, 8 la diversité des habitats et 8 les pratiques de gestion (Herzog et al. 2013, 2017).

3.2.5.2. De la diversité taxonomique à la diversité fonctionnelle

Les indicateurs les plus classiques (et les premiers historiquement) de biodiversité sont centrés sur les espèces, les autres niveaux hiérarchiques étant souvent négligés (par exemple Laikre *et al.*, 2010 pour la diversité génétique). En ce qui concerne la diversité des espèces, de nombreux travaux s'appuient sur la richesse spécifique, car c'est souvent l'indice le plus simple à quantifier. Cependant d'une part c'est un indicateur peu sensible (il faut des changements importants pour qu'il varie), d'autre part il apporte peu d'informations sur les mécanismes et les conséquences possibles des changements car il accorde le même poids à toutes les espèces. Ces dernières années ont vu le développement rapide de nouveaux indices de biodiversité, permettant de prendre en compte des différences entre espèces dans les mesures de diversité. Ces différences sont essentiellement de trois types, qui peuvent être combinés dans un même indice : abondance absolue ou relative des espèces, fonctions écologiques des espèces et histoire évolutive.

Les indicateurs d'abondance absolue permettent de caractériser finement des changements de biodiversité qui ne sont pas détectés par une mesure du nombre d'espèces, pour des populations déclinantes mais encore présentes localement. Ce type d'indicateur est utilisé par exemple dans le cadre de la Convention sur la Diversité Biologique (« *Trends in abundance and distribution of selected species* »), par l'Agence Européenne de l'environnement (« *Abundance and distribution of selected species* ») ou par le PNUE (avec le WWF, indice planète vivante). En Europe, ils ont permis de mettre en évidence un déclin des espèces communes (Inger *et al.*, 2015), particulièrement celles inféodées aux écosystèmes agricoles (Donald *et al.*, 2001) qui se traduit par une diminution temporelle du « Farmland Bird Indicator » décrivant les variations d'abondance sur plusieurs espèces d'oiseaux inféodés aux écosystèmes agricoles (Gregory *et al.*, 2005; Doxa *et al.*, 2010).

Pour comprendre les causes ou les conséquences fonctionnelles de ces variations d'abondance, il est possible de comparer les tendances d'espèces différentes (par exemple les espèces spécialistes des milieux agricoles sont plus affectées par la simplification du paysage que les généralistes, Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a). Les réponses contrastées d'espèces différentes peuvent être synthétisées dans un ou quelques indices construits à partir de l'identité des espèces et de leurs abondances relatives, mais intégrant également les différences entre espèces de manière quantitative. Les différences entre espèces peuvent être quantifiées de multiples façons, notamment en utilisant des traits écologiques ou fonctionnels des espèces ou bien leur histoire évolutive. Ces indices peuvent refléter une caractéristique moyenne des communautés écologiques étudiées : c'est le cas par exemple de l'indice de spécialisation des communautés, reflétant la proportion d'espèces spécialistes vs. généralistes dans une communauté, qui est corrélé négativement avec l'intensité des pratiques agricoles pour les oiseaux (Doxa *et al.*, 2012). Une autre approche est de mesurer la diversité au sens strict, en combinant l'identité taxonomique des espèces, leurs abondances relatives et leurs différences. Les indices de diversité fonctionnelle ou taxonomique sont pléthoriques (voir Mouchet *et al.*, 2010; Mason *et al.*, 2013 pour des synthèses) et décrivent trois aspects de la diversité (Mouchet *et al.*, 2010) : la richesse (nombre de catégories différentes), l'équitabilité (tendance des différentes catégories à avoir des abondances semblables) et la divergence (écart des espèces par rapport au centre de l'espace des fonctions). D'autres indices complémentaires existent, tels les indices d'originalité phylogénétique, caractérisant des espèces avec peu d'espèces apparentées proches (Veron *et al.*, 2016).

Le choix des indices les plus pertinents dépend ensuite de l'objectif associé à une mesure de la biodiversité. Sous l'angle de la valeur intrinsèque, les diversités taxonomiques, fonctionnelles et phylogénétiques apportent des informations complémentaires qu'il importe de prendre en compte, notamment quand les trois ne sont pas corrélées dans l'espace (Devictor *et al.*, 2010). Pour évaluer le rôle de la biodiversité en tant que déterminant des SE, les indices incluant des traits fonctionnels des espèces, voire leur histoire évolutive devraient être plus pertinents. Cependant, il existe encore peu d'études recherchant le meilleur indicateur de diversité fonctionnelle pour prédire le fonctionnement de l'écosystème : ces études se contentent souvent de comparer diversité taxonomique vs. diversité fonctionnelle ou phylogénétiques, et sont en général restreintes aux plantes (Cadotte *et al.*, 2009; Cadotte, 2013, mais voir Gagic *et al.*, 2015 pour une étude sur les animaux).

3.2.5.3. Etude de la biodiversité dans les écosystèmes agricoles de France métropolitaine grâce aux suivis temporels à large échelle

Les résultats présentés ici sont issus des programmes participatifs de suivi de la biodiversité coordonnés par le Muséum national d'Histoire naturelle (Vigie-nature⁴⁴). Ces programmes ont pour objectif de récolter des données sur les variations d'abondance à large échelle spatio-temporelle pour plusieurs groupes d'espèces communes (nature dite « ordinaire »). Ils s'appuient sur des protocoles standardisés et sur un échantillonnage représentatif du territoire. Ceci permet de récolter beaucoup d'informations dans les écosystèmes agricoles et d'étudier les relations entre biodiversité et pratiques agricoles à large échelle, principalement sur le groupe des oiseaux qui est le premier observatoire mis en place (1989). Des premiers résultats sont également disponibles ou en cours d'obtention pour d'autres groupes : insectes pollinisateurs, chauves-souris, plantes. Par ailleurs, un observatoire spécifique des écosystèmes agricoles existe depuis 2012 : l'observatoire agricole de la biodiversité (OAB⁴⁵), dans lequel les données sont récoltées par les acteurs du monde agricole (groupes ciblés : abeilles solitaires, papillons, invertébrés du sol et vers de terre).

Ces observatoires permettent de quantifier, directement ou indirectement, les variations d'abondance des espèces dans les écosystèmes agricoles. Le schéma global est celui d'un **déclin marqué des espèces sauvages des écosystèmes agricoles**, qui semble corrélé à l'intensité de l'agriculture (Donald *et al.*, 2001 pour les oiseaux; Deguines *et al.*, 2014 pour les insectes floricoles). Un examen plus fin de ces tendances permet de constater que les effets des pratiques agricoles et des paysages sur la biodiversité peuvent être très variables d'une espèce à l'autre et dépendent notamment de la **spécialisation des espèces à l'habitat**. De façon générale, les pratiques peu intensives (mesurées par exemple par l'indice de « Haute Valeur Naturelle ») tendent à être favorables aux espèces spécialistes des écosystèmes agricoles et à limiter le remplacement par des espèces généralistes (Doxa *et al.*, 2010, 2012). L'effet négatif de l'intensité des pratiques est renforcé par leur agrégation spatiale (Teillard *et al.*, 2015). Parmi les variables associées à l'intensité des pratiques, une corrélation négative avec la dose de pesticides a pu être mise en évidence pour l'abondance des espèces d'oiseaux, particulièrement les spécialistes agricoles (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a; Chiron *et al.*, 2014) et pour plusieurs indices de diversité taxonomique et fonctionnelle chez les oiseaux (Jeliazkov *et al.*, 2016).

La **composition du paysage** influence également beaucoup la biodiversité des milieux agricoles, avec là aussi un effet variable selon les espèces et leur spécialisation (Chiron *et al.*, 2010 pour les oiseaux; Millon *et al.*, 2015 pour les chauves-souris). Chez les oiseaux, les paysages complexes sont souvent associés à une plus grande richesse spécifique mais une moindre proportion d'espèces spécialistes (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a,b; Chiron *et al.*, 2014; Teillard *et al.*, 2014; Jeliazkov *et al.*, 2016). Les espèces spécialistes des cultures (respectivement des prairies) ont surtout besoin de surface de cultures (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a) et de prairies (Teillard *et al.*, 2014) respectivement. Enfin les effets du paysage et des pratiques dans la parcelle peuvent interagir : par exemple, la spécialisation moyenne des communautés d'oiseaux est corrélée positivement avec le non-labour, mais uniquement dans un paysage homogène (Jeliazkov *et al.*, 2016).

Enfin, ces observatoires de biodiversité permettent d'évaluer l'**efficacité de certains changements de pratiques** en cours, ou de comparer différents **scénarios** de changements de pratiques. Si les actuelles Mesures Agro-Environnementales européennes semblent avoir des effets limités sur les communautés d'oiseaux (Prince *et al.*, 2012; Prince et Jiguet, 2013), les scénarios de verdissement de la Politique Agricole Commune pourraient avoir des effets bénéfiques sur les oiseaux spécialistes des milieux agricoles (Chiron *et al.*, 2013). D'autres approches permettent d'intégrer les aspects économiques (modèles de coviabilité, Mouysset *et al.*, 2011, 2012, 2013 et 2014) pour promouvoir le maintien de la biodiversité avec une activité économique rentable ; ou encore les changements climatiques (Prince *et al.*, 2013) pour identifier certaines pratiques permettant de compenser ou d'atténuer les effets de ces changements (Prince *et al.*, 2015). La comparaison de trois scénarios (intensification, extensification et ré-allocation) révèle des solutions « gagnant sans perdre ». Ces solutions passent par des changements différenciés dans l'espace de l'intensité (Teillard *et al.*, 2016).

⁴⁴ <http://vigienature.mnhn.fr>

⁴⁵ <http://observatoire-agricole-biodiversite.fr>

Références citées dans le chapitre 3

Références citées dans la section 3.1

- Agence européenne de l'environnement, 2013. Towards a Common International Classification of Ecosystem services (CICES), Version 4.3 [WWW Document]. URL <http://cices.eu/>
- Albert C, Bonn A, Burkhard B, et al. (2016) Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany. *Ecol Indic* 61:38–48. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.08.050
- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 19–31. doi:10.1016/S0167-8809(99)00028-6
- Amigues, J.-P., Chevassus-Au-Louis, B., 2011. Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels.
- Arnauld de Sartre X., Le Clec'h S., Oszwald J., Jégou N., Dufour S., Cornillon P.A., Miranda I.S., Gonzaga L., Grimaldi M., G. V., 2013. Mapping carbon stocks in vegetation: prospects for the spatialisation of an ecosystem service. *Bois et forêts des tropiques* 316, 35–47.
- Barot S, Yé L, Abbadie L, et al. (2017) Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. *Ecol Eng* 99:486–495. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.071
- Bagstad, K.J., Johnson, G.W., Voigt, B., Villa, F., 2013. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services* 4, 117–125. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.012
- Bastian, O., Haase, D., Grunewald, K., 2012. Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators* 21, 7–16. doi:10.1016/j.ecolind.2011.03.014
- Baveye PC, Baveye J, Gowdy J (2016) Soil “Ecosystem” Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Front Environ Sci* 4:1–49. doi: 10.3389/fenvs.2016.00041
- Bengtsson J (2015) Biological control as an ecosystem service: Partitioning contributions of nature and human inputs to yield. *Ecol Entomol* 40:45–55. doi: 10.1111/een.12247
- Bennett, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., ... & Lebel, L. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current opinion in environmental sustainability*, 14, 76-85.
- Bland, W.L., Bell, M.M., 2007. A holon approach to agroecology. *International Journal of Agricultural Sustainability* 5, 280–294.
- Bommarco, R., Kleijn, D., & Potts, S. G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in ecology & evolution*, 28(4), 230-238.
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616–626.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21, 17–29. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019
- Cabell, J.F., Oelofse, M., 2012. An Indicator Framework for Assessing Agroecosystem Resilience. *Ecology and Society* 17, art18. doi:10.5751/ES-04666-170118
- Chan, K.M.A., Satterfield, T., Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74, 8–18. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.11.011
- Chevassus-Au-Louis, B., Salles, J.M., PUJOL, J.L., Bielsa, S., Martin, G., Richard, D., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique, Rapports et Documents. Documentation française.
- CGDD, 2017. L'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) – Cadre conceptuel, Collection Théma – Balises.
- CGDD-MNHN, 2010, Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France, Études et Documents n°20, 74 p. - <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED20.pdf>
- Conway, G.R., 1987. The properties of agroecosystems. *Agricultural Systems* 24, 95–117. doi:10.1016/0308-521X(87)90056-4
- Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141, 350–352. doi:10.1016/j.biocon.2007.12.020
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. doi:10.1038/387253a0

- Couvet, D., Prevoit, A.-C., 2015. Citizen-science programs: Towards transformative biodiversity governance. *Environmental Development* 13, 39–45. doi:10.1016/j.envdev.2014.11.003
- Cumming, G.S., Buerkert, A., Hoffmann, E.M., Schlecht, E., von Cramon-Taubadel, S., Tschardtke, T., 2014. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature* 515, 50–57. doi:10.1038/nature13945
- Daily, G.C., 1997. Introduction: What are ecosystem services? in *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, Washington, DC, Island Press, 1-10.
- Dale, V.H., Polasky, S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64, 286–296. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.05.009
- Danley B, Widmark C (2016) Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecol Econ* 126:132–138. doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.04.003
- Darnhofer, I., Bellon, S., Dedieu, B., Milestad, R., 2010. Adaptiveness to enhance the sustainability of farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 545–555. doi:10.1051/agro/2009053
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, 260–272. doi:10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20684-20689.
- Díaz S, Demissew S, Carabias J, et al. (2015) The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Curr Opin Environ Sustain* 14:1–16. doi: 10.1016/j.cosust.2014.11.002
- Dumont, B., González-García, E., Thomas, M., Fortun-Lamothe, L., Ducrot, C., Dourmad, J.-Y., Tichit, M. (2014). Forty research issues for the redesign of animal production systems in the 21st century. *Animal*, 8 (8), 1382-1393. DOI : 10.1017/S1751731114001281
- Dumont, B., Fortun-Lamothe, L., Jouven, M., Thomas, M., Tichit, M. (2013). Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6), 1028-1043. DOI : 10.1017/S1751731112002418
- Dunn, R.R., 2010. Global Mapping of Ecosystem Disservices: The Unspoken Reality that Nature Sometimes Kills us. *Biotropica* 42, 555–557. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00698.x
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Roger Martin-Clouaire, R. Magne, M.-A., Justes, E., Journet, E.-P., Aubertot, J.-N., Savary, S., Bergez, J.-E., Sarthou, J.-P. (2015) How to implement a biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. DOI 10.1007/s13593-015-0306-1
- Duru, M., & Therond, O. (2014). Livestock systems and land use: which diversity for which sustainability?, *Regional Environmental Change*, 1–18. DOI 10.1007/s10113-014-0722-9
- Duvigneaud, P. (1974). A synthesis of ecology: populations, communities, ecosystems, biosphere and noosphere. Doin, editeurs.
- Field JP, Breshears DD, Law DJ, et al. (2015) Critical Zone Services: Expanding Context, Constraints, and Currency beyond Ecosystem Services. *Vadose Zo J* 14:0. doi: 10.2136/vzj2014.10.0142
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643–653. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.09.014
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science (New York, N.Y.)* 309, 570–4. doi:10.1126/science.1111772
- Garbach, K., Milder, J. C., Montenegro, M., Karp, D. S., & DeClerck, F. A. J. (2014). Biodiversity and ecosystem services in agroecosystems. *Environ. Agric. Food Syst.*
- Garbach K, Milder JC, DeClerck FAJ, Montenegro de Wit M, Driscoll L, Gemmill-Herren B (2016) Examining multifunctionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *Intern J Agr Sustain* 5903:1–22. doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810
- Gliessman, S.R., 2004. Agroecology and agroecosystems, in: Rickerl, D., Francis, C. (Eds.), *Agroecosystems Analysis*.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzar, C., ... & Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942-12947.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, pp. 110 – 139. doi:10.1017/CBO9780511750458.007
- Heink U, Hauck J, Jax K, Sukopp U (2016) Requirements for the selection of ecosystem service indicators - The case of MAES indicators. *Ecol Indic* 61:18–26. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.09.031

- Houot S., Pons M.N., Pradel M., Caillaud M.A., Savini I., Tibi A. (éditeurs), 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, INRA-CNRS-Irstea (France).
- van Ittersum MK, Rabbinge R (1997) Concept of production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combination. *F Crop Res* 52:197–208.
- Huang, J., Tichit, M., Poulot, M., Darly, S., Li, S., Petit, C., Aubry, C., 2015. Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management* 149, 138–147. doi:10.1016/j.jenvman.2014.10.020
- Jax K (2005) Function and "functioning" in ecology: what does it mean? *Oikos* 111:641–648. doi: 10.1111/j.1600-0706.2005.13851.x
- Johnston, R.J., Russell, M., 2011. An operational structure for clarity in ecosystem service values. *Ecological Economics* 70, 2243–2249.
- Jones L, Norton L, Austin Z, et al. (2016) Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. *Land use policy* 52:151–162. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.12.014
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54–78. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.006
- Kremen C, Iles A, Bacon C (2012) Diversified Farming Systems : An Agroecological , Systems-based. *Ecol. Soc.* 17.
- Lamarque, P., Quétier, F., Lavorel, S., 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes rendus biologies* 334, 441–9. doi:10.1016/j.crv.2010.11.007
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, D., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.-P., Trommetter, M., 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies.
- Levrel H., Roche P., Geizendorffer I., Mongruel R. 2016. Approche écologiques et économiques de l'offre et de la demande de services écosystémiques. In P. Roche, I. Geizendorffer, H. Levrel, V. Maris (coord.) Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques. Perspectives interdisciplinaires. Editions QUAE, Paris, pp 103-112.
- Lin BB (2011) Resilience in Agriculture through Crop Diversification: Adaptive Management for Environmental Change. *Bioscience* 61:183–193. doi: 10.1525/bio.2011.61.3.4
- Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in ecology & evolution* 27, 19–26. doi:10.1016/j.tree.2011.08.006
- Maes *et al.*, 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. An analytical framework for ecosystem assessments under action, 5. Discussion paper – Final, April 2013. Publications office of the European Union, Luxembourg. 60p.
- Maes *et al.*, 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications office of the European Union, Luxembourg. 81p.
- Manuel-Navarrete, D., Kay, J. J., & Dolderman, D. (2004). Ecological integrity discourses: linking ecology with cultural transformation. *Human Ecology Review*, 11(3), 215-229.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., & Swift, M. J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504-509.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being : synthesis. Washington, DC.
- Moonen, A.-C., Bàrberi, P., 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127, 7–21. doi:10.1016/j.agee.2008.02.013
- Müller, F., Hoffmann-Kroll, R., & Wiggering, H. (2000). Indicating ecosystem integrity—theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological modelling*, 130(1), 13-23.
- Nahlik AM, Kentula ME, Fennessy MS, Landers DH (2012) Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecol Econ* 77:27–35. doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.01.001
- Nations-unies, 2013, System of Environmental-Economic accounting 2012. Experimental Ecosystem accounting, Commission européenne, OCDE, Nations-unies, Banque mondiale, pp 204.
- Nelson EJ, Daily GC (2010) Modelling ecosystem services in terrestrial systems. *F1000 Biol Rep* 6:1–6. doi: 10.3410/B2-53
- N.R.C, 2001. Basic research opportunities in Earth Science. National Academy Press, Washington, DX.
- O'Farrell, P.J., Donaldson, J.S., Hoffman, M.T., 2007. The influence of ecosystem goods and services on livestock management practices on the Bokkeveld plateau, South Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122, 312–324. doi:10.1016/j.agee.2007.01.025

- OECD, 2008. Strategic environmental assessment and ecosystem services [WWW Document]. URL <http://www.oecd.org/dac/environment-development/41882953.pdf> (accessed 1.22.15).
- Pelosi, C., Goulard, M., Balent, G., 2010. The spatial scale mismatch between ecological processes and agricultural management: Do difficulties come from underlying theoretical frameworks? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 455–462. doi:10.1016/j.agee.2010.09.004
- Picasso V. D. (2017): The “Biodiversity–Ecosystem function debate”: An interdisciplinary dialogue between Ecology, Agricultural Science, and Agroecology, *Agroecology and Sustainable Food Systems*, DOI: 10.1080/21683565.2017.1359806
- Plant R., Roche P., Barnaud C. 2016. Services écosystémiques et représentations des dépendances des êtres humains à l'égard des écosystèmes. In P. Roche, I. Geizendorffer, H. Levrel, V. Maris (coord.) *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques. Perspectives interdisciplinaires*. Editions QUAE, Paris, pp 113-129.
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365, 2959–71. doi:10.1098/rstb.2010.0143
- Remme RP, Schröter M, Hein L (2014) Developing spatial biophysical accounting for multiple ecosystem services. *Ecosyst Serv* 10:6–18. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.07.006
- Robinson DA, Hockley N, Dominati E, et al. (2012) Natural Capital, Ecosystem Services, and Soil Change: Why Soil Science Must Embrace an Ecosystems Approach. *Vadose Zo J* 11:0. doi: 10.2136/vzj2011.0051
- Rodriguez-Ortega, T., Oteros-Rozas, E., Ripoll-Bosch, R., Tichit, M., Martin-Lopez, B., Bernuès, A. (2014). Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8 (08), 1361-1372. DOI : 10.1017/S1751731114000421
- Sabatier, R., Durant, D., Hazard, L., Lauvie, A., Lecrivain, E., Magda, D., Martel, G., Roche, B., de Sainte Marie, C., Teillard, F., Tichit, M. 2015 Towards biodiversity-based livestock systems: review of evidence and options for improvement. *CAB Reviews*, (10) 20: doi:10.1079/PAVSNNR201510025
- Sagoff, M., 2011. The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 70, 497–502. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.10.006
- Serna-Chavez, H.M., Schulp, C.J.E., van Bodegom, P.M., Bouten, W., Verburg, P.H., Davidson, M.D., 2014. A quantitative framework for assessing spatial flows of ecosystem services. *Ecological Indicators* 39, 24–33. doi:10.1016/j.ecolind.2013.11.024
- Schröter, M., Barton, D. N., Remme, R. P., & Hein, L. (2014). Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecological Indicators*, 36, 539-551.
- Swift, M.J., Izac, A.-M.N., van Noordwijk, M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, 113–134. doi:10.1016/j.agee.2004.01.013
- Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64, 245–252. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.09.020
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) Ecological and Economic Foundations*, in: Kumar, P. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London and Washington, p. 456.
- Therond, O., Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2017. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37: 21. doi:10.1007/s13593-017-0429-7
- Tichit, M., Doyen, L., Lemel, JY, Renault, O, & Durant, D (2007). A co-viability model of grazing and bird community management in farmland. *Ecological Modelling*, 206(3-4), 277-29
- Tscharntke, T., A. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8:857–874.
- UK NEA (2011). *United Kingdom National Ecosystem Assessment: Synthesis of key findings*. Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- van der Linden, A., Oosting, S. J., van de Ven, G. W., de Boer, I. J., & van Ittersum, M. K. (2015). A framework for quantitative analysis of livestock systems using theoretical concepts of production ecology. *Agricultural Systems*, 139, 100-109.
- van der Meulen ES, Braat LC, Brils JM (2016) Abiotic flows should be inherent part of ecosystem services classification. *Ecosyst Serv* 19:1–5. doi: 10.1016/j.ecoser.2016.03.007
- Van Oudenhoven, A.P.E., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., de Groot, R.S., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, 110–122. doi:10.1016/j.ecolind.2012.01.012
- Van Reeth, W. 2014. Ecosystem service indicators: are we measuring what we want to manage? In: Jacobs, S. Dendoncker, N. Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services: Global Issues. Local Practices*, San Diego, pp. 41–61.

- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity* 15, 114–121. doi:10.1016/j.ecocom.2013.07.004
- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139, 235–246. doi:10.1016/j.biocon.2007.07.015
- Wilding LP, Lin H (2006) Advancing the frontiers of soil science towards a geoscience. *Geoderma* 131:257–274. doi: 10.1016/j.geoderma.2005.03.028
- Williams, B.K., 2011. Passive and active adaptive management: approaches and an example. *Journal of environmental management* 92, 1371–8. doi:10.1016/j.jenvman.2010.10.039
- Wolff, S., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: a review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 55, 159-171.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64, 253–260. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.02.024

Références citées dans la section 3.2.

- Almeida, R. P. P., and L. Nunney. 2015. How Do Plant Diseases Caused by *Xylella fastidiosa* Emerge? *Plant Dis.* 99:1457–1467.
- Altieri, M. A., C. I. Nicholls, A. Henao, and M. A. Lana. 2015. Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agron. Sustain. Dev.* 35:869–890.
- Altieri, M., and C. Nicholls. 2004. *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*, Second Edition. CRC Press.
- Balmford, A., R. Green, and B. Phalan. 2012. What conservationists need to know about farming. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 279:2714–2724.
- Balvanera, P., I. Siddique, L. Dee, A. Paquette, F. Isbell, A. Gonzalez, J. Byrnes, M. I. O'Connor, B. A. Hungate, and J. N. Griffin. 2014. Linking Biodiversity and Ecosystem Services: Current Uncertainties and the Necessary Next Steps. *Bioscience* 64:49–57.
- Batary, P., A. Baldi, D. Kleijn, and T. Tschardt. 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 278:1894–1902.
- Begon, M., Townsend, C. R. H., John, L., Colin, R. T., & John, L. H. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems* (No. Sirsi) i9781405111171).
- Benton, T. G., D. M. Bryant, L. Cole, and H. Q. P. Crick. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *J. Appl. Ecol.* 39:673–687.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, and J. D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18:182–188.
- Billeter, R., J. Liira, D. Bailey, R. Bugter, P. Arens, I. Augenstein, S. Aviron, J. Baudry, R. Bukacek, F. Burel, M. Cerny, G. De Blust, R. De Cock, T. Diekötter, H. Dietz, J. Dirksen, C. Dormann, W. Durka, M. Frenzel, R. Hamersky, F. Hendrickx, F. Herzog, S. Klotz, B. Koolstra, A. Lausch, D. Le Coeur, J. P. Maelfait, P. Opdam, M. Roubalova, A. Schermann, N. Schermann, T. Schmidt, O. Schweiger, M. J. M. Smulders, M. Speelmans, P. Simova, J. Verboom, W. K. R. E. van Wingerden, M. Zobel, and P. J. Edwards. 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45:141–150.
- Blackshaw, R. 1994. Differential competitive ability of winter-wheat cultivars against downy brome. *Agron. J.* 86:649–654.
- Bohan DA, Boursault A, Brooks DR, Petit S. 2011. National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators. *J. Appl. Ecol.* 48:888–898.
- Bond W. & Grundy A.C. 2001. Non-chemical weed management in organic farming systems *Weed Research* 2001 41, 383-405
- Cadotte, M., J. Cavender-Bares, D. Tilman, and T. Oakley. 2009. Using Phylogenetic, Functional and Trait Diversity to Understand Patterns of Plant Community Productivity. *PLoS One* 4.
- Cadotte, M. W. 2013. Experimental evidence that evolutionarily diverse assemblages result in higher productivity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110:8996–9000.
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava, and S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67.
- Cardinale, B. J., K. L. Matulich, D. U. Hooper, J. E. Byrnes, E. Duffy, L. Gamfeldt, P. Balvanera, M. I. O'Connor, and A. Gonzalez. 2011. The Functional Role of Producer Diversity in Ecosystems. *Am. J. Bot.* 98:572–592.

- Chagnon, M., D. Kreuzweiser, E. A. Mitchell, E. A. Mitchell, C. A. Morrissey, D. A. Noome, D. A. Noome, J. P. Van der Sluijs, and J. P. Van der Sluijs. 2015. Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22:119–134.
- Chan, K. M. A., P. Balvanera, K. Benessaiah, M. Chapman, S. Díaz, E. Gómez-Baggethun, R. Gould, N. Hannahs, K. Jax, S. Klain, G. W. Luck, B. Martín-López, B. Muraca, B. Norton, K. Ott, U. Pascual, T. Satterfield, M. Tadaki, J. Taggart, and N. Turner. 2016. Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113:1462–1465.
- Chateil, C., I. Goldringer, L. Tarallo, C. Kerbiriou, I. Le Viol, J. Ponge, S. Salmon, S. Gachet, and E. Porcher. 2013. Crop genetic diversity benefits farmland biodiversity in cultivated fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 171:25–32.
- Chauvel B., Tschudy C. & Munier-Jolain N. 2011. Gestion intégrée de la flore adventice dans les systèmes de culture sans labour. *Cahiers Agricultures*, 20, 3, 194-203.
- Chiron, F., R. Charge, R. Julliard, F. Jiguet, and A. Muratet. 2014. Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185:153–160.
- Chiron, F., O. Filippi-Codaccioni, F. Jiguet, and V. Devictor. 2010. Effects of non-cropped landscape diversity on spatial dynamics of farmland birds in intensive farming systems. *Biol. Conserv.* 143:2609–2616.
- Chiron, F., K. Prince, M. L. Paracchini, C. Bulgheroni, and F. Jiguet. 2013. Forecasting the potential impacts of CAP-associated land use changes on farmland birds at the national level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 176:17–23.
- Clergue, B., B. Amiaud, F. Pervanchon, F. Lasserre-Joulin, and S. Plantureux. 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 25:1–15.
- Colbach N. & Meynard J.M. (1995) Soil tillage and eyespot: influence of crop residue distribution on disease development and infection cycles. *European Journal of Plant Pathology* 101, 601-61
- Connell, J. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs - High Diversity of Trees and Corals Is Maintained Only in a Non-Equilibrium State. *Science* 199:1302–1310.
- Cordeau, S., S. Petit, X. Reboud, and B. Chauvel. 2012. The impact of sown grass strips on the spatial distribution of weed species in adjacent boundaries and arable fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 155:35–40.
- Cordingley, J. E., A. C. Newton, R. J. Rose, R. T. Clarke, and J. M. Bullock. 2015. Can landscape-scale approaches to conservation management resolve biodiversity-ecosystem service trade-offs? *J. Appl. Ecol.* n/a-n/a.
- Deguines, N., C. Jono, M. Baude, M. Henry, R. Julliard, and C. Fontaine. 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Front. Ecol. Environ.* 12:212–217.
- Devictor, V., R. Julliard, J. Clavel, F. Jiguet, A. Lee, and D. Couvet. 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17:252–261.
- Devictor, V., D. Mouillot, C. Meynard, F. Jiguet, W. Thuiller, and N. Mouquet. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecol. Lett.* no-no.
- Donald, P. F., R. E. Green, and M. F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B-Biol. Sci.* 268:25–29.
- Doxa, A., Y. Bas, M. L. Paracchini, P. Pointereau, J.-M. Terres, and F. Jiguet. 2010. Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *J. Appl. Ecol.* 47:1348–1356.
- Doxa, A., M. L. Paracchini, P. Pointereau, V. Devictor, and F. Jiguet. 2012. Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 148:83–88.
- Dullinger, S., F. Essl, W. Rabitsch, K.-H. Erb, S. Gingrich, H. Haberl, K. Huelber, V. Jarosik, F. Krausmann, I. Kuehn, J. Pergl, P. Pysek, and P. E. Hulme. 2013. Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110:7342–7347.
- Dunn, R. R. 2010. Global Mapping of Ecosystem Disservices: The Unspoken Reality that Nature Sometimes Kills us. *Biotropica* 42:555–557.
- EASAC. 2015. Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids. EASAC policy report 26. 61p. <https://www.knaw.nl/shared/resources/internationaal/bestanden/ecosystem-services-agriculture-and-neonicotinoids>.
- Edwards, D. P., J. J. Gilroy, G. H. Thomas, C. A. Medina Uribe, and T. Haugaasen. 2015. Land-Sparing Agriculture Best Protects Avian Phylogenetic Diversity. *Curr. Biol.* 25:2384–2391.
- Faith, D. P. 2012. Common ground for biodiversity and ecosystem services: the “partial protection” challenge. *F1000Research* 1:30–30.
- Filippi-Codaccioni, O., V. Devictor, Y. Bas, J. Clobert, and R. Julliard. 2010a. Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes. *Biol. Conserv.* 143:883–890.

- Filippi-Codaccioni, O., V. Devictor, Y. Bas, and R. Julliard. 2010b. Toward more concern for specialisation and less for species diversity in conserving farmland biodiversity. *Biol. Conserv.* 143:1493–1500.
- Fischer, J., B. Brosi, G. C. Daily, P. R. Ehrlich, R. Goldman, J. Goldstein, D. B. Lindenmayer, A. D. Manning, H. A. Mooney, L. Pejchar, J. Ranganathan, and H. Tallis. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6:382–387.
- Fischer, J., D. B. Lindenmayer, and A. D. Manning. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Front. Ecol. Environ.* 4:80–86.
- Fried, G., B. Chauvel, and X. Reboud. 2009a. A functional analysis of large-scale temporal shifts from 1970 to 2000 in weed assemblages of sunflower crops in France. *J. Veg. Sci.* 20:49–58.
- Fried, G., S. Petit, F. Dessaint, and X. Reboud. 2009b. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biol. Conserv.* 142:238–243.
- Gaba, S., G. Fried, E. Kazakou, B. Chauvel, and M.-L. Navas. 2014. Agroecological weed control using a functional approach: a review of cropping systems diversity. *Agron. Sustain. Dev.* 34:103–119.
- Gaba, S., F. Lescourret, S. Boudsocq, J. Enjalbert, P. Hinsinger, E.-P. Journet, M.-L. Navas, J. Wery, G. Louarn, E. Malezieux, E. Pelzer, M. Prudent, and H. Ozier-Lafontaine. 2015. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron. Sustain. Dev.* 35:607–623.
- Gabriel, D., S. M. Sait, W. E. Kunin, and T. G. Benton. 2013. Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *J. Appl. Ecol.* 50:355–364.
- Gabrielsen, P., and P. Bosch. 2003. Environmental indicators: typology and use in reporting. EEA Cph.
- Gagic, V., I. Bartomeus, T. Jonsson, A. Taylor, C. Winqvist, C. Fischer, E. M. Slade, I. Steffan-Dewenter, M. Emmerson, S. G. Potts, T. Tschardtke, W. Weisser, and R. Bommarco. 2015. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 282:UNSP 20142620.
- Georghiou, G. 1994. Principles of Insecticide Resistance Management. *Phytoprotection* 75:51–59.
- Gilpin, M. E., and I. A. Hanski. 1991. *Metapopulation dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press. London.
- Gil-Tena, A., M. De Caceres, A. Ernoult, A. Butet, L. Brotons, and F. Burel. 2015. Agricultural landscape composition as a driver of farmland bird diversity in Brittany (NW France). *Agric. Ecosyst. Environ.* 205:79–89.
- Goldman, R. L., H. Tallis, P. Kareiva, and G. C. Daily. 2008. Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105:9445–9448.
- Gonthier, D. J., K. K. Ennis, S. Farinas, H.-Y. Hsieh, A. L. Iverson, P. Batary, J. Rudolphi, T. Tschardtke, B. J. Cardinale, and I. Perfecto. 2014. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 281:20141358.
- Goodhue, R. E., M. Bolda, D. Farnsworth, J. C. Williams, and F. G. Zalom. 2011. Spotted wing drosophila infestation of California strawberries and raspberries: economic analysis of potential revenue losses and control costs. *Pest Manag. Sci.* 67:1396–1402.
- Gosling, P., J. Jones, and G. D. Bending. 2016. Evidence for functional redundancy in arbuscular mycorrhizal fungi and implications for agroecosystem management. *Mycorrhiza* 26:77–83.
- Green, R. E., S. J. Cornell, J. P. W. Scharlemann, and A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307:550–555.
- Gregory, R. D., A. van Strien, P. Vorisek, A. W. G. Meyling, D. G. Noble, R. P. B. Foppen, and D. W. Gibbons. 2005. Developing indicators for European birds. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.* 360:269–288.
- Habimana, S., A. Nduwumuremyi, and J. D. R. Chinama. 2014. Management of orobanche in field crops- A review. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 14:43–62.
- Haines-Young, R., and M. Potschin. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. P. *in* *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hajjar, R., D. Jarvis, and B. Gemmill-Herren. 2008. The utility of crop genetic diversity in maintaining ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123:261–270.
- Hallmann, C. A., R. P. B. Foppen, C. A. M. van Turnhout, H. de Kroon, and E. Jongejans. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511:341.
- Harrison, P. A., P. M. Berry, G. Simpson, J. R. Haslett, M. Blicharska, M. Bucur, R. Dunford, B. Egoh, M. Garcia-Llorente, N. Geamănă, W. Geertsema, E. Lommelen, L. Meiresonne, and F. Turkelboom. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 9:191–203.
- Herzog F., Jeanneret P., et al., Measuring Farmland Biodiversity, *The Solutions Journal*, Volume 4, Issue 4, August 2013, Pages 52-58

- Herzog F., G. Lüscher, M. Arndorfer, M. Bogers, K. Balázs, R.G.H. Bunce, P. Dennis, E. Falusi, J.K. Friedel, I.R. Geizendorffer, T. Gomiero, P. Jeanneret, G. Moreno, M.-L. Oschatz, M.G. Paoletti, J.-P. Sarthou, S. Stoyanova, E. Szerencsits, S. Wolfrum, W. Fjellstad, D. Bailey, European farm scale habitat descriptors for the evaluation of biodiversity, In *Ecological Indicators*, Volume 77, 2017, Pages 205-217, ISSN 1470-160X.
- Hodgson, D., J. L. McDonald, and D. J. Hosken. 2015. What do you mean, “resilient”? *Trends Ecol. Evol.* 30:503–506.
- Howe, C., H. Suich, B. Vira, and G. M. Mace. 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Glob. Environ. Change-Hum. Policy Dimens.* 28:263–275.
- Inger, R., R. Gregory, J. P. Duffy, I. Stott, P. Vorisek, and K. J. Gaston. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species’ numbers are rising. *Ecol. Lett.* 18:28–36.
- Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector, J. Connolly, W. S. Harpole, P. B. Reich, M. Scherer-Lorenzen, B. Schmid, D. Tilman, J. van Ruijven, A. Weigelt, B. J. Wilsey, E. S. Zavaleta, and M. Loreau. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477:199-U96.
- Isbell, F., D. Tilman, S. Polasky, and M. Loreau. 2015. The biodiversity-dependent ecosystem service debt. *Ecol. Lett.* 18:119–134.
- Jauzein, P. 2001. Biodiversité des champs cultivés: l’enrichissement floristique. Doss. Environ. INRA 21.
- Jax, K., and U. Heink. 2015. Searching for the place of biodiversity in the ecosystem services discourse. *Biol. Conserv.* 191:198–205.
- Jeliaskov, A., A. Mimet, R. Charge, F. Jiguet, V. Devictor, and F. Chiron. 2016. Impacts of agricultural intensification on bird communities: New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 216:9–22.
- Kladivko, E. J., N. M. Akhouri, and G. Weesies. 1997. Earthworm populations and species distributions under no-till and conventional tillage in Indiana and Illinois. *Soil Biol. Biochem.* 29:613–615.
- Kleijn, D., R. Winfree, I. Bartomeus, L. G. Carvalheiro, M. Henry, R. Isaacs, A.-M. Klein, C. Kremen, L. K. M’Gonigle, R. Rader, T. H. Ricketts, N. M. Williams, N. Lee Adamson, J. S. Ascher, A. Báldi, P. Batáry, F. Benjamin, J. C. Biesmeijer, E. J. Blitzer, R. Bommarco, M. R. Brand, V. Bretagnolle, L. Button, D. P. Cariveau, R. Chifflet, J. F. Colville, B. N. Danforth, E. Elle, M. P. D. Garratt, F. Herzog, A. Holzschuh, B. G. Howlett, F. Jauker, S. Jha, E. Knop, K. M. Krewenka, V. Le Féon, Y. Mandelik, E. A. May, M. G. Park, G. Pisanty, M. Reemer, V. Riedinger, O. Rollin, M. Rundlöf, H. S. Sardiñas, J. Scheper, A. R. Sciligo, H. G. Smith, I. Steffan-Dewenter, R. Thorp, T. Tscharnkte, J. Verhulst, B. F. Viana, B. E. Vaissière, R. Veldtman, C. Westphal, and S. G. Potts. 2015. Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nat. Commun.* 6:7414.
- Krebs, J. R., J. D. Wilson, R. B. Bradbury, and G. M. Siriwardena. 1999. The second silent spring? *Nature* 400:611–612.
- Laikre, L., F. W. Allendorf, L. C. Aroner, C. S. Baker, D. P. Gregovich, M. M. Hansen, J. A. Jackson, K. C. Kendall, K. McKelvey, M. C. Neel, I. Olivieri, N. Ryman, M. K. Schwartz, R. S. Bull, J. B. Stetz, D. A. Tallmon, B. L. Taylor, C. D. Vojta, D. M. Waller, and R. S. Waples. 2010. Neglect of genetic diversity in implementation of the Convention on Biological Diversity. *Conserv. Biol.* 24:86–88.
- Lavelle P., Pashanasi B., Charpentier F., Gilot C., Rossi J-P., *et al.*,. 1998. Large-scale effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics. Edwards, C.A. *Earthworm ecology*, St. Lucie Press, 103-122.
- Le Roux, X., R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J. P. Sarthou, and M. Trommetter (eds). 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport.* INRA.
- Lefcheck, J. S., J. E. K. Byrnes, F. Isbell, L. Gamfeldt, J. N. Griffin, N. Eisenhauer, M. J. S. Hensel, A. Hector, B. J. Cardinale, and J. E. Duffy. 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nat. Commun.* 6:6936.
- Lemanceau, P., P.-A. Maron, S. Mazurier, C. Mougél, B. Pivato, P. Plassart, L. Ranjard, C. Revellin, V. Tardy, and D. Wipf. 2015. Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge in agroecology. *Agron. Sustain. Dev.* 35:67–81.
- Lemerle, D., B. Verbeek, R. D. Cousens, and N. E. Coombes. 1996. The potential for selecting wheat varieties strongly competitive against weeds. *Weed Res.* 36:505–513.
- Letourneau, D. K., I. Armbrecht, B. Salguero Rivera, J. Montoya Lerma, E. Jimenez Carmona, M. Constanza Daza, S. Escobar, V. Galindo, C. Gutierrez, S. Duque Lopez, J. Lopez Mejia, A. M. Acosta Rangel, J. Herrera Rangel, L. Rivera, C. Arturo Saavedra, A. Marina Torres, and A. Reyes Trujillo. 2011. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecol. Appl.* 21:9–21.
- Li, L., D. Tilman, H. Lambers, and F.-S. Zhang. 2014. Plant diversity and overyielding: insights from belowground facilitation of intercropping in agriculture. *New Phytol.* 203:63–69.
- Liquete, C., N. Cid, D. Lanzanova, B. Grizzetti, and A. Reynaud. 2016. Perspectives on the link between ecosystem services and biodiversity: The assessment of the nursery function. *Ecol. Indic.* 63:249–257.

- Loreau, M., and A. Hector. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412:72–76.
- Lyytimäki, J. 2015. Ecosystem disservices: Embrace the catchword. *Ecosyst. Serv.* 12:136–136.
- Lyytimäki, J., L. K. Petersen, B. Normander, and P. Bezák. 2008. Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environ. Sci.* 5:161–172.
- Macfadyen, S., S. A. Cunningham, A. C. Costamagna, and N. A. Schellhorn. 2012. Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same? *J. Appl. Ecol.* 49:690–694.
- Maine, J. J., and J. G. Boyles. 2015. Bats initiate vital agroecological interactions in corn. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112:12438–12443.
- Maitre d'Hôtel, E., and F. Pelegrin. 2012. Les valeurs de la biodiversité : un état des lieux de la recherche française. FRB.
- Mason, N. W. H., F. de Bello, D. Mouillot, S. Pavoine, and S. Dray. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *J. Veg. Sci.* 24:794–806.
- Merckx, T., and H. M. Pereira. 2015. Reshaping agri-environmental subsidies: From marginal farming to large-scale rewilding. *Basic Appl. Ecol.* 16:95–103.
- Millon, L., J.-F. Julien, R. Julliard, and C. Kerbirou. 2015. Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecol. Eng.* 75:250–257.
- Montanari M., Innocenti G. Toderi G. 2006. Effects of cultural management on the foot and root disease complex of durum wheat. *Journal of Plant Pathology*, 88(2), 149-156
- Moonen, A.-C., and P. Barberi. 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127:7–21.
- Mouchet, M. A., S. Villegger, N. W. H. Mason, and D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24:867–876.
- Mouillot, D., S. Villegger, M. Scherer-Lorenzen, and N. W. H. Mason. 2011. Functional Structure of Biological Communities Predicts Ecosystem Multifunctionality. *Plos One* 6:e17476.
- Mouysset, L., L. Doyen, and F. Jiguet. 2012. Different policy scenarios to promote various targets of biodiversity. *Ecol. Indic.* 14:209–221.
- Mouysset, L., L. Doyen, and F. Jiguet. 2014. From Population Viability Analysis to Coviability of Farmland Biodiversity and Agriculture. *Conserv. Biol.* 28:187–201.
- Mouysset, L., L. Doyen, and F. Jiguet. 2013. How does economic risk aversion affect biodiversity? *Ecol. Appl.* 23:96–109.
- Mouysset, L., L. Doyen, F. Jiguet, G. Allaire, and F. Leger. 2011. Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands. *Ecol. Econ.* 70:617–626.
- Mueller, F., and B. Burkhard. 2012. The indicator side of ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 1:26–30.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. E. Green, B. Lehner, T. R. Malcolm, and T. H. Ricketts. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105:9495–9500.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. R. Cameron, K. M. A. Chan, G. C. Daily, J. Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H. Ricketts, and M. R. Shaw. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7:4–11.
- Nicholls, C. I., and M. A. Altieri. 2013. Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33:257–274.
- Norgaard, R. B. 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecol. Econ.* 69:1219–1227.
- Oerke, E. C., and H. W. Dehne. 2004. Safeguarding production - losses in major crops and the role of crop protection. *Crop Prot.* 23:275–285.
- Oliver, T. H., M. S. Heard, N. J. B. Isaac, D. B. Roy, D. Procter, F. Eigenbrod, R. Freckleton, A. Hector, C. D. L. Orme, O. L. Petchey, V. Proenca, D. Raffaelli, K. B. Suttle, G. M. Mace, B. Martin-Lopez, B. A. Woodcock, and J. M. Bullock. 2015. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends Ecol. Evol.* 30:673–684.
- Pelosi C., Pey B., Caro G., Cluzeau D., Peigné J., Bertrand M., Hedde M. 2016. Dynamics of earthworm taxonomic and functional diversity in ploughed and no-tilled cropping systems. *Soil & Tillage Research* 156, 25–32.
- Phalan, B., M. Onial, A. Balmford, and R. E. Green. 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333:1289–1291.
- Pimentel, D., R. Zuniga, and D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* 52:273–288.
- Powles, S. B., and Q. Yu. 2010. Evolution in Action: Plants Resistant to Herbicides. Pp. 317–347 in S. Merchant, W. R. Briggs, and D. Ort, eds. *Annual Review of Plant Biology*, Vol 61.

- Prendergast, J., R. Quinn, J. Lawton, B. Eversham, and D. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365:335–337.
- Prieto, I., C. Violle, P. Barre, J.-L. Durand, M. Ghesquiere, and I. Litrico. 2015. Complementary effects of species and genetic diversity on productivity and stability of sown grasslands. *Nat. Plants* 1:15033.
- Prince, K., and F. Jiguet. 2013. Ecological effectiveness of French grassland agri-environment schemes for farmland bird communities. *J. Environ. Manage.* 121:110–116.
- Prince, K., R. Lorrilliere, M. Barbet-Massin, and F. Jiguet. 2013. Predicting the fate of French bird communities under agriculture and climate change scenarios. *Environ. Sci. Policy* 33:120–132.
- Prince, K., R. Lorrilliere, M. Barbet-Massin, F. Leger, and F. Jiguet. 2015. Forecasting the effects of land use scenarios on farmland birds reveal a potential mitigation of climate change impacts. *PLoS One* 10:e0117850–e0117850.
- Prince, K., J.-P. Moussus, and F. Jiguet. 2012. Mixed effectiveness of French agri-environment schemes for nationwide farmland bird conservation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 149:74–79.
- Rahman, M. L., S. Tarrant, D. McCollin, and J. Ollerton. 2012. Influence of habitat quality, landscape structure and food resources on breeding skylark (*Alauda arvensis*) territory distribution on restored landfill sites. *Landsc. Urban Plan.* 105:281–287.
- Reyers, B., S. Polasky, H. Tallis, H. A. Mooney, and A. Larigauderie. 2012. Finding Common Ground for Biodiversity and Ecosystem Services. *Bioscience* 62:503–507.
- Rhone, B., C. Remoue, N. Galic, I. Goldringer, and I. Bonnin. 2008. Insight into the genetic bases of climatic adaptation in experimentally evolving wheat populations. *Mol. Ecol.* 17:930–943.
- Ridder, B. 2008. Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation. *Biodivers. Conserv.* 17:781–790.
- Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardt, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Woltz, M. & Bommarco, R. (2016) Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 198–204.
- Sarrazin, F., and J. Lecomte. 2016. Evolution in the Anthropocene. *Nature* 351:922–923.
- Shapiro, J., and A. Báldi. 2014. Accurate accounting: How to balance ecosystem services and disservices. *Ecosyst. Serv.* 7:201–202.
- Silvertown, J. 2015. Have ecosystem services been oversold? *Trends Ecol. Evol.* 30:641–648.
- Simon, S., J.-C. Bouvier, J.-F. Debras, and B. Sauphanor. 2010. Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30:139–152.
- Stahlschmidt, P., and C. A. Bruehl. 2012. Bats at risk? Bat activity and insecticide residue analysis of food items in an apple orchard. *Environ. Toxicol. Chem.* 31:1556–1563.
- Stary, P., B. Lumbierres, and X. Pons. 2004. Opportunistic changes in the host range of *Lysiphlebus testaceipes* (Cr.), an exotic aphid parasitoid expanding in the Iberian Peninsula. *J. Pest Sci.* 77:139–144.
- Swift, M. J., A. M. N. Izac, and M. van Noordwijk. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - are we asking the right questions? *Agric. Ecosyst. Environ.* 104:113–134.
- Tamarcaz, P., C. Lambelet, B. Clot, C. Keimer, and C. Hauser. 2005. Ragweed (*Ambrosia*) progression and its health risks: will Switzerland resist this invasion? *Swiss Med. Wkly.* 135:538–548.
- Teillard, F., D. Antoniucci, F. Jiguet, and M. Tichit. 2014. Contrasting distributions of grassland and arable birds in heterogeneous farmlands: Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 176:243–251.
- Teillard, F., L. Doyen, C. Dross, F. Jiguet, and M. Tichit. 2016. Optimal allocations of agricultural intensity reveal win-no loss solutions for food production and biodiversity. *Reg. Environ. Change.*
- Teillard, F., F. Jiguet, and M. Tichit. 2015. The response of farmland bird communities to agricultural intensity as influenced by its spatial aggregation. *PLoS One* 10:UNSP e0119674.
- Therond, O., Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2017. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37: 21. doi:10.1007/s13593-017-0429-7
- Thornton, D. H., and R. J. Fletcher. 2014. Body size and spatial scales in avian response to landscapes: a meta-analysis. *Ecography* 37:454–463.
- Tilman, D., C. L. Lehman, and C. E. Bristow. 1998. Diversity-stability relationships: Statistical inevitability or ecological consequence? *Am. Nat.* 151:277–282.
- Tilman, D., C. L. Lehman, and K. T. Thomson. 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 94:1857–1861.
- Tilman, D., D. Wedin, and J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379:718–720.

- Trichard, A., A. Algnier, L. Biju-Duval, and S. Petit. 2013. The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic Appl. Ecol.* 14:235–245.
- Tscharntke, T., A. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8:857–874.
- Venail, P., K. Gross, T. H. Oakley, A. Narwani, E. Allan, P. Flombaum, F. Isbell, J. Joshi, P. B. Reich, D. Tilman, J. van Ruijven, and B. J. Cardinale. 2015. Species richness, but not phylogenetic diversity, influences community biomass production and temporal stability in a re-examination of 16 grassland biodiversity studies. *Funct. Ecol.* 29:615–626.
- Veron, S., T. J. Davies, M. W. Cadotte, P. Clergeau, and S. Pavoine. 2016. Predicting loss of evolutionary history: Where are we?: Predicting loss of evolutionary history. *Biol. Rev.* n/a-n/a.
- Villa, F., K. J. Bagstad, B. Voigt, G. W. Johnson, I. N. Athanasiadis, and S. Balbi. 2014. The misconception of ecosystem disservices: How a catchy term may yield the wrong messages for science and society. *Ecosyst. Serv.* 10:52–53.
- von Doehren, P., and D. Haase. 2015. Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecol. Indic.* 52:490–497.
- Walker, B., L. Gunderson, A. Kinzig, C. Folke, S. Carpenter, and L. Schultz. 2006. A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 11:13.
- Wood, S. A., D. S. Karp, F. DeClerck, C. Kremen, S. Naeem, and C. A. Palm. 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.* 30:531–539.
- Zhang, W., T. H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney, and S. M. Swinton. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64:253–260.
- Zhu, Y., H. Chen, J. Fan, Y. Wang, Y. Li, J. Chen, J. Fan, S. Yang, L. Hu, H. Leung, T. Mew, P. Teng, Z. Wang, and C. Mundt. 2000. Genetic diversity and disease control in rice. *Nature* 406:718–722.

Partie 2.

Etat et tendances d'évolutions

Introduction	93
Chapitre 5. Indicateurs d'état et de fonctionnement	97
Chapitre 6. Facteurs de changement directs et indirects	149
Annexes de la Partie 2	223

Introduction

Le niveau de fourniture des biens et des SE dépend de l'état et du fonctionnement de l'écosystème, modulés par des facteurs extérieurs (naturels ou anthropiques). Pour rappel (cf. section 3.1), les entités et processus écologiques des écosystèmes agricoles qui déterminent le niveau de fourniture de ces SE sont nommés « déterminants biophysiques » dans EFESE-écosystèmes agricoles. Les facteurs extérieurs à l'écosystème qui exercent une influence positive ou négative sur le niveau de fourniture des SE sont nommés « facteurs exogènes ». Dans EFESE-écosystèmes agricoles ces déterminants biophysiques et ces facteurs exogènes ont été identifiés durant la phase de spécification biophysique des SE. **C'est donc la caractérisation de chaque SE qui a permis l'identification des déterminants et des facteurs**, et non pas l'analyse de l'état de l'écosystème agricole qui a conduit à l'identification des SE. Ainsi, l'état des écosystèmes agricoles est abordé, dans la partie 2, sous l'angle des conditions de fourniture des biens et des SE : les variables permettant de qualifier l'état des écosystèmes agricoles et les facteurs de changement auxquels ils sont soumis correspondent respectivement aux déterminants biophysiques et aux facteurs exogènes du niveau de fourniture des biens et des SE.

Dans le dispositif de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, les SE ont été répartis entre les experts en fonction des compétences disciplinaires présentes dans le collectif. Les SE, leurs déterminants biophysiques et les facteurs exogènes associés ont donc été spécifiés par des experts différents, utilisant les concepts et le vocabulaire propres à leur discipline respective (ex. écologie, agronomie, zootechnie, etc.). La liste des déterminants biophysiques et de celle des facteurs exogènes qui s'exercent sur les écosystèmes agricoles a été établie une fois tous les SE complètement spécifiés, après intégration et unification des concepts et vocabulaires mobilisant l'ensemble des experts.

Chaque SE est déterminé par différents déterminants biophysiques et facteurs exogènes en interaction. De nombreux déterminants et facteurs sont communs à plusieurs SE. **Les déterminants et les facteurs majeurs sont considérés comme ceux qui sont impliqués dans la fourniture de plusieurs SE**, et qui peuvent donc constituer des leviers prioritaires de gestion de ces derniers.

L'objectif de cette partie est de caractériser et cartographier les déterminants biophysiques et facteurs exogènes identifiés comme majeurs, sur la base des données existantes et disponibles. Dans le temps imparti à l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, la priorité a été mise sur la spécification et l'évaluation des SE et de la production de biens agricoles. Les déterminants biophysiques et facteurs exogènes majeurs n'ont donc pas fait l'objet d'une caractérisation aussi poussée que les SE. Sans aller jusqu'à l'élaboration et le calcul d'indicateurs nouveaux visant à cartographier finement les déterminants biophysiques et facteurs exogènes majeurs, cette partie 2 rassemble les informations et cartographies existantes permettant de les caractériser, ou pointe les manques de données en la matière.

Le chapitre 5 présente les déterminants biophysiques majeurs, descripteurs clefs de l'état des écosystèmes agricoles, qui déterminent la fourniture des biens et des SE décrits en partie 3.

Le chapitre 6 présente les facteurs exogènes majeurs qui modulent la fourniture des biens et des SE décrits en partie 3.

Par construction des chapitres 5 et 6, leur bonne compréhension est facilitée par la lecture de la partie 3.

*NB : le plan-type défini pour les rapports des volets thématiques de l'EFESE prévoyait un chapitre 7 « Tendances d'évolution et dynamique paysagère » portant sur les tendances d'évolution « décrites à dire d'experts en projections 2030 sur la base d'une perspective historique ». Le recours à des « dire d'experts » est contraire aux principes de l'expertise scientifique appliqués au dispositif de travail de l'étude « EFESE-écosystèmes agricoles », et la réflexion prospective a été sortie du champ de l'étude du fait de l'ampleur du travail d'évaluation des biens et SE. En conséquence, **les tendances d'évolution sont traitées dans la présente étude sous l'angle de l'évolution passée, depuis les années 1970 des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes majeurs**, lorsque les données disponibles le permettent, et intégrées dans les chapitres correspondants.*

Les tableaux 1 et 2 ci-après présentent respectivement les déterminants biophysiques clefs et les facteurs exogènes clefs impliqués dans la fourniture de plusieurs SE.

Considérant le fait que la biodiversité est au centre des enjeux des politiques et stratégie de gestion des SE, l'analyse a été focalisée sur les composantes de la biodiversité qui déterminent plusieurs SE, et les facteurs exogènes qui affectent la dynamique de celles-ci. En complément, considérant le rôle central joué par la matière organique des sols pour de nombreux SE et son lien intrinsèque avec le vivant, ce déterminant biophysique a également été considéré comme clef.

NB : La liste de déterminants biophysiques (et donc des facteurs exogènes) identifiée ici est relative à la liste de SE examinée dans l'étude, qui n'est pas exhaustive.

Plusieurs déterminants biophysiques ne peuvent être caractérisés de façon exhaustive du fait de l'absence de données les concernant. Pour certains d'entre eux, l'analyse conduite dans la partie 3 du rapport répondent en partie à ce manque. Le chapitre renvoie donc fréquemment aux sections de la partie 3 concernées.

Les facteurs exogènes anthropiques ont pu être caractérisés plus finement, notamment, pour certains d'entre eux, à l'aide des données des enquêtes « Pratiques culturelles » conduites en grandes cultures réalisées en 1994, 2001, 2006 et 2011 (Cf. Annexe 1).

Tableau 1. Déterminants biophysiques clefs des SE instruits dans EFESE-écosystèmes agricoles correspondant à des composantes de la biodiversité et la matière organique des sols

	Couverts végétaux gérés (cultures, adventices)	Auxiliaires des cultures (1)	Macro et méso-faune du sol (2)	Communautés microbiennes du sol	Matière organique du sol	Matrice paysagère
Pollinisation des espèces cultivées	x	x				x
Régulation des graines d'adventices	x	x	x			x
Régulation des insectes ravageurs	x	x				x
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	x		x		x	x
Structuration du sol	x		x	x	x	
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	x		x		x	
Stockage et restitution de l'eau bleue	x		x		x	
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	x		x	x	x	
Fourniture d'autres nutriments et oligoéléments aux plantes cultivées	x		x	x	x	
Atténuation naturelle des pesticides par les sols	x			x	x	
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, P, COD	x			x	x	
Régulation du climat global par atténuation des GES et stockage de C	x			x	x	

(1) arthropodes aériens (épigés et aériens)

(2) faune endogée

Tableau 2. Facteurs exogènes anthropiques et biophysiques clefs des SE instruits dans EFESE-écosystèmes agricoles

	Traitements phytosanitaires	Fertilisation minérale	Fertilisation organique	Travail du sol	irrigation	climat
Pollinisation des espèces cultivées	x	x	x	x		x
Régulation des graines d'adventices	x			x		x
Régulation des insectes ravageurs	x			x		x
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ¹		x	x	x	x	x
Structuration du sol		x	x	x	x	x
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées		x	x	x		x
Stockage et restitution de l'eau bleue		x	x	x		x
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées		x	x	x	x	x
Fourniture d'autres nutriments et oligoéléments aux plantes cultivées		x	x	x	x	x
Atténuation naturelle des pesticides par les sols	x	x	x	x	x	x
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, P, COD		x	x	x	x	x
Régulation du climat global par atténuation des GES et stockage de C		x	x	x	x	x

¹ Dépend aussi de la structure du sol

Chapitre 5.

Indicateurs d'état et de fonctionnement :

Déterminants biophysiques majeurs de la fourniture de biens et de SE

Sommaire

5.1. Couverts végétaux gérés.....	100
5.1.1. Couverts végétaux semés : dynamique spatiotemporelle	100
5.1.1.1. Evolution et différenciation spatiale des occupations du sol	100
5.1.1.2. Evolution et différenciation spatiale des séquences de cultures.....	107
5.1.1.3. Evolution des intercultures	110
5.1.2. Biodiversité végétale associée : adventices.....	116
5.2. Auxiliaires des cultures.....	117
5.3. Abondance et diversité de la méso et macro faune du sol.....	118
5.3.1. Abondance lombricienne	118
5.3.2. Diversité des vers de terre, collemboles et nématodes en Bretagne	119
5.3.2.1. Abondance et diversité lombriciennes.....	119
5.3.2.2. Abondance et diversité des collemboles.....	120
5.3.2.3. Abondance et diversité des nématodes.....	121
5.3.3. Perspectives de recherche	121
5.4. Abondance et diversité des communautés microbiennes du sol.....	122
5.4.1. Abondance microbienne des sols	122
5.4.2. Diversité bactérienne des sols.....	124
5.4.3. Perspectives de recherche	124
5.5. Matière organique du sol	126
5.6. Matrice paysagère.....	128
Références citées dans le chapitre 5.....	133
Annexes du chapitre 5. Figures complémentaires	135

5.1. Couverts végétaux gérés

5.1.1. Couverts végétaux semés : dynamique spatiotemporelle

Experts scientifiques : Catherine Migolet, Céline Schott

Ingénierie de données : Calypso Picaud, Thomas Puech, Céline Schott

La dynamique spatiotemporelle des couverts végétaux semés peut être appréhendée *via* deux caractéristiques : les dynamiques des occupations de sol des surfaces agricoles, et des séquences de cultures.

Trois sources de données ont été utilisées pour caractériser les occupations de sol et les séquences culturales. Les Recensements agricoles (RA) et la Statistique agricole annuelle (SAA) ont été utilisés pour analyser l'évolution des surfaces par type d'occupations du sol à la maille des Petites Régions Agricoles (PRA). Les enquêtes Teruti et Teruti-Lucas permettent de rechercher des régularités dans les suites d'occupation du sol de manière à caractériser les séquences de cultures.

L'accès à ces données a été effectué soit *via* le site DISAR du Ministère, soit *via* le Centre d'Accès Sécurisé Distant aux données (CASD) dont dispose l'UMR ASTER de l'Inra.

5.1.1.1. Evolution et différenciation spatiale des occupations du sol

Entre 1970 et 2010, la surface agricole utilisée par les exploitations agricoles¹ (SAU) en France a diminué de 10 % d'après les recensements agricoles et de 15 % d'après les SAA. Au sein de cette SAU, les surfaces en terres arables² passent de 56 % en 1970 à 68 % en 2015, alors que les surfaces toujours en herbe (STH) diminuent de 41 % à 28 % (les 3 à 4 % restants correspondant aux vignes et autres cultures pérennes). Ces chiffres calculés France entière cachent d'importantes différenciations spatiales dans les évolutions des occupations du sol agricoles, qui ont abouti à la spécialisation des territoires et des assolements autour d'un nombre limité d'entre elles.

L'évolution de la localisation des surfaces toujours en herbe illustre cette dynamique de spécialisation (**Figure**). En 1970, les prairies permanentes productives sont largement présentes sur l'ensemble du territoire. Les principales régions herbagères où elles représentent plus de 70 % de la SAU, sont localisées en Normandie, dans les Ardennes, les Vosges, le Jura, le Cantal, le Charolais, le Morvan et l'Auxois. Les seules régions où les prairies occupent moins de 10 % de la SAU sont situées au centre du bassin parisien et en Provence. En 2010, témoignant du déclin des systèmes de polyculture-élevage mais aussi de fortes évolutions dans les pratiques d'élevage, les prairies n'occupent plus que 50 % de la SAU et ne sont concentrées que dans les régions d'élevage précédemment citées. Elles régressent dans toutes les régions de plaine, y compris dans celles, telles que la Normandie ou la Bretagne, où l'élevage reste important. Par comparaison, les prairies permanentes peu productives sont restées plus stables³, car elles sont situées dans les régions montagneuses (Alpes, Massif Central, Pyrénées, Corse) et les situations topographiques peu mécanisables où les activités de parcours et de pâturage extensif prédominent (figure 5-2).

¹ Dans la statistique agricole française, la définition de la Surface Agricole Utilisée (SAU), commune à toutes les enquêtes, a évolué au cours du temps. Depuis les années 1970, les SAA distinguent la SAU des exploitations (identique à celle définie dans le RA) et la SAU du département qui inclut la SAU détenue par des exploitations non professionnelles ou des particuliers (l'écart entre les deux s'élevant à environ 2 million d'hectares, le plus souvent de surfaces en herbe peu productives). Depuis 2010, le RA inclut dans la SAU les superficies de pacages collectifs, ce qui représente une différence d'environ 800 000 ha avec les recensements précédents, principalement localisés en zones de montagne.

² Les surfaces en terres arables incluent les prairies temporaires et artificielles qui sont intégrées dans les rotations culturales.

³ Les seules évolutions constatées sont liées au changement de nomenclature ou à la prise en compte des pacages collectifs dans les surfaces déclarées dans le RA 2010.

Figure 5-1. Evolution de la part des surfaces en prairies permanentes peu productives dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements agricoles

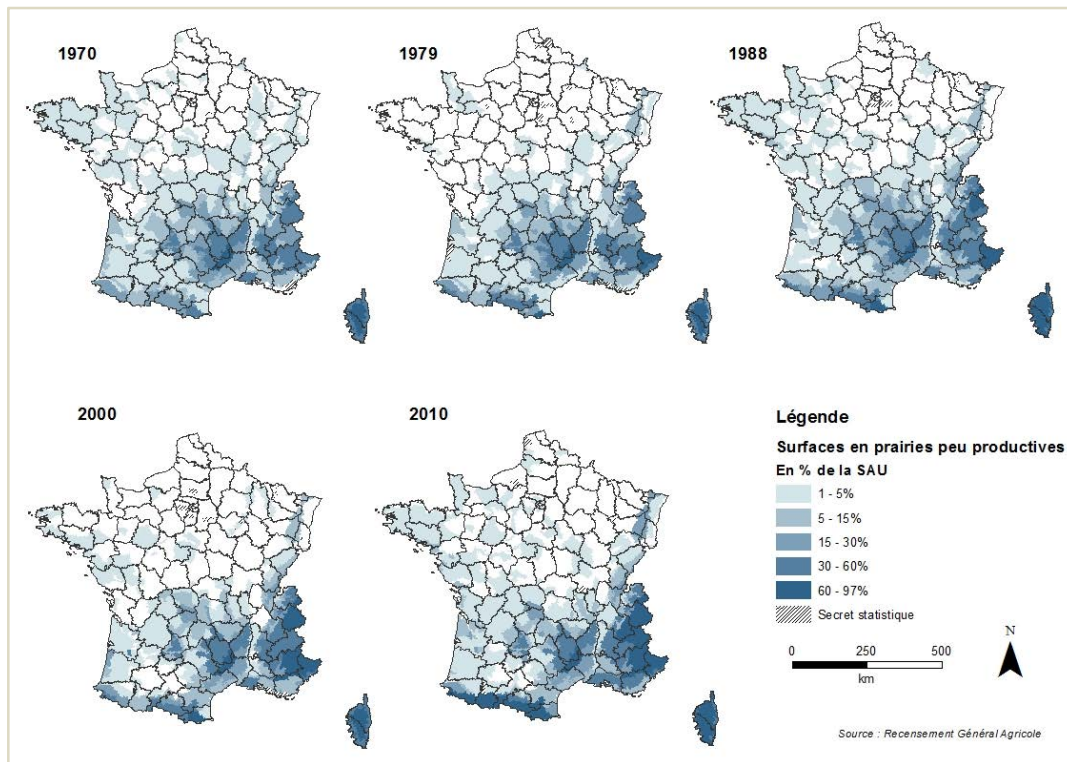
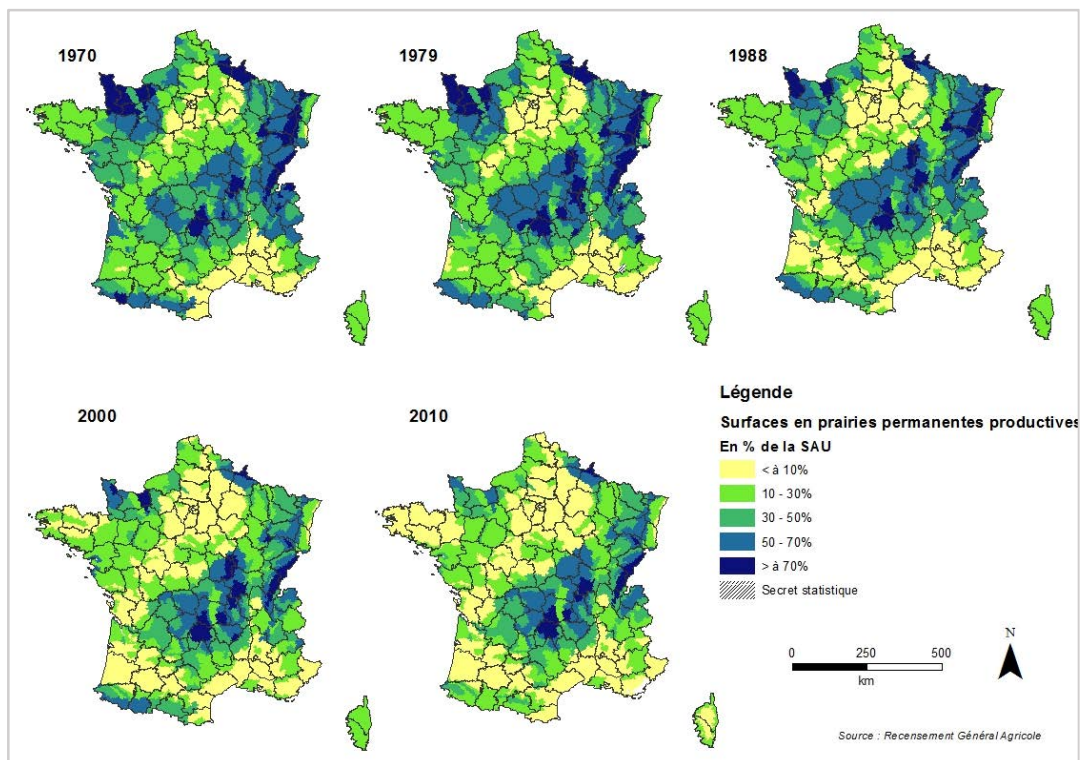


Figure 5-2. Evolution de la part des surfaces en prairies permanentes productives dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles



Ces évolutions des prairies permanentes s'opposent à celles des prairies temporaires, qui sont en progression depuis le début des années 1990, en particulier dans les régions d'élevage de l'ouest, le Limousin, le Ségala et les Grands Causses (*cf infra*) (Faïq *et al.*, 2013).

En contrepoint du déclin des surfaces toujours en herbe, les surfaces en terres labourables progressent au sein de la SAU. Nous les présentons selon différentes catégories : céréales, cultures industrielles, cultures fourragères, cultures pérennes et autres cultures spécialisées.

Les cultures céréalières

Principale culture pratiquée en France, le blé voit ses surfaces progresser de 11,7 % de la SAU en 1970 à 18,2 % en 2010 (ce qui représente une progression de plus de 40 % de ses surfaces en 40 ans) (Figure 5-3). Il connaît une progression spectaculaire entre 1970 et 1984, ses surfaces passant de 3,5 Mha à 5 Mha. Malgré d'importantes fluctuations, ses surfaces restent depuis une dizaine d'années proches des 5 Mha. Le blé se cultive dans toutes les régions françaises, mais c'est dans les régions céréalières du nord de la France qu'il prédomine en occupant plus de 40 % de la SAU (Annexe – Figure 1). Les surfaces en blé dur sont beaucoup plus restreintes et culminent à 500 000 ha au début des années 1990 et à la fin des années 2000. Elles sont également beaucoup plus localisées, principalement dans deux zones en France (Provence et Midi-Pyrénées d'une part et d'autre part dans une partie du bassin parisien, notamment le sud de la Beauce). Une troisième implantation se développe depuis les années 2000 en Vendée et Charente-Maritime (Annexe – Figure 2).

En 1970, l'orge et l'escourgeon, généralement regroupées dans les statistiques agricoles, figurent au 2^e rang des cultures françaises, derrière le blé, et occupent près de 3 Mha. Elles déclinent fortement au cours des années 1980 pour se stabiliser autour de 1,5 Mha dans les décennies 1990 et 2000. Alors que l'orge de printemps représente la quasi-totalité des surfaces au début des années 1970, réparties sur le territoire français avec une prédominance dans la moitié nord, elle ne cesse de décroître au profit de l'orge d'hiver qui représente, depuis les années 1990, les 2/3 des surfaces en orge. Les surfaces en orge sont aujourd'hui concentrées dans le Nord et le Nord-Est, notamment sur les plateaux du Barrois et de Langres (Annexe – Figure 3).

C'est le maïs grain (et semence) qui est devenu, depuis la fin des années 1980, la principale céréale cultivée en France derrière le blé. Ses surfaces sont restées relativement stables depuis les années 1970, comprises entre 1,5 et 2 Mha. Sa distribution spatiale a cependant beaucoup évolué (Annexe – Figure 4). En plus de sa principale implantation dans les Landes, le maïs grain se développe dans le bassin parisien au cours des années 1970-80, notamment en Brie et en Beauce Dunoise. Il régresse ensuite dans ces régions pour se concentrer en Alsace, dans la vallée du Rhône mais également en périphérie parisienne.

Enfin, les autres céréales (avoine, seigle, triticales), également appelées céréales secondaires, qui comptent un peu moins d'un million d'ha en 1970, voient leur surface se réduire de moitié (Figure 5-4). L'avoine (essentiellement avoine de printemps) est en très fort déclin au cours des années 1970-80, tout comme le seigle qui n'a jamais représenté de surfaces importantes (avec un maximum de 130 000 ha). Seul le triticales, céréale hybride entre le blé et le seigle d'obtention récente, progresse de manière régulière depuis son apparition au début des années 1980 (hormis depuis 2012), ce qui explique la légère remontée de la catégorie « autres céréales » depuis 2000 dans l'assolement français. En 1970, les céréales secondaires sont localisées dans diverses régions agricoles très éloignées les unes des autres (Annexe – Figure 5) : dans le nord (Boulonnais), dans le nord-est (Champagne crayeuse et Barrois), au Centre (Sologne et la Champagne) et plus au Sud (Plateau des Mille-vaches et Monts du Forez). Les surfaces qui se maintiennent aujourd'hui sont liées à la présence de l'élevage qui permet un débouché pour le triticales en autoconsommation (Bretagne, Sologne, Grands Causses, Monts du Forez).

Figure 5-3. Evolution des surfaces en cultures céréalières entre 1970 et 2014
Sources : Recensements Agricoles et SAA

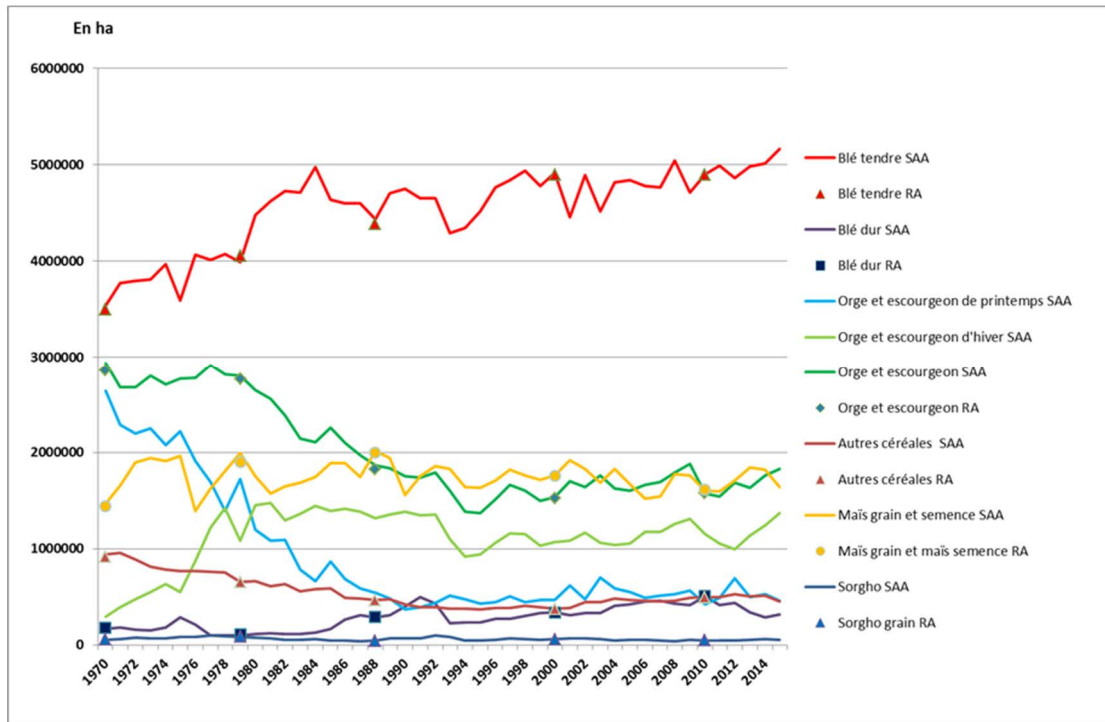
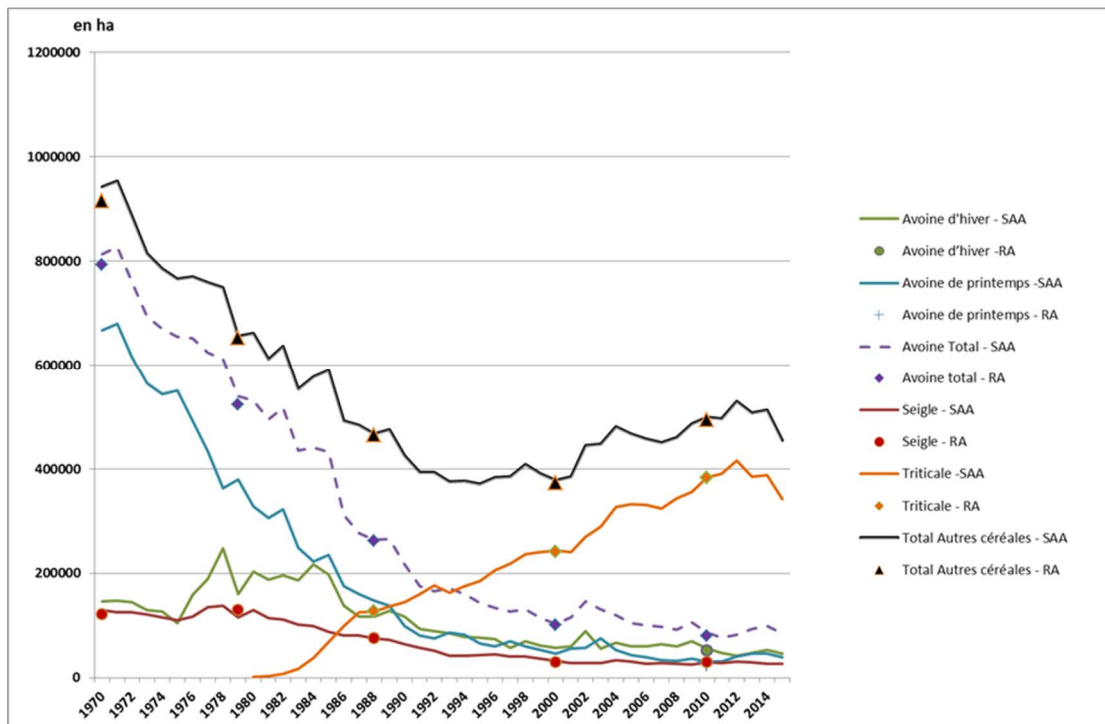


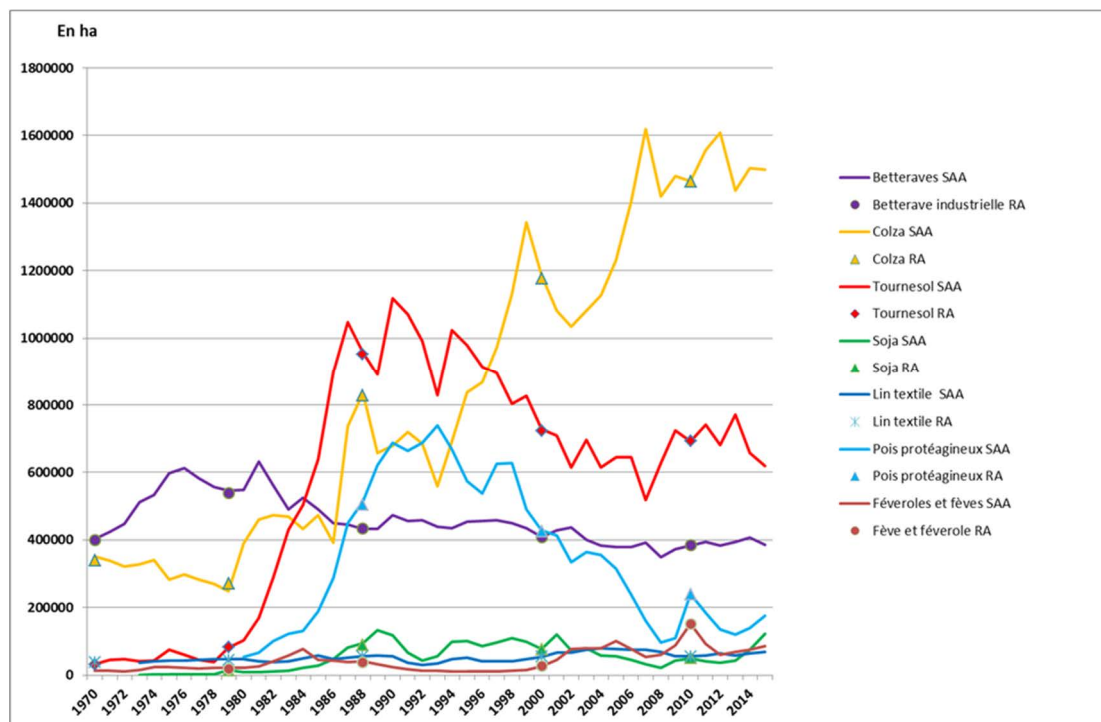
Figure 5-4. Evolution des surfaces en « autres céréales » entre 1970 et 2014
Sources : Recensements Agricoles et SAA



Les cultures dites « industrielles »

Principale plante industrielle cultivée, le colza est l'une des cultures dont les surfaces ont le plus augmenté entre 1970 et 2010 (près de 500 % de progression en 40 ans) (Figure 5-5). C'est à partir de 1980 qu'elle commence véritablement sa progression en passant de 270 000 ha en 1979 à 1,6 Mha en 2007. Dans les années 1970, le colza est réparti de manière assez homogène sur une large part du territoire français, avec quelques zones privilégiées (Plateaux d'Evreux Saint-André, Plaine de Versailles, plateaux de Bourgogne, Val de Saône, Champagne berrichonne, Armagnac, Dombes). A partir de 1988, la culture se développe essentiellement sur les « petites terres à cailloux » des plateaux du Barrois au Nord-Est en formant un croissant jusqu'à la Champagne berrichonne. Elle se développe ensuite considérablement sur le reste du bassin parisien, notamment en Beauce et sur le Plateau d'Evreux Saint-André (Annexe – Figure 6).

Figure 5-5. Evolution des surfaces en cultures industrielles entre 1970 et 2014
Sources : Recensements Agricoles et SAA



Après une très forte progression au début des années 1980, le tournesol culmine à plus d'1 Mha à la fin des années 1980, avant de régresser autour de 700 000 ha (soit une baisse de 30 % de ses surfaces) à la fin des années 2000, tout en restant la deuxième culture industrielle derrière le colza. Sa localisation apparaît complémentaire de celle du colza puisqu'il occupe de vastes surfaces en Midi-Pyrénées et en Poitou-Charentes où il se maintient de 1988 à 2010 (Annexe – Figure 7). En revanche, alors qu'il est bien développé au sud du bassin parisien (Champagne berrichonne, Gâtinais) dans les années 1980, il ne s'y maintient pas de manière significative, en raison de la concurrence du colza.

Contrairement aux surfaces en colza et en tournesol, les surfaces en betterave industrielle varient peu au cours du temps grâce au système de quota dont elle bénéficie. Après être passées de 400 000 ha à 600 000 ha dans les années 1970, elles se stabilisent ensuite autour de 400 000 ha. Cette culture est essentiellement inféodée aux plateaux limoneux du nord de la France (Annexe – Figure 8).

Avec quelques années de décalage, les surfaces en pois protéagineux connaissent la même évolution que celles en tournesol : forte augmentation entre 1984 et 1993, année où elles culminent à 700 000 ha, puis forte diminution (de plus de 80 % des surfaces, donc très supérieure à la diminution relative des surfaces en tournesol) jusqu'en 2008, où elles se stabilisent à moins de 200 000 ha (hormis un regain ponctuel en 2010 associé au plan Barnier de relance des protéagineux). Sa localisation est essentiellement concentrée sur le

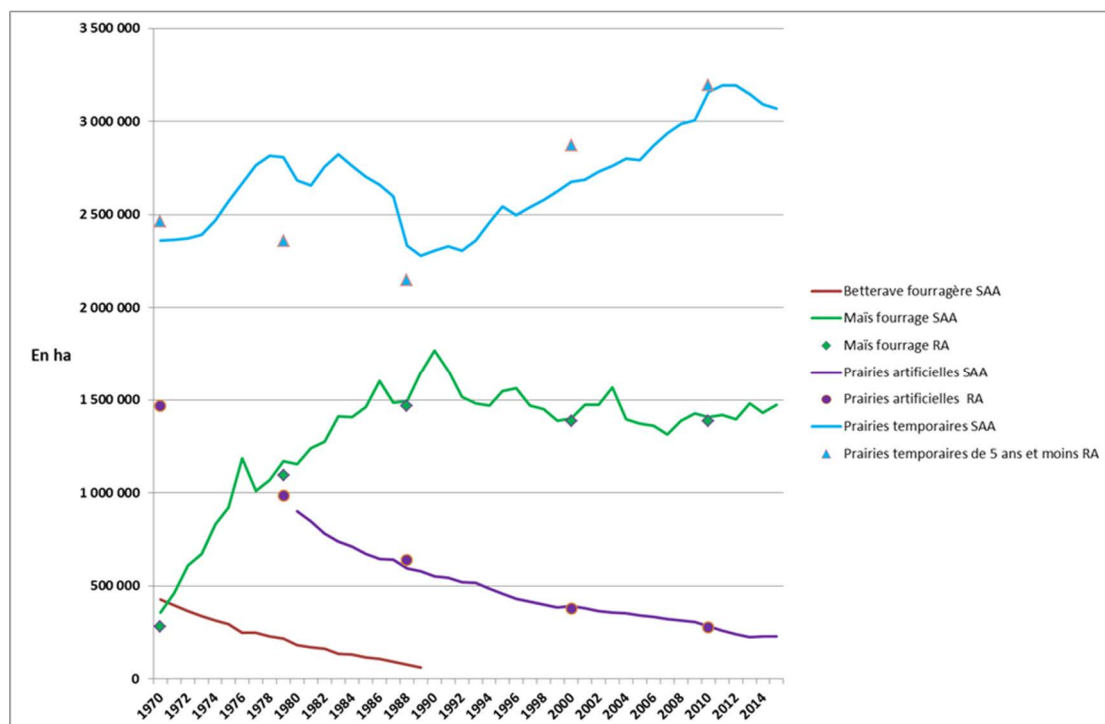
bassin parisien (notamment Champagne crayeuse, Beauce et Plaine de Caen), mais quelques implantations secondaires se développent en Poitou-Charentes et en Midi-Pyrénées (Lauragais) (Annexe – Figure 9). En 2010, le pois protéagineux se maintient dans ces mêmes régions mais avec des surfaces très faibles. La féverole, arrivée en substitution du pois, tend à augmenter en surface depuis les années 2000 (autour de 100 000 ha), en particulier en 2010 avec le plan Protéagineux. Toutefois, elle reste une culture marginale, même si elle peut être localement assez répandue (>7 % de la SAU), notamment en Brie et dans le Nord (Annexe – Figure 10). Enfin, le lin textile concerne de faibles surfaces (avec un maximum de 75 000 ha), en progression de 50 % sur la période étudiée, qui sont très localisées car essentiellement implantées le long du littoral de la Manche (Annexe – Figure 11).

Les cultures fourragères

Les cultures fourragères ont connu de fortes évolutions au cours des 40 dernières années, que l'on peut résumer en quatre faits majeurs (Figure 5-6) : la disparition de la betterave fourragère entre 1970 et 1990, la très forte augmentation des surfaces en maïs ensilage dans les décennies 1970 et 1980 qui passent de 300 000 ha à 1,8 Mha puis qui se stabilisent autour d'1,5 Mha depuis les années 1990, le déclin continu de la luzerne dont les surfaces s'effondrent de 1,5 Mha en 1970 à 230 000 ha en 2014, et enfin la progression de 30 % des surfaces en prairies temporaires⁴ depuis les années 1990 qui représentent maintenant un peu plus de 3 Mha (soit 11,5 % de la SAU). La localisation du maïs fourrage et des prairies temporaires est très liée à la présence d'activités d'élevage : le maïs se concentre essentiellement en Bretagne et en Normandie, mais aussi dans les Ardennes et dans tout le nord-est de la France (Annexe – Figure 12) ; les prairies temporaires sont, quant à elles, plutôt typiques des systèmes de culture et d'élevage de l'ouest de la France (principalement en Bretagne) et, plus récemment depuis les années 2000, du Limousin, du Ségala et des Grands-Causse (Annexe – Figure 13). Les prairies artificielles, qui étaient réparties sur l'ensemble du territoire en 1970, en représentant plus de 15 % de la SAU en Champagne crayeuse mais aussi dans le Marais poitevin, le Ségala et le Diois, ne se maintiennent plus de manière significative que dans ces régions (Annexe – Figure 14).

Figure 5-6. Evolution des surfaces en cultures fourragères entre 1970 et 2014

Sources : Recensements Agricoles et SAA



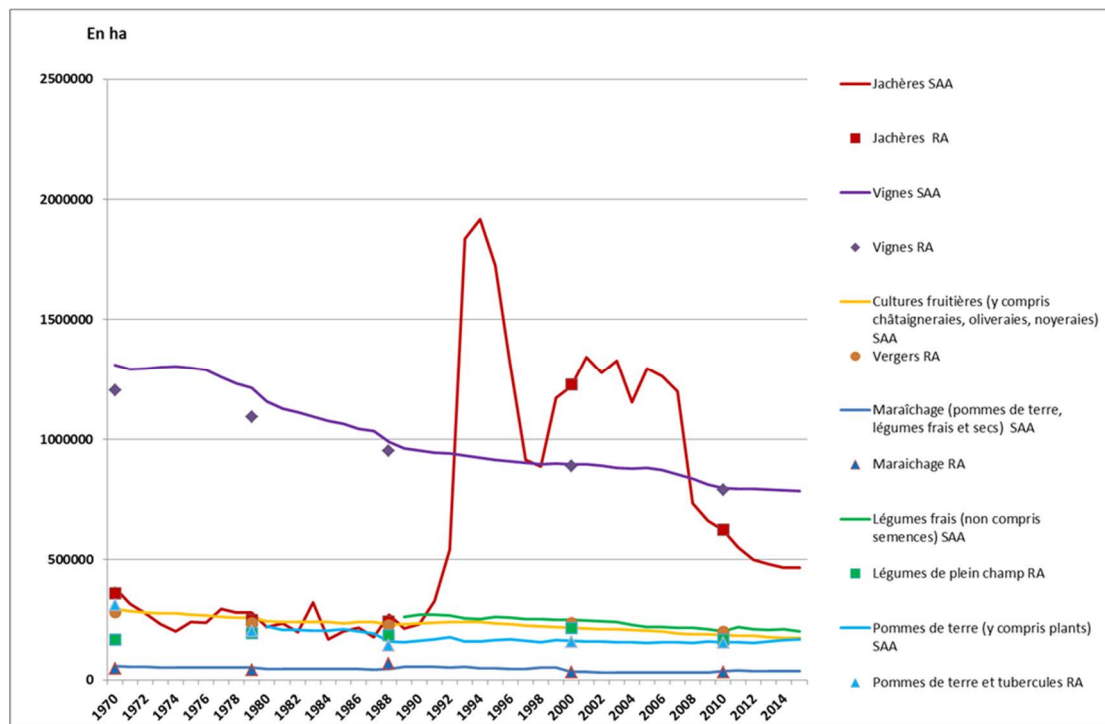
⁴ La catégorie des prairies temporaires peut présenter des biais liés à des difficultés de déclaration ou d'identification.

Les cultures pérennes et autres cultures spécialisées

Cette catégorie de cultures, difficile à analyser en raison, pour certaines, des faibles surfaces qu'elles représentent, semble décroître dans l'assolement français au cours de la période étudiée (Figure 5-7). Les vignes sont tendanciellément à la baisse (-34 %), en particulier celles situées au sud de la France en région méditerranéenne (Annexe – Figure 15). Les pommes de terre déclinent de manière importante au cours des années 1970-80 (-50 %) puis se stabilisent en surface en se concentrant dans quelques régions spécialisées. Bien réparties sur tout le territoire en 1970 avec une concentration plus forte en Bretagne et dans le nord de la France, elles tendent à se concentrer essentiellement dans le Nord et en Picardie (Annexe – Figure 16). Les autres occupations de sol (légumes de plein champ, maraîchage et cultures fruitières) occupent de faibles surfaces qui s'avèrent difficiles à comparer entre sources de données. Elles semblent toutefois globalement à la baisse (vergers : -25 %, maraîchage : -30 %). Les légumes de plein champ, situés en 1970 essentiellement en Bretagne (côte du Morbihan), autour de Paris, dans le nord de la France, en Sologne et en Provence voient toutefois une forte progression de leurs surfaces dans les Landes à partir des années 1980 (Annexe – Figure 17). Le maraîchage présente des concentrations importantes de surfaces autour de Paris et en Provence, mais elles diminuent progressivement (Annexe – Figure 18). Il en est de même pour les surfaces en cultures fruitières, qui sont également concentrées en couronne parisienne mais aussi dans la vallée du Rhône ainsi qu'en Provence, dans les Pyrénées orientales et en Corse (Annexe – Figure 19).

Figure 5-7. Evolution des surfaces en cultures pérennes et spécialisées entre 1970 et 2014

Sources : Recensements Agricoles et SAA



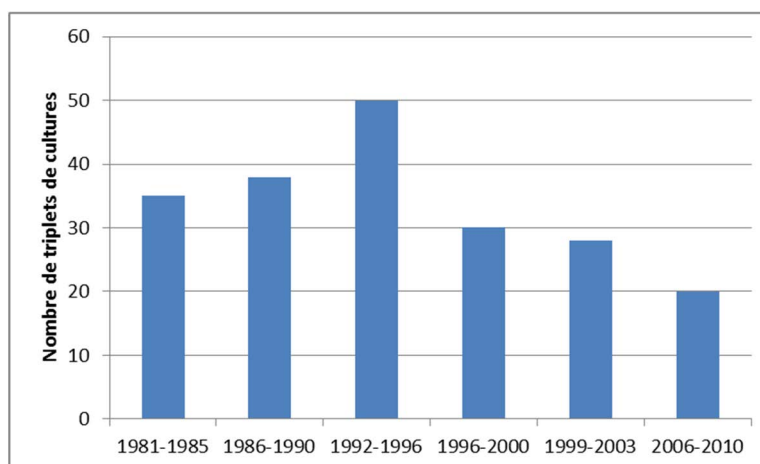
Enfin, nous terminons par le cas particulier de la jachère. Les jachères ont toujours existé dans les systèmes de culture français mais se limitaient à des surfaces comprises entre 200 000 et 300 000 ha. Avec la Réforme de la PAC de 1992 qui contraint les producteurs à mettre en jachère une surface proportionnelle (5 à 15 % selon les années) aux étendues consacrées aux céréales et aux protéagineux, elles atteignent de manière immédiate près de 2 Mha avant de diminuer de manière tout aussi rapide puis de connaître une seconde progression entre 2000 et 2007 autour de 1,3 Mha., liée au doublement de la proportion des surfaces à geler entre 1999 et 2007 (10 % sur cette période, sauf en 2004, et 0 % à partir de 2008) (Defrance *et al.*, 2007).

5.1.1.2. Evolution et différenciation spatiale des séquences de cultures

Les profonds changements d'assolement sont liés à l'évolution des séquences de cultures, qui représentent les suites d'occupations du sol au cours des années. La tendance dominante est marquée par la simplification des séquences culturales, liée notamment à la réduction du nombre d'espèces cultivées.

Le calcul d'un indice de diversité des séquences culturales (Encadré 5-1) montre, France entière, une progression de la diversité des séquences entre les périodes 1981-1985 et 1992-1996 (Figure 5-8) : 35 triplets de cultures représentent 50 % des surfaces en terres labourables sur la période 1981-1985, ce nombre s'élevant à 50 sur la période 1992-1996. Depuis cette période, ce nombre ne cesse de décroître, 20 triplets de cultures étant suffisants pour représenter 50 % des surfaces en terres labourables en 2006-2010⁵. Au début des années 1980, ce sont les triplets de cultures basés sur le maïs qui dominent (associant le blé ou le blé et l'orge) ainsi que les triplets composés uniquement de céréales à paille (blé et orge) et les triplets formés autour de la betterave (blé-betterave-blé, betterave-blé-orge, betterave-blé-betterave). A partir du milieu des années 1980, ces triplets sont supplantés par d'autres qui s'articulent autour de cultures de diversification (tournesol, colza et protéagineux). Jusqu'au milieu des années 1990, ces différentes cultures, dites « têtes de rotation », sont présentes dans des triplets caractérisés par quatre formes principales : une tête de rotation précédée ou suivie de deux blés, une tête de rotation suivie d'un blé et d'une orge (ex. colza-blé-orge), une tête de rotation cultivée à une année d'intervalle avec un blé intercalé, ou deux têtes de rotation différentes cultivées à une année d'intervalle avec un blé intercalé. A partir de la fin des années 1990, les triplets constitués autour du blé, colza, du tournesol et du maïs sont presque les seuls à couvrir les 50 premiers pourcents de surfaces en terres labourables. Cette tendance s'accroît jusqu'à la fin des années 2000 où les permutations du triplet « colza-blé-orge » deviennent prédominantes, même par rapport à celles basés sur le maïs. Les triplets faisant intervenir la jachère (blé-jachère-blé et jachère-jachère-jachère), apparus au début des années 1990, ne figurent alors plus dans les 50 premiers pourcents de terres labourables (Annexe – Figure 20).

Figure 5-8. Evolution du nombre de triplets de cultures représentant 50 % des surfaces en terres labourables par sous-période de 5 ans depuis 1981 en France - Sources : enquêtes Teruti et Teruti-Lucas



⁵ Parmi ces triplets, les deux triplets maïs-maïs-maïs et prairies temporaires-prairies temporaires-prairies temporaires sont les plus représentés sur toute la période, en particulier parce que les triplets faisant intervenir plusieurs cultures sont divisés en plusieurs permutations d'une même rotation (ex. : colza-blé-orge, blé-orge-colza et orge-colza-blé sont les trois triplets qui forment la rotation colza-blé-orge).

Encadré 5-1. Construction d'un indice de diversité des séquences culturales

Pour travailler sur les séquences de cultures annuelles, les fichiers Teruti ont été modifiés afin de ne conserver que les points restés en terres labourables sur toute la période (suppression des occupations du sol non agricoles, puis des cultures pérennes - prairies permanentes, vergers, vignes – et des prairies temporaires déclarées comme telles sur toute la période enquêtée considérées comme prairies permanentes) (Tableau 1).

Tableau 1. Nombre de points total et en terres labourables des enquêtes Teruti et Teruti-Lucas par période

	Nombre de points total	Nombre de points après suppression des cultures non assolées
Teruti 1981-1990	553 015	135 678
Teruti 1992-2003	555 903	149 171
Teruti-Lucas 2006-2010	309 080	79 280

Les nouveaux corpus de données ont ensuite été traités avec le logiciel Teruti-Miner (Schott *et al.*, 2012) qui permet d'extraire la fréquence de suites ordonnées de cultures (de 1 à n) par période et par maille spatiale définie par l'utilisateur. Nous avons choisi d'extraire des « triplets » de cultures à savoir des suites ordonnées de 3 cultures successives (ex. : colza-blé-orge et toutes les permutations possibles). Les codes Teruti et Teruti-Lucas ont été regroupés en 15 catégories : Blé, Orge, Maïs, Autres céréales (Avoine + Seigle + Mélanges et autres céréales), Betterave industrielle, Tournesol, Colza et navette, Plantes textiles, Pomme de terre, Protéagineux (Pois protéagineux + Féverole), Légumes, Fourrages annuels (plantes sarclées fourragères + autres cultures fourragères annuelles), Prairies temporaires, Prairies artificielles, Jachère.

Pour éviter des biais liés aux longueurs différentes des périodes enquêtées, les extractions ont été faites sur le même pas de temps de 5 années consécutives correspondant à la plus courte période enquêtée (2006-2010). Les périodes plus longues ont été subdivisées comme suit : 1981-1985, 1986-1990, 1992-1996, 1996-2000, 1999-2003 et 2006-2010.

Pour chaque sous-période retenue et chaque entité spatiale, nous avons extrait toutes les permutations existantes de trois cultures successives (« triplets de cultures »), en tenant compte du recouvrement des périodes de 3 ans au sein des 5 années, et leur fréquence par ordre décroissant. Nous avons ensuite comptabilisé le nombre de triplets nécessaires pour atteindre 50 % de fréquence totale cumulée (équivalente à 50 % de la surface).

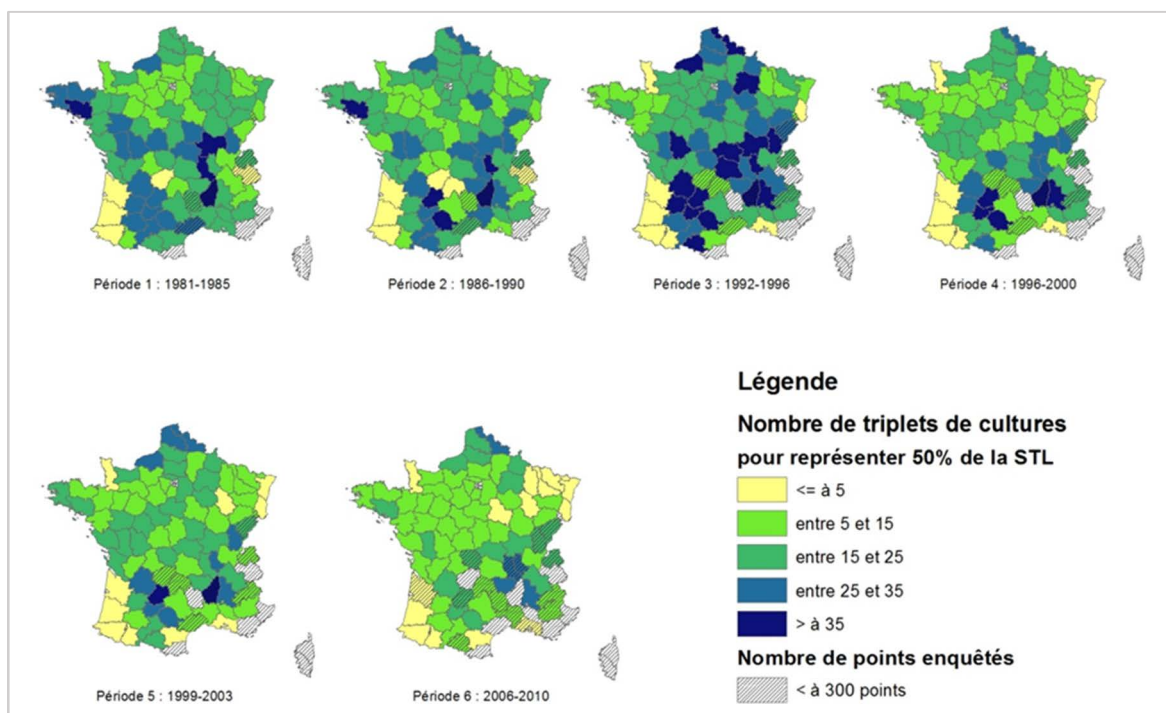
En corollaire à la différenciation spatiale des occupations du sol, la diversité des séquences culturales prend des formes différentes selon leur localisation en France. Le calcul de l'indice de diversité des séquences culturales au grain du département montre ainsi des évolutions différentes selon les localisations⁶ (

Figure 5-9). Sur la période 1981-1985, les départements bretons (notamment le Morbihan), ceux situés le long du sillon rhodanien (Saône et Loire, Loire et Ardèche), et dans une moindre mesure la Seine-Maritime et les départements de l'ouest de la France (hormis la Gironde et les Landes où la spécialisation en monoculture de maïs est déjà bien entamée) présentent les valeurs les plus importantes de l'indice de diversité (plus de 25 triplets pour représenter 50 % des terres labourables). Jusqu'au milieu des années 1990, cet indice augmente, reflétant une dynamique de diversification des séquences culturales, en particulier dans le nord de la France, dans le département de la Marne et dans une bonne moitié sud de la France. Seules la Manche et l'Alsace montrent une diminution de l'indice de diversité, signe de leur spécialisation vers le maïs (maïs ensilage pour la première et maïs grain pour la seconde). A partir du milieu des années 1990, la dynamique s'inverse dans les territoires en voie de diversification, les départements du nord de la France passant en-dessous du seuil de 15 triplets pour représenter 50 % des surfaces en terres labourables, voire même en-dessous de 5 triplets dans les départements lorrains et en Haute-Marne caractérisés par une très importante expansion des rotations triennales de type colza-blé-orge. Sur l'ensemble de la période, presque tous les départements enregistrent une diminution de leur indice de diversité des séquences culturales, hormis les départements picards, la Seine-et-Marne, le Nord-Pas-de Calais et quelques départements de la moitié Sud (Isère et Haute-Loire) (Annexe – Figure 21). La tendance dominante à l'œuvre sur la majeure partie du territoire agricole français depuis 20 ans est donc une simplification des séquences culturales correspondant à une diminution du nombre d'espèces cultivées, celles-ci variant en fonction des lieux.

⁶ Ce calcul n'a été effectué que pour les départements qui comptaient un échantillon de plus de 100 points en terres labourables. Les départements comptant moins de 300 points en terres labourables sont également figurés en hachurés sur les représentations cartographiques.

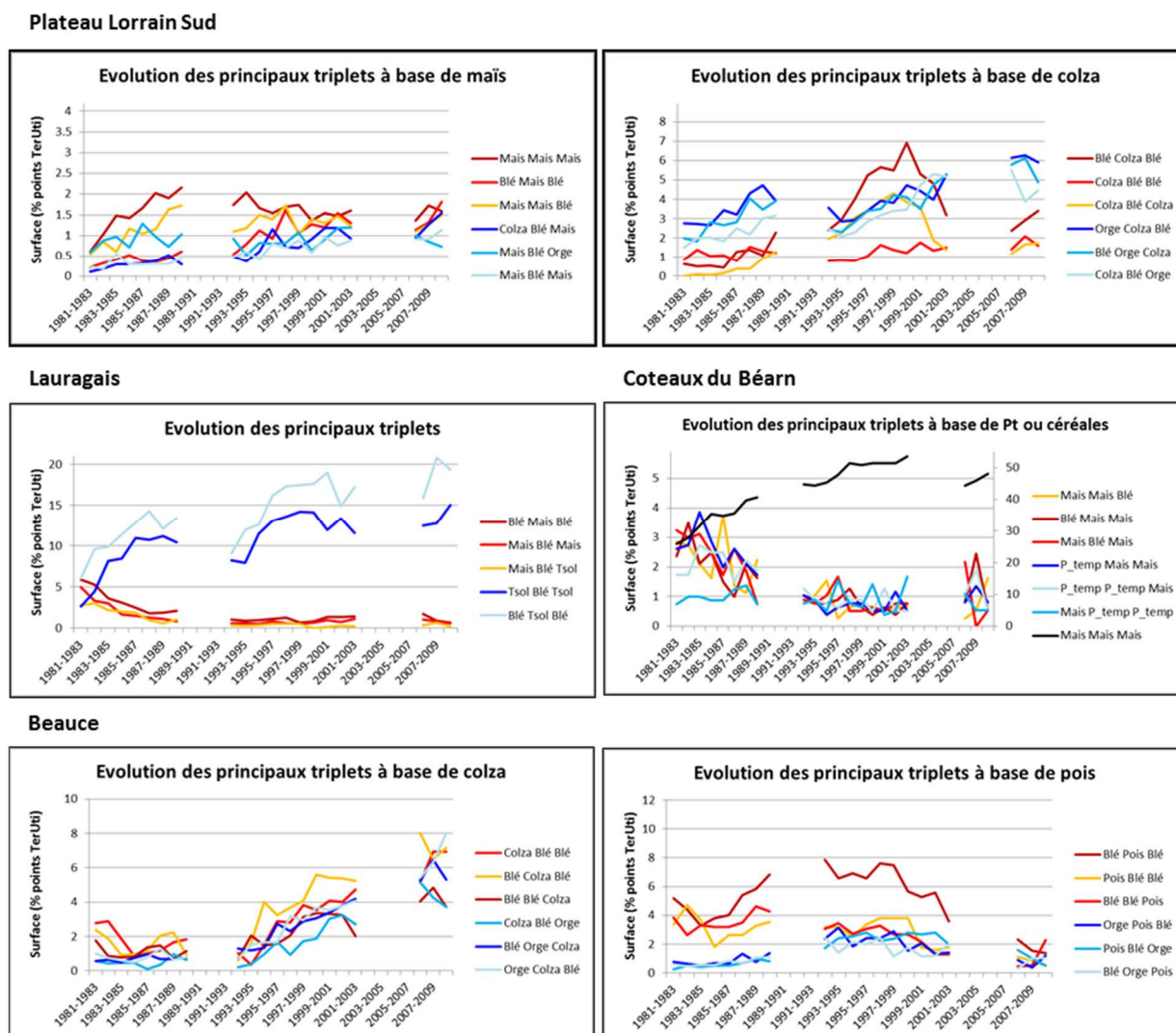
Parmi les triplets de cultures dont la progression explique en grande partie cette simplification, figure ainsi le triplet colza-blé-orge : même si elle concerne quasiment toute la moitié nord de la France, sa progression est surtout marquée dans la partie Est, en particulier sur les plateaux du Barrois et de la Bourgogne et dans le département de l’Yonne (Annexe – Figure 22). De manière complémentaire, le triplet colza-blé-blé progresse essentiellement dans le Nord-Ouest, notamment dans les plaines de Beauce. L’analyse de certains quadruplets de cultures de type « une tête de rotation cultivée à une année d’intervalle avec un blé intercalé » illustre également la diminution du délai de retour d’une même espèce végétale dans les séquences culturales (Annexe – Figure 23) : le quadruplet colza-blé-colza-blé voit sa proportion dans les terres labourables augmenter, dans la partie est de la France dans les années 1990, puis dans le Centre Ouest dans les années 2000 ; le quadruplet maïs-blé-maïs-blé occupe également une place croissante dans les terres labourables de Bretagne et de Basse-Normandie mais aussi dans les Ardennes et en Pays de Loire ; enfin, la proportion du quadruplet tournesol-blé-tournesol-blé augmente entre les années 1980 et 1990 dans les régions Poitou-Charentes, Centre et Midi-Pyrénées, avant de se stabiliser ou de décroître (au profit des séquences à base de colza) dans les années 2000. L’analyse de chroniques d’évolution de séquences culturales au grain des Régions Agricoles permet de caractériser de manière plus fine cette dynamique de simplification.

Figure 5-9. Evolution du nombre de triplets de cultures représentant 50 % des surfaces en terres labourables par sous-période de 5 ans depuis 1981 par département - Sources : Enquêtes Teruti et Teruti-Lucas



A titre d’exemple, la Figure 5-10 illustre l’évolution depuis 1981 des triplets de cultures les plus fréquents de quatre régions agricoles contrastées : forte progression des triplets à base de colza, blé et orge sur le Plateau Lorrain Sud (Lorraine) et des triplets associant le tournesol et le blé sur le Lauragais (Midi-Pyrénées) ; forte progression de la monoculture de maïs dans les Coteaux du Béarn dans les années 1980 et 1990 (qui passe de 25 % à 50 % des triplets) au détriment des triplets associant le maïs avec le blé ou les prairies temporaires ; progression d’un facteur 2 à 4 à partir du milieu de la décennie 1990 des triplets à base de colza en Beauce, généralement dans des rotations de 3 ans (colza-blé-blé ou colza-blé-orge) et quasi disparition des triplets à base de pois à la fin des années 2000.

Figure 5-10. Evolution des principaux triplets de cultures depuis 1981 dans 4 régions agricoles contrastées
Sources : Enquêtes Teruti et Teruti-Lucas

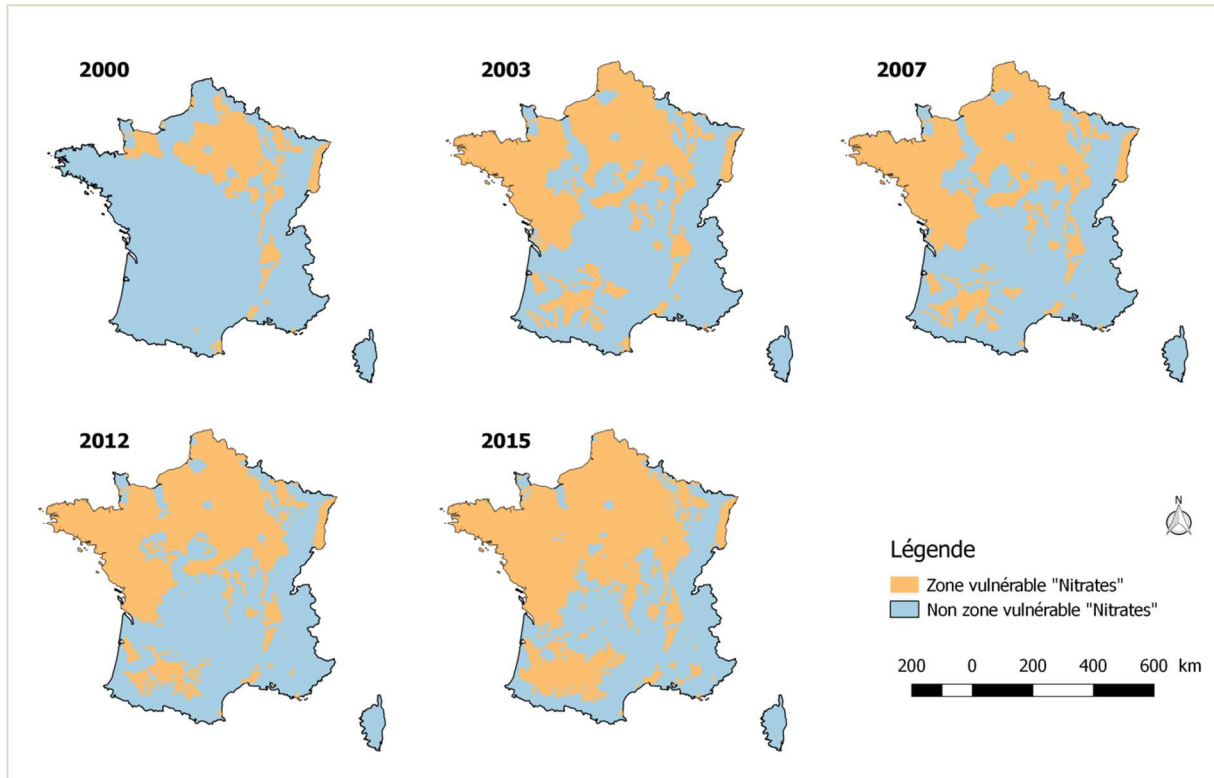


5.1.1.3. Evolution des intercultures

L'interculture est la période, dans la rotation culturale, qui se situe entre la récolte d'une culture principale de vente ou de rente et le semis de la suivante (Justes *et al.*, 2012). Sa durée varie selon les dates de récolte et de semis des cultures principales, de quelques semaines dans le cas d'une récolte tardive du précédent suivie d'une culture d'hiver, à plusieurs mois dans le cas d'une culture de printemps. Semés en fin d'été ou à l'automne, le blé tendre ou le colza couvrent les sols pendant l'hiver, alors que le maïs, le tournesol, le pois de printemps ou la betterave, qui sont implantés au printemps et récoltés avant décembre, laissent les sols nus durant une partie de l'automne et l'ensemble de l'hiver (Rabaud, 2004). Selon les estimations calculées à partir des données de la Statistique Agricole Annuelle, la part des cultures d'hiver, semées en fin d'été ou à l'automne, tendrait à augmenter dans l'assolement français, passant de 49 % des surfaces en cultures annuelles en 1980 à 60 % en 2015 (63 % en 2006 et 2011 selon Agreste, 2010 et 2014). La couverture des sols en hiver est donc principalement assurée par une culture d'hiver. Toutefois, sur 40 % des surfaces en cultures annuelles, les systèmes de culture basés sur une culture de printemps alternant avec un blé (ex. : tournesol-blé-maïs-blé dans le sud-ouest de la France ou pois-blé-betterave-blé dans le bassin parisien) laissent le sol nu durant toute la période hivernale, ce qui peut être propice à la lixiviation des nitrates contenus dans le sol après la récolte de la culture précédente (reliquats azotés post-récolte).

Dans le cadre de la Directive « Nitrate » de 1991 (Directive 91/676/CEE), l'obligation de couverture hivernale des sols est posée pour la première fois en 2001 dans les 2^{èmes} programmes d'action « Nitrate », puis en 2008, date à laquelle la couverture automnale des sols est prescrite à échéance de l'année 2012 dans les zones classées vulnérables (4^{èmes} programmes d'action) – (Figure 5-11).

Figure 5-11. Evolution du classement en zone vulnérable « nitrates » entre 2000 et 2015 (source Sandre⁷)



En fonction de la durée de l'interculture et de la nature des cultures, ce programme d'action fixe la nature et la durée de cette couverture du sol qui peut prendre différentes formes : « *La couverture des sols est obligatoire pendant les intercultures longues, que ce soit par implantation d'une culture intermédiaire piège à nitrates, par implantation d'une culture dérobée, ou par des repousses de colza denses et homogènes spatialement (les repousses de céréales sont autorisées dans la limite de 20 % des surfaces en interculture longue à l'échelle de l'exploitation)*⁸ ». Dans le cas d'une interculture suivant un maïs, un sorgho ou un tournesol, il peut également s'agir d'une couverture issue du broyage fin des cannes suivi d'un enfouissement des résidus dans les quinze jours suivant la récolte.

Les pratiques de couverture du sol pendant l'interculture s'avèrent donc très diversifiées tant en termes d'importance qu'en termes de modalités des pratiques culturales utilisées pour implanter et détruire les couverts végétaux intermédiaires, selon les régions et les couples précédents – suivants de cultures principales, voire les séquences de cultures (Justes *et al.*, 2012).

Les repousses du précédent cultural

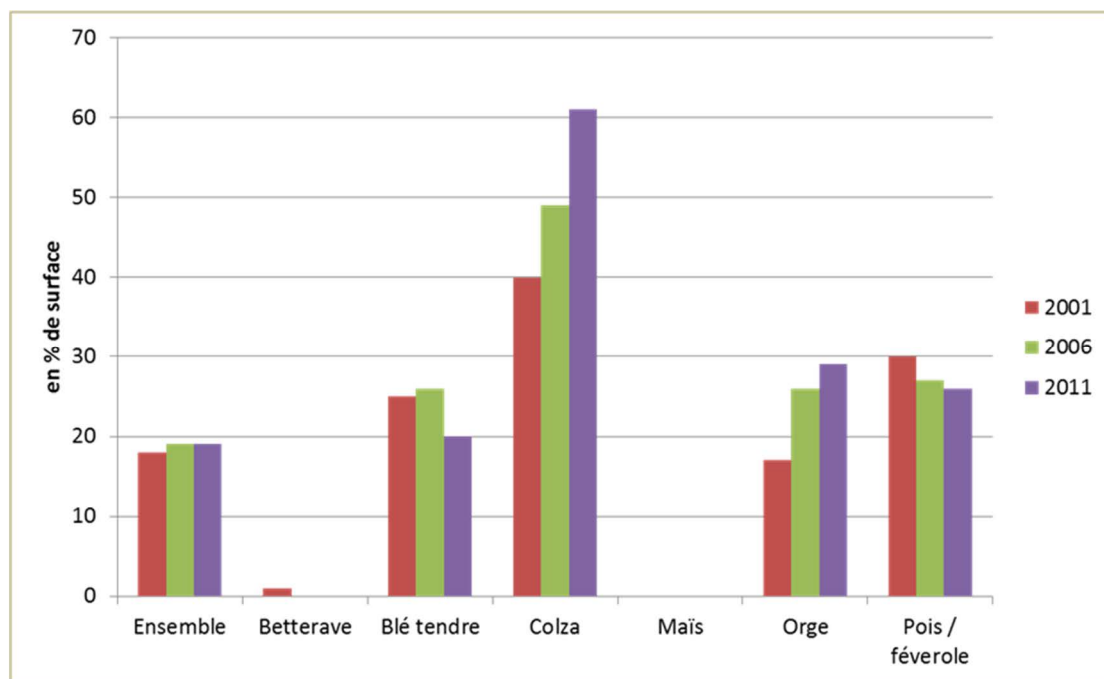
La technique qui consiste à laisser les repousses du précédent cultural après récolte est généralement la pratique la plus prisée des agriculteurs car elle ne nécessite aucun investissement en temps ou en intrants supplémentaires, contrairement à la mise en œuvre des autres techniques. En 2001, la repousse du précédent cultural était de loin la pratique la plus répandue puisqu'elle couvrait près de 2 millions d'hectares, soit 18 %

⁷ http://services.sandre.eaufrance.fr/geonetwork_CSW/srv/fr/main.home

⁸ Cf mesure 7° mentionnée au I de l'article R.211-81 du Programme d'actions national consolidé du 1er novembre 2013

des cultures annuelles (Rabaud, 2004). D'après nos propres estimations issues de l'enquête Pratiques culturales 2001 à 2011, ces surfaces seraient restées stables depuis, autour de 19 % pour l'ensemble des cultures (Figure 5-12). Il y a une distinction à faire entre cultures d'automne, précédées lors de la campagne 2010/2011 sur près de 20 à 25 % des surfaces des parcelles par les repousses du précédent (avec de faibles variations de 1994 à 2011) et les cultures de printemps, qui le sont sur environ 14 % de la surface des parcelles (Cavan *et al.*, 2016). Les précédents culturaux faisant l'objet de repousses sont majoritairement le colza (jusqu'à 61 % des surfaces en colza en 2011), puis les protéagineux (en légère décroissance, de 30% des surfaces en 2001 à 26 % en 2011). Concernant les céréales à paille, cette pratique est plutôt en régression pour le blé (de 25 % en 2001 et 2006 à 20 % en 2011) et en progression pour l'orge (de 17 % en 2001 à 29 % en 2011). Cette pratique n'est pas opérante pour la betterave et le maïs qui ne produisent pas de semences viables. (Figure 5-12).

Figure 5-12. Fréquence des repousses du précédent cultural selon la nature du précédent (en % de surface)
Source : Enquêtes sur les pratiques culturales 2001, 2006 et 2011.

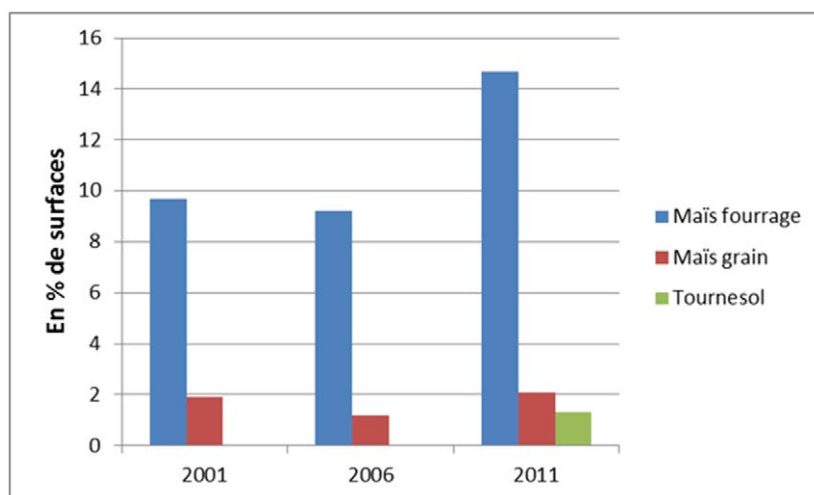


L'implantation d'une culture dérobée

Les cultures dérobées cultivées durant la période d'interculture sont récoltées comme fourrage pour le bétail. En 2011, la principale culture dérobée est le ray-grass (52 % des dérobées), suivi par des associations graminée + légumineuses (11 %) et le colza fourrager (10 %) (Cavan *et al.*, 2016). Cette pratique ne concerne qu'une faible partie des grandes cultures car elle ne se pratique que sur 9 à 15 % des surfaces en maïs ensilage et 1 à 2 % des surfaces en maïs grain (seules cultures enquêtées en 2001 et 2006), et également 1,3 % des surfaces en tournesol en 2011 (Figure 5-13). Mais la fréquence augmente sur maïs fourrage (à l'échelle nationale en 2011, 15 % des maïs fourrage sont précédés d'une dérobée contre 2 % des maïs grain) et dans les régions d'élevage (> à 10 % de l'ensemble des maïs en Bretagne ou Pays de Loire contre 6 % en moyenne nationale en 2001 (Rabaud, 2004)). L'implantation d'une culture dérobée est délicate en système de monoculture de maïs car la durée de l'interculture entre deux maïs est alors trop courte pour les cultures fourragères. En 2001, l'implantation d'une culture dérobée touche 9 % des surfaces en maïs dans un système de rotation et seulement 3 % en monoculture de maïs (Rabaud, 2004).

A l'échelle de l'ensemble des cultures, les surfaces concernées correspondraient à 1 et 2 % des surfaces en cultures annuelles en 2006 (Agreste, 2010) et 2011 (Agreste, 2014). Les valeurs issues du recensement agricole indiquent les mêmes ordres de grandeur : 1,2 % en 2000 et 1,7 % des terres labourables en 2010.

Figure 5-13. Fréquence de cultures dérobées pour les principales cultures enquêtées (en % de surfaces)
Source : Enquêtes sur les pratiques culturales 2001, 2006 et 2011.



L'implantation d'une culture intermédiaire

Les cultures intermédiaires, souvent implantées comme pièges à nitrates (CIPAN), sont le plus souvent semées après la récolte de la culture principale, mais peuvent aussi être semées sous couvert de la culture principale précédente. Leur intérêt est de d'absorber l'azote contenu dans le sol après la récolte et de le restituer pour partie à la culture suivante après leur destruction. Ils permettent aussi de couvrir le sol ce qui le protège des effets mécaniques de l'érosion. Ces cultures intermédiaires sont le plus souvent semées de fin juillet à début septembre, pour une destruction allant de novembre à février de l'année calendaire suivante (Justes *et al.*, 2012). Leur durée de végétation varie donc de moins de 2 à 6 mois, selon les séquences culturales et les régions. Leur destruction peut se faire naturellement par le gel, mécaniquement (broyage, labour, déchaumage) ou chimiquement par application d'un herbicide foliaire systémique (glyphosate par exemple), selon les espèces et la maturité du couvert végétal, mais aussi selon la réglementation en vigueur, qui interdit dans de nombreux cas le recours à une destruction chimique⁹. En France, les cultures intermédiaires sont principalement détruites par broyage et/ou enfouissement mécanique (Justes *et al.*, 2012), la destruction mécanique représentant en 2011 entre 74 et 91 % des surfaces en CIPAN selon les cultures qui suivent (Agreste¹⁰).

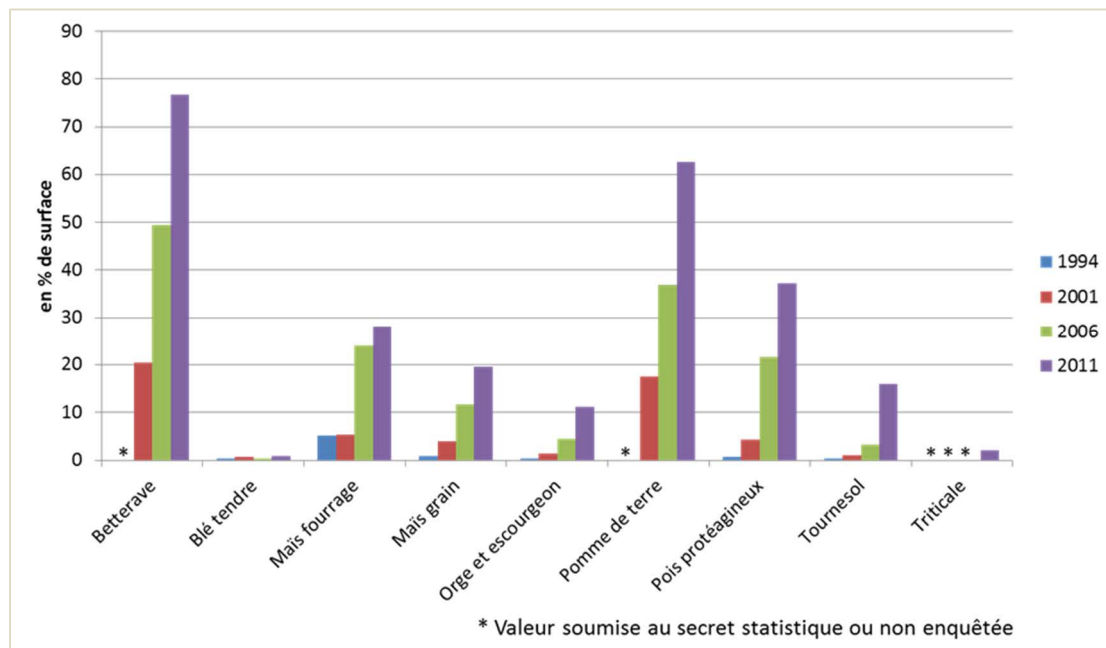
Sous l'influence de la réglementation, les surfaces couvertes à l'automne par une culture intermédiaire se sont rapidement développées : elles sont passées globalement de 3 % des surfaces en cultures annuelles en 2001, à 7 % en 2006 et 11 % en 2011 (Rabaud, 2004, Agreste, 2010 et 2014, Cavan *et al.*, 2016), avec une forte variabilité selon les cultures et les régions. Seules les cultures implantées au printemps dans les zones vulnérables aux nitrates sont concernées par l'obligation d'implantation des CIPAN (Figure 5-14) : en 2001, ces cultures intermédiaires concernent 21 % des betteraves, 18 % des pommes de terre, 5 % des maïs fourrage, 4 % des maïs grain et des pois protéagineux et 1 % des tournesols ; en 2011, ces pourcentages s'élèvent respectivement à 77 %, 63 %, 28 %, 20 %, 37 % et 16 %. Betteraves sucrières et pommes de terre sont plus inclinées à recevoir ce type de couverture car majoritairement implantées dans le nord du bassin parisien derrière une céréale à paille, et donc largement concernées par l'obligation réglementaire de couverture automnale des sols (Cavan & *al.*, 2016).

⁹ En application du VII. 4 de l'annexe 1 de l'arrêté interministériel du 19 décembre 2011 modifié relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole, la destruction chimique est interdite sauf sur les îlots en Techniques Culturales Simplifiées, sur les îlots destinés à des légumes, cultures maraîchères ou porte-graines, et sur les îlots infestés dans leur ensemble par des adventices vivaces, sous réserve d'une déclaration à l'administration.

¹⁰ Grandes cultures, prairies - Résultats France 2011 : Principaux résultats en France (Excel : 86 ko)
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturales/grandes-cultures-prairies/>

Figure 5-14. Principales cultures précédées d'une culture intermédiaire (en % de surface)

Source : Enquêtes sur les pratiques culturales 1994, 2001, 2006 et 2011



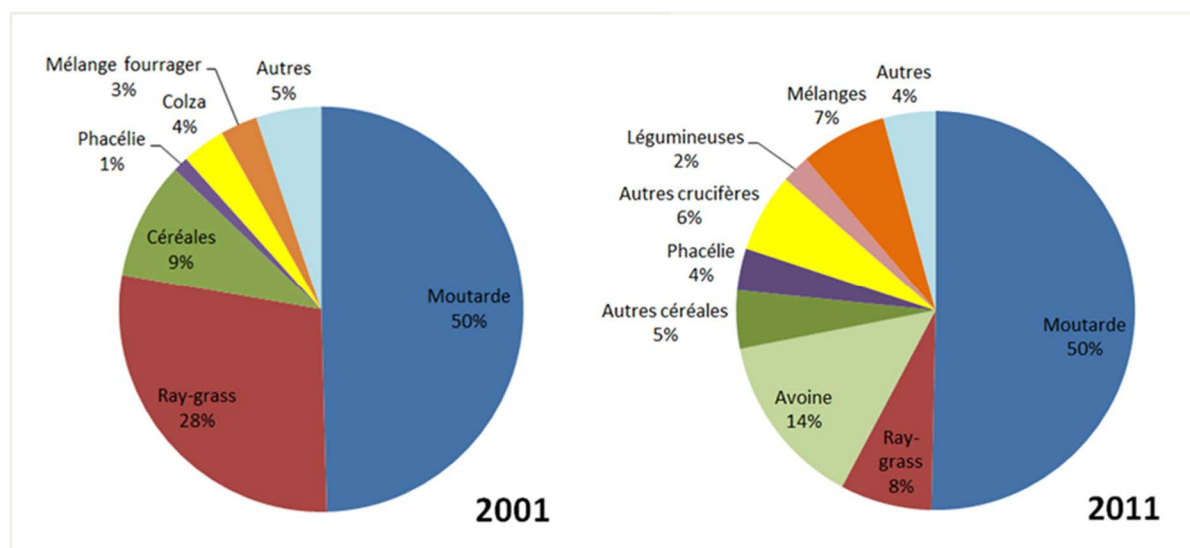
Ces résultats corroborent ceux issus des recensements agricoles de 2000 et 2010 qui indiquent que les surfaces implantées en CIPAN sont passées de 1,8 % en 2010 à 9,1 % des terres labourables entre 2000 et 2010 (respectivement 3 % et 10,9 % avec les cultures dérobées (Annexe – Tableau 1) : en 2000, 13 % des cultures de printemps sont précédées d'une culture intermédiaire ou d'une culture dérobée, ce pourcentage s'élevant à 38 % en 2010. Les surfaces en cultures intermédiaires passent de 550 000 ha en 2000 à près de 2 Mha en 2010, représentant une hausse de 260 %. Ces chiffres nationaux cachent toutefois d'importantes différenciations régionales, liées notamment à la répartition et à l'extension des zones vulnérables ainsi qu'aux adaptations régionales des modalités d'obligation d'implantation des CIPAN (dérogations)¹¹ : alors que la proportion des cultures de printemps précédées d'une culture intermédiaire (et/ou dérobée) est de 8 % en Midi-Pyrénées et de 10 % en Languedoc-Roussillon, elle atteint 85 % en Bretagne (y.c. en raison de l'importance des cultures dérobées) et est supérieure à 50 % en Picardie, Nord Pas de Calais et Champagne-Ardenne. Ce taux est particulièrement faible dans certaines régions (Alsace : 21 %, Aquitaine : 15 %) où la proportion de cultures de printemps est pourtant très importante (>50 %) : il s'agit des régions de monoculture de maïs dans lesquelles il est très difficile d'implanter une CIPAN derrière un maïs (récolte tardive du précédent maïs). Il existe en effet une dérogation au semis de couvert derrière maïs grain en faveur du mulching (broyage-enfouissement superficiel des résidus). Quant au tournesol, assez largement présent en sols argileux ou argilo-calcaires du grand Sud-ouest de la France rendant l'implantation d'un couvert impossible dans ces conditions, il bénéficie également de dérogations dans ce type de sols (Cavan et *al.*, 2016).

En ce qui concerne les choix techniques de conduite des cultures intermédiaires, la moutarde est l'espèce végétale choisie très majoritairement car elle est très efficace pour fixer les reliquats d'azote du précédent cultural à condition qu'elle soit implantée tôt et détruite après l'hiver : sa proportion reste stable entre 2001 et 2011 (Figure 5-15) et représente la moitié des parcelles semées en couvert intermédiaire (soit 55 % des surfaces en 2011).

¹¹ Dans les faits, il existe de nombreuses adaptations régionales permettant de moduler ces obligations. Ces adaptations, fixées par arrêté préfectoral par le Préfet de Région, portent notamment sur la date limite de récolte rendant obligatoire l'implantation de CIPAN ou sur la possibilité pour les agriculteurs d'obtenir des dérogations variables selon les conditions climatiques de l'année et le contexte pédo-climatique de la région (Cf. formulaire de « déclaration d'impossibilité d'implantation de CIPAN » au titre de la réglementation régionale Directive Nitrates prévoit des dérogations dites « usuelles » pour les raisons suivantes : nécessité de réaliser le travail du sol sur la période d'implantation de CIPAN (lutte agronomique contre les vivaces ou les limaces), de broyer ou de ramasser les cailloux, épandage de boues de papeteries, parcelle dont le taux d'argile est supérieur à 30 % ou située en zone inondable etc. variables selon les régions).

La proportion des autres espèces semées en interculture apparaît beaucoup plus variable : les graminées (comme le ray grass, qui représentait 28 % des couverts semés en 2001 et ne représente plus que 8 % des couverts intermédiaires en 2011) sont remplacées en particulier par l'avoine et d'autres céréales, la proportion des céréales semées en interculture étant multipliée par deux en 10 ans (de 9 % des surfaces en 2001 à près de 19 % en 2011). En 2011, les autres espèces végétales semées en couverts intermédiaires sont la phacélie (qui passe de 1 à 4 %), les autres crucifères comme le colza (6 %), les légumineuses (2 %) et les mélanges d'espèces (7 %, alors qu'ils ne représentaient que 3 % des surfaces en 2001).

Figure 5-15. Nature de la culture intermédiaire implantée en 2001 et 2011 (en % de parcelles)
Source : Enquêtes sur les pratiques culturales 2001 et 2011



Le choix de l'espèce de culture intermédiaire est assez nettement lié au type de précédent et à sa date de semis. La moutarde est particulièrement bien adaptée derrière une céréale à paille qui est le principal précédent des parcelles ayant reçu un couvert (soit 91 % des parcelles en 2010-2011, selon Cavan *et al.*, 2016) derrière maïs (ce qui entraîne des semis plus tardifs), la moutarde est moins représentée (14 à 19 % des surfaces), au profit des graminées, avoine, seigle, triticale ou ray-grass (64 % derrière maïs fourrage, 86 % derrière maïs grain, d'après Cavan *et al.*, 2016). Au final, le choix du couvert n'est impacté que de manière assez limitée par la culture suivante (Cavan *et al.*, 2016).

Le broyage et l'enfouissement des résidus

L'enfouissement superficiel des résidus broyés de la culture précédente est une autre technique qui permet de piéger les reliquats d'azote du sol. En effet, avant une culture de printemps, elle peut avoir un effet comparable à l'implantation tardive d'une culture intermédiaire piège à nitrates (Agreste, 2010). Cependant, laissés tels quels au sol, ils peuvent aussi être des foyers d'inoculum ou d'infestation permettant à l'espèce concernée de se conserver mais également d'avoir une recolonisation précoce dès que les conditions deviennent favorables au développement du bio-agresseur. C'est encore plus vrai en cultures pérennes, en monoculture de cultures annuelles ou en rotation à court terme sans labour. Différentes opérations permettent de limiter l'impact des résidus de cultures mais elles doivent être adaptées au bio-agresseur et au contexte agro-climatique (broyage, labour, ramassage et élimination)¹².

D'après Agreste (2010, 2014), cette pratique de broyage et d'enfouissement des résidus du précédent concerne 18 % des surfaces de grandes cultures pour l'ensemble des régions en 2006 et 17 % des sols nus en 2011, à savoir essentiellement avant la pomme de terre (47 % des surfaces en 2006, 31 % en 2011), la betterave (24 % en 2006, 28 % en 2011), le tournesol (36 % en 2006 et 26 % en 2011) et le maïs grain (28 % en 2006 et 17 % en 2011).

¹² <http://agriculture.gouv.fr/gestion-des-residus-de-cultures>

5.1.2. Biodiversité végétale associée : adventices

Voir la section sur le SE de régulation des graines d'aventices (Section 8.2), dans laquelle les données sur cette composante de la biodiversité sont discutées. **Il n'y pas eu de travaux complémentaires spécifiques réalisés dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles sur l'évaluation de cette composante.**

5.2. Auxiliaires des cultures

NB : Il n’y pas eu de travaux spécifiques réalisés dans EFESE-écosystèmes agricoles sur l’évaluation de l’abondance et de la diversité de cette composante dans son ensemble.

Voir les sections sur les SE de régulations biologiques (Sections 8.1, 8.2 et 8.3) dans lesquelles les données sur cette composante de biodiversité sont discutées.

5.3. Abondance et diversité de la méso et macro faune du sol

NB : Il n'y pas eu de travaux spécifiques réalisés dans EFESE-écosystèmes agricoles sur l'évaluation de l'abondance et la diversité de la méso et macro faune du sol. Les informations présentées ci-après ont été collectées afin de fournir un aperçu du type de données et méthodes existantes.

Seules des informations sur l'abondance et la diversité des communautés lombricienne ont été identifiées et collectées.

5.3.1. Abondance lombricienne

Nous reproduisons ici les informations fournies sur l'observatoire national de la biodiversité¹³ :

« Les données utilisées pour la construction de cet indicateur ont été acquises uniquement dans le cadre de programmes de recherche (plus d'une dizaine). Les données utilisées pour la construction de cet indicateur proviennent de deux protocoles Formol (source : Cluzeau et al., 1999) et Test Bêche Vers de Terre (<https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/page.php?60>).

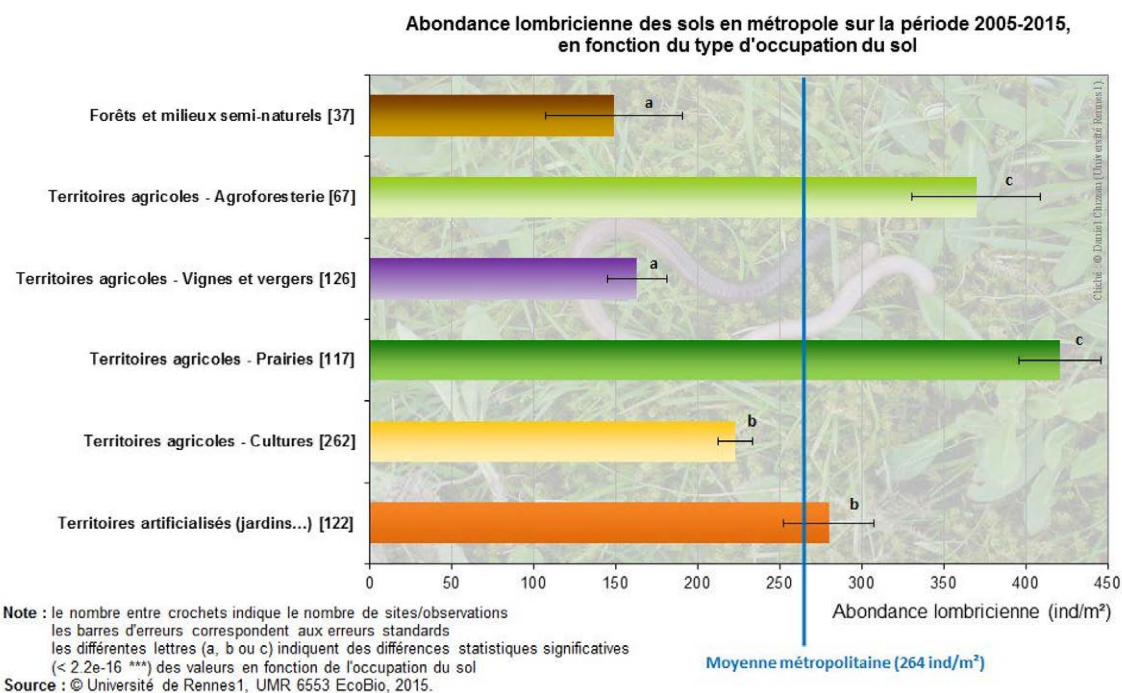
Une sélection des données de la base de données EcoBioSoil a été réalisée :

- Date d'observation : 2006 - 2015 ;
- Lieu : France (uniquement) ;
- Protocole : Formol + Tri Manuel (FTM) et Test Bêche Vers de Terre (TBVDT).

A l'issue de cette sélection, les valeurs d'abondance lombricienne représentent 731 observations (sites), ainsi répartis sur la période étudiée : 2006 (n=32), 2007 (n=77), 2008 (n=26), 2009 (n=26), 2010 (n=42), 2011 (n=41), 2012 (n=16), 2013 (n=77), 2014 (n=296) et 2015 (n=98).

La valeur d'une observation correspond à la moyenne des réplicats de prélèvements : moyenne des 3 mètres carrés dans le cas des données FTM et moyenne des 6 répétitions dans le cas des données TBVDT.

Les valeurs de l'indicateur sont déclinées en fonction de l'occupation du sol codée selon la nomenclature CORINE Land Cover ».



¹³ <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/abondance-des-vers-de-terre>

5.3.2. Diversité des vers de terre, collemboles et nématodes en Bretagne

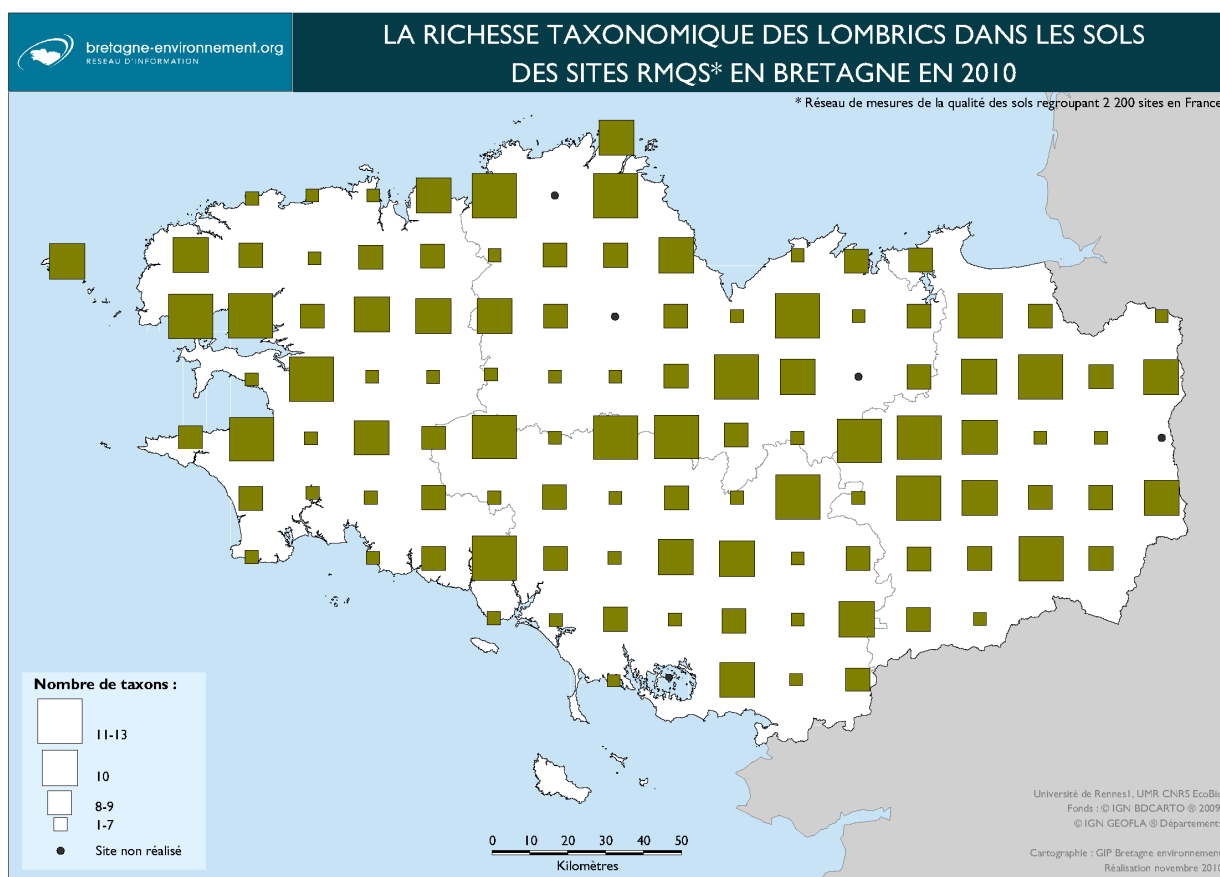
Les premiers résultats du travail entrepris dans le cadre du programme *RMQS Biodiv* pour mieux connaître la composante vivante des sols en Bretagne sont présentés ici :

<http://www.bretagne-environnement.org/Media/Chiffres-cles/La-biodiversite-dans-les-sols>

Ce travail traite de l'abondance et de la diversité des vers de terre, collemboles et nématodes. **Les principales informations sont reproduites, sans apport supplémentaire, ci-après.**

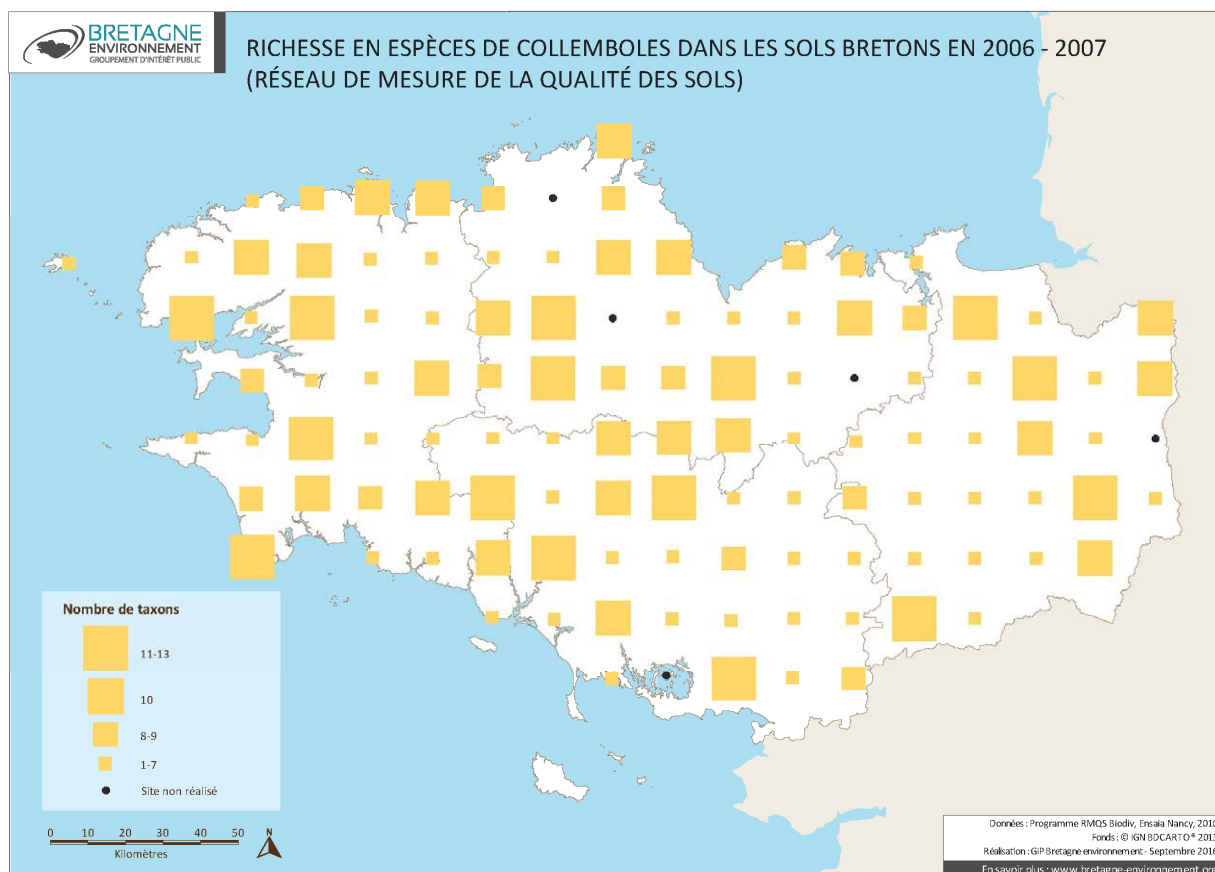
5.3.2.1. Abondance et diversité lombriciennes

Leur abondance est assez importante dans les sols bretons (moyenne de 260 individus/m²) et semble liée à l'occupation du sol : faible sous forêt (moyenne de 50 ind./m²), intermédiaire sous culture (moyenne de 215 ind./m²), forte sous prairie (moyenne de 350 ind./m²). Sur la totalité de la Bretagne, 23 espèces ont été observées. Leur diversité semble liée aux pratiques agricoles.



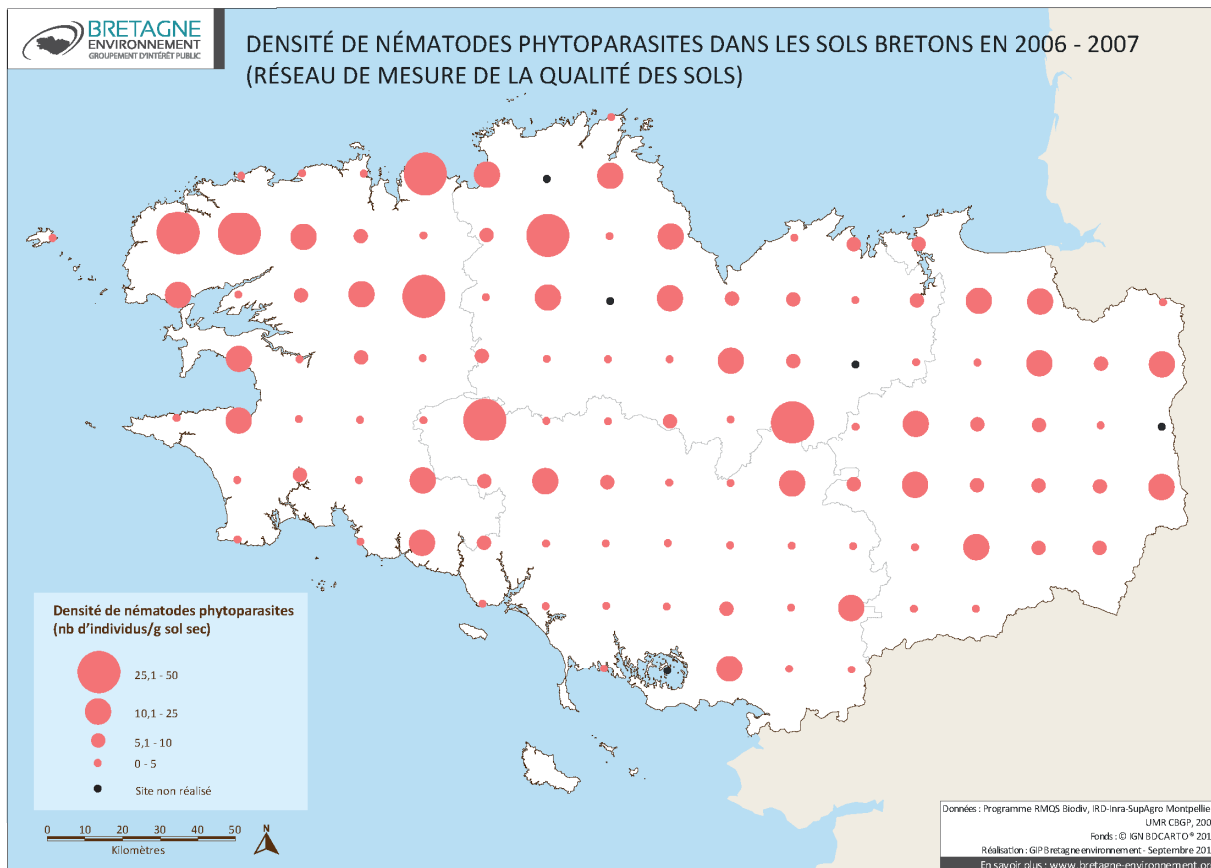
5.3.2.2. Abondance et diversité des collemboles

Les collemboles sont de petits arthropodes qui jouent notamment un rôle dans la transformation de la matière organique du sol. Dans les sols bretons, les collemboles sont moyennement abondants (118 à 45 042 ind./m²) et assez diversifiés (67 espèces). Ils sont plus nombreux dans les sols situés près des côtes, dans les sols forestiers et sous prairies.



5.3.2.3. Abondance et diversité des nématodes

Les nématodes sont de petits vers ronds translucides. Ils se nourrissent principalement de fines particules organiques, de bactéries, de substances végétales ou de champignons. Ils sont omniprésents dans les sols bretons avec une densité moyenne de 17 individus par gramme de sol sec et 48 familles.



5.3.3. Perspectives de recherche

Pour permettre de faire le lien entre l'évaluation de l'abondance et de la diversité de la méso et macrofaune des sols et les SE fournis, il est nécessaire de développer des méthodes de diagnostic de la diversité fonctionnelle de ces communautés, considérant les traits qui déterminent la fourniture des différents SE étudiés. Une analyse centrée sur les écosystèmes agricoles et leur spécificités serait nécessaire pour affiner ces résultats sous l'angle des SE rendus par ces écosystèmes.

5.4. Abondance et diversité des communautés microbiennes du sol

NB : Il n’y pas eu de travaux spécifiques réalisés dans EFESE-écosystèmes agricoles sur l’évaluation de l’abondance et de la diversité des communautés microbiennes. Les informations présentées ci-après ont été collectées afin de fournir un aperçu du type de données et méthodes existantes.

5.4.1. Abondance microbienne des sols

Sont reproduites ici les informations fournies sur l’observatoire national de la biodiversité¹⁴ :

« L’abondance microbienne des sols de France métropolitaine a été déterminée par la plateforme GenoSol (Inra de Dijon) à l’aide d’outils de biologie moléculaire impliquant l’extraction de l’ADN microbien directement à partir de 2 195 échantillons de sol (projet Ecomic-RMQS, financé par l’Ademe et l’ANR Biodiversité 2006-2009, projet France-Genomic 2013-2015).

Les échantillons de sols proviennent de la première campagne de prélèvements (2000-2009) du Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) du Groupement d’intérêt scientifique sur le sol « Gis Sol ». Il regroupe un réseau systématique de 2 200 sites d’observation, à raison d’un par maille carrée de 16 km de côté. Les résultats du Réseau de mesure de la qualité des sols sont disponibles tous les 15 ans. La prochaine évaluation sera disponible en 2026.

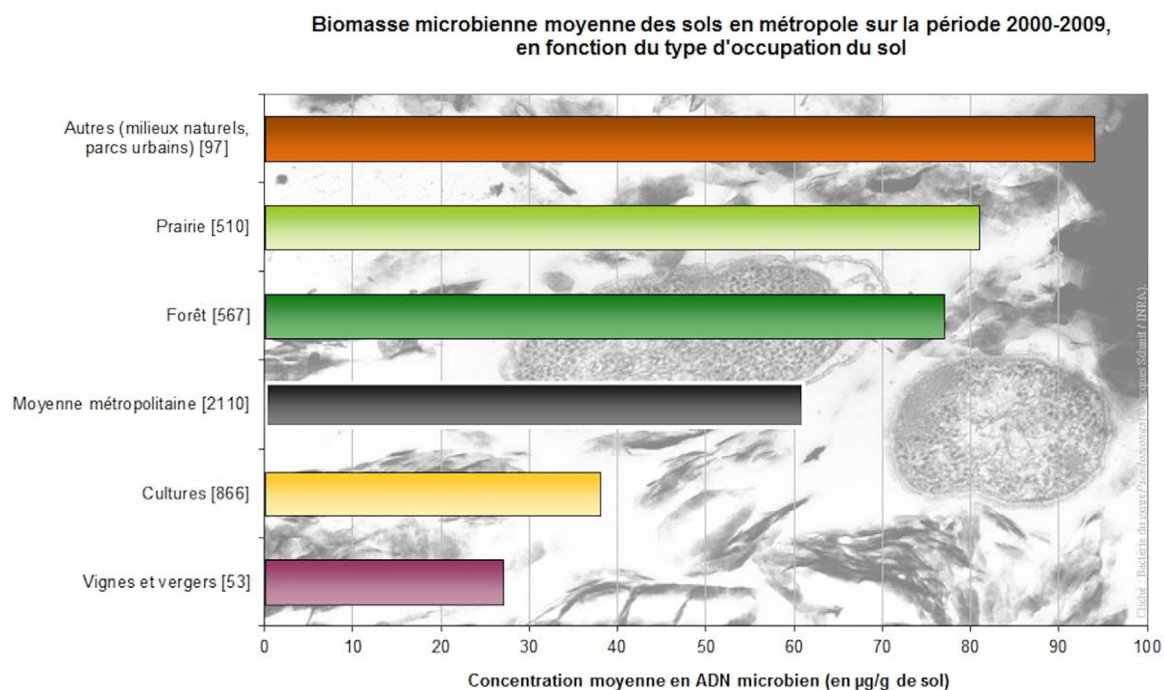
La biomasse microbienne a été mesurée dans les sols de France métropolitaine, grâce à une estimation de la quantité d’ADN microbien extrait. Cette dernière s’échelonne de 2 à 629 µg d’ADN par gramme de sol. Trois quarts des sols analysés ont des concentrations situées entre 10 et 100 µg. Les sols les plus riches en ADN microbien sont situés en Lorraine et en Champagne-Ardenne et dans les massifs montagneux (Alpes, Massif central, Pyrénées, Jura). Les sols les plus pauvres en microorganismes se trouvent dans le Bassin parisien, les Landes et le Languedoc-Roussillon.

Cette distribution géographique s’explique par la texture des sols, la teneur en carbone organique et en azote, le pH ainsi que par l’occupation et l’usage du sol. Les caractéristiques physico-chimiques des sols sableux et acides (PODZOSOLS) sont donc à l’origine des plus faibles biomasses microbiennes dans les Landes et en Sologne. Les sols présentant la plus grande abondance microbienne sont argileux, basiques (pH élevé) et riches en carbone organique ».

Les abondances les plus faibles sont observées sous système de culture intensif, particulièrement les monocultures et en viticulture. Elles sont peu dépendantes des facteurs climatiques (Dequiedt *et al.*, 2011).

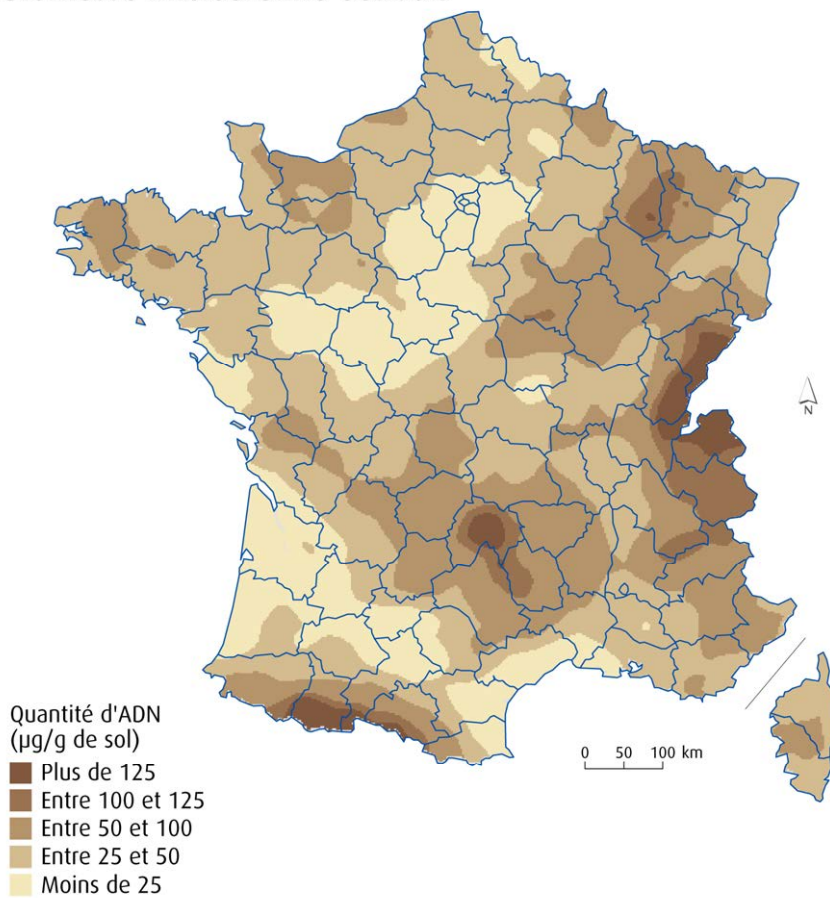
¹⁴ <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/evolution-de-la-biomasse-microbienne-des-sols-en-metropole>

Les deux figures ci-après sont extraites de l'observatoire national de la biodiversité :



Note : le nombre entre crochets indique le nombre de sites analysés.
Source : © Inra Dijon, plateforme GenoSol – Gis Sol, 2015.

Biomasse microbienne des sols



Source : © Inra Dijon / plateforme GenoSol – Gis Sol, 2015.
 Traitements : Gis Sol - SOeS, 2015

5.4.2. Diversité bactérienne des sols

Nous reproduisons ici les informations fournies sur l'observatoire national de la biodiversité¹⁵ :

« La richesse (= nombre de taxons) est estimée par des outils moléculaires appliqués directement sur les ressources génétiques microbiennes extraites des échantillons de sol¹⁶. La méthodologie standardisée et appliquée par la plateforme GenoSol (Inra – UMR Agroécologie) s'appuie sur le séquençage massif des gènes ribosomiques et le traitement bioinformatique des données obtenues à l'aide d'un pipeline spécialement développé.

La richesse bactérienne a été évaluée dans les sols de France métropolitaine par le séquençage massif de l'ADN des microorganismes des sols. Cette technologie permet de caractériser la diversité microbienne dans sa totalité (nombre et inventaire des espèces présentes). Les valeurs de richesse bactérienne obtenues sur 1 842 sites du Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) varient de 555 à 2 007 taxons (groupe d'individus partageant des caractéristiques génétiques proches).

Le type de sol (teneur en argile, pH, teneur en carbone), ainsi que le mode d'usage des sols sont les facteurs influençant cette richesse bactérienne. Le type de sol va notamment définir la variété des habitats écologiques du sol, son pouvoir tampon (capacité du sol à modérer les variations de pH en cas d'amendements calciques par exemple) et ses propriétés chimiques (pH, carbone). La richesse bactérienne peut être modifiée par les perturbations (naturelles ou anthropiques) et le niveau de ces perturbations auxquelles sont soumis les écosystèmes. Ainsi, les forêts, écosystèmes les moins perturbés, présentent les niveaux de richesse bactérienne les plus faibles (communauté bactérienne moins diversifiée, composée de populations bien adaptées à l'écosystème). Les systèmes agricoles généralement conduits en cultures annuelles et avec une multitude d'interventions sur le sol correspondent à des systèmes plus perturbés et une richesse bactérienne plus élevée. Ce niveau de diversité ne renseigne cependant pas sur sa qualité (présence d'espèces bénéfiques d'intérêts ou au contraire néfastes comme les pathogènes par exemple).

Il est toutefois important de noter ici que la richesse bactérienne n'est pas corrélée à celle des autres composantes de la diversité microbienne du sol (champignons notamment). Une richesse bactérienne élevée peut s'accompagner d'une richesse en champignons faible (dans les sols agricoles par exemple) ».

Cet indicateur ne porte que sur les bactéries, les données n'étant à ce stade pas disponibles sur les champignons ».

Les figures présentées en page suivante sont extraites de l'observatoire national de la biodiversité.

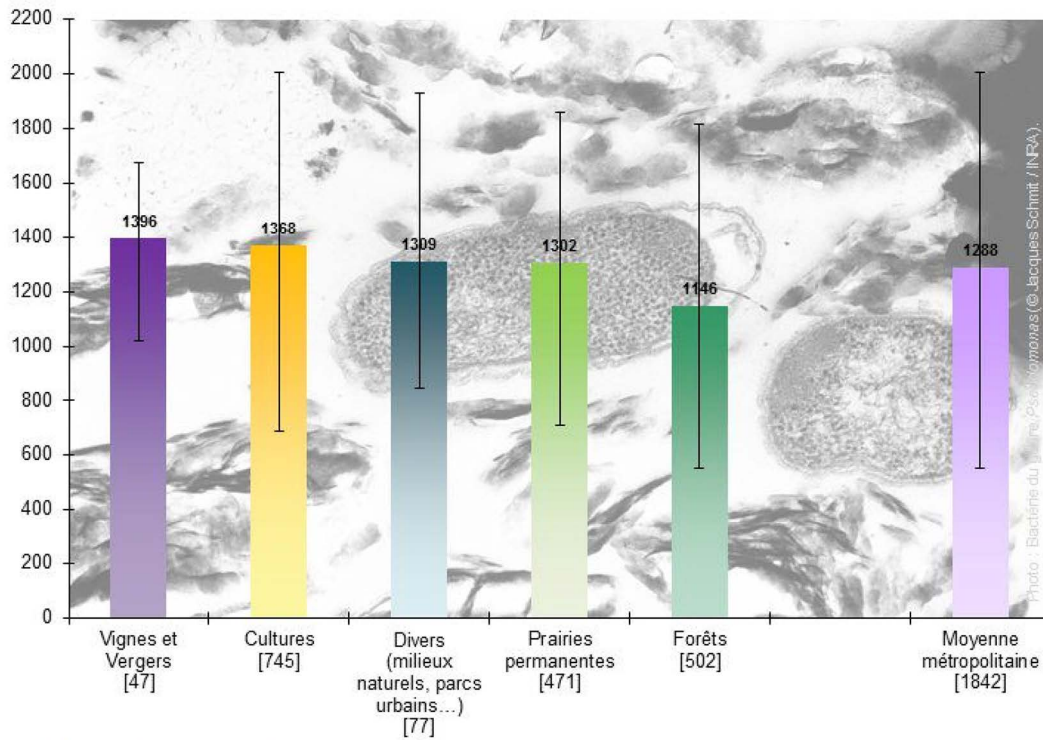
5.4.3. Perspectives de recherche

Pour permettre de faire le lien entre l'évaluation de l'abondance et de la diversité des communautés microbiennes des sols et les SE fournis il est nécessaire de développer des méthodes de diagnostic de la diversité fonctionnelle de ces communautés, considérant les traits qui déterminent la fourniture des différents SE étudiés. Une analyse centrée sur les écosystèmes agricoles et leur spécificités seraient nécessaire pour affiner ces résultats sous l'angle des SE rendus par ces écosystèmes.

¹⁵ <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/evolution-de-la-biodiversite-bacterienne-des-sols>

¹⁶ Même source de données que pour l'estimation des l'abondance microbienne.

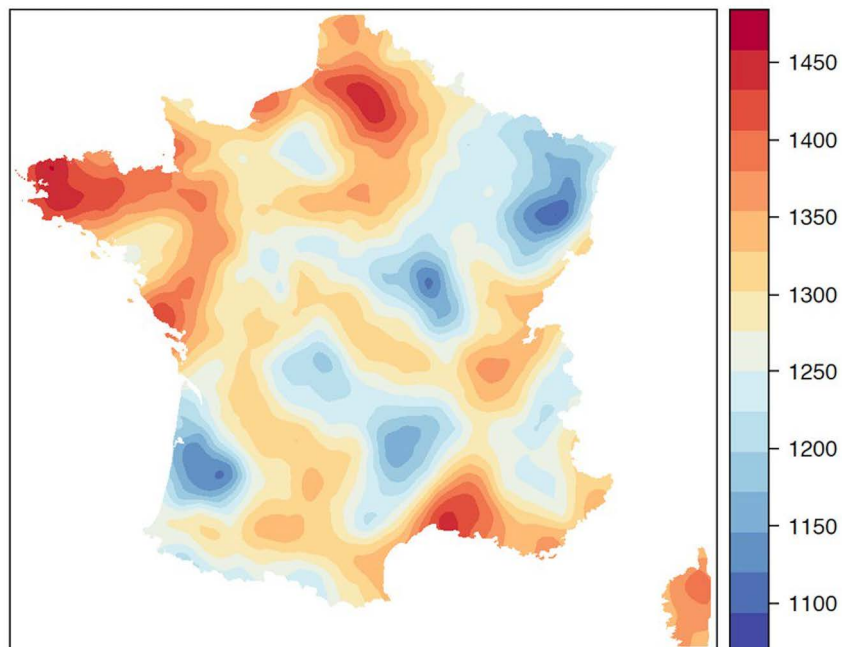
Nombre de taxons bactériens dans les unités pédo-écologiques françaises



Note : [] = nombre de sites

Source : INRA, plateforme GenoSol, UMR Agroécologie - GIS Sol, 2016.

Cartographie nationale de la diversité bactérienne des sols de France
(nombre de taxons bactériens par gramme de sol)



Source : © GIS Sol, UMR Agroécologie – équipe BIOCOM, plateforme GenoSol

5.5. Matière organique du sol

NB : Il n’y pas eu de travaux spécifiques réalisés dans EFESE-écosystèmes agricoles sur cette composante, au-delà des résultats présentés en section 8.12 sur le SE de régulation du climat global dans laquelle les données sur les stocks et les teneurs des matières organiques du sont discutées.

Nous reproduisons ci-dessous les principaux éléments présentés dans cette fiche.

Le stock de C organique dans les sols est estimé dans les bases de données à l’échelle nationale dont dispose l’unité INRA Infosol, à savoir :

- la base de données d’analyse de terre (BDAT) qui capitalise les analyses de terre faites en France depuis 1990. Elle compte actuellement 800 000 analyses géo-référencées.
- la base de données associée au RMQS (réseau de mesure de la qualité des sols) qui suit un grand nombre de paramètres sol sur 2200 sites répartis selon une maille de 16 x 16 km.

La base de données RMQS, combinée à d’autres données géo-référencées et à un modèle statistique prédictif a permis l’élaboration d’une carte des **teneurs en C des sols et des stocks associés** avec une résolution de 250m pour l’horizon 0-30 cm, ainsi qu’une estimation du stock total au niveau français (3.7 ± 1.3 Pg C) (Figure 5-16 ; Meersmans *et al.*, 2012). Ce travail a aussi permis d’évaluer l’effet du mode d’occupation des sols sur les stocks. L’analyse de la BDAT permet d’évaluer des tendances d’évolution depuis 1990. Un travail récent a permis de capitaliser l’information sur les teneurs et les stocks de C des horizons profonds à la résolution spatiale de 90 m (Figure 5-17, Mulder *et al.*, 2016). Ce travail a permis d’estimer que le carbone stocké dans les sols français au delà de 30 cm de profondeur représente environ la moitié du carbone total stocké dans ces sols.

Figure 5-16. Cartographie de la teneur en C organique des sols français à une maille de 205 m pour l’horizon 0-30 cm (Meersmans *et al.*, 2012)

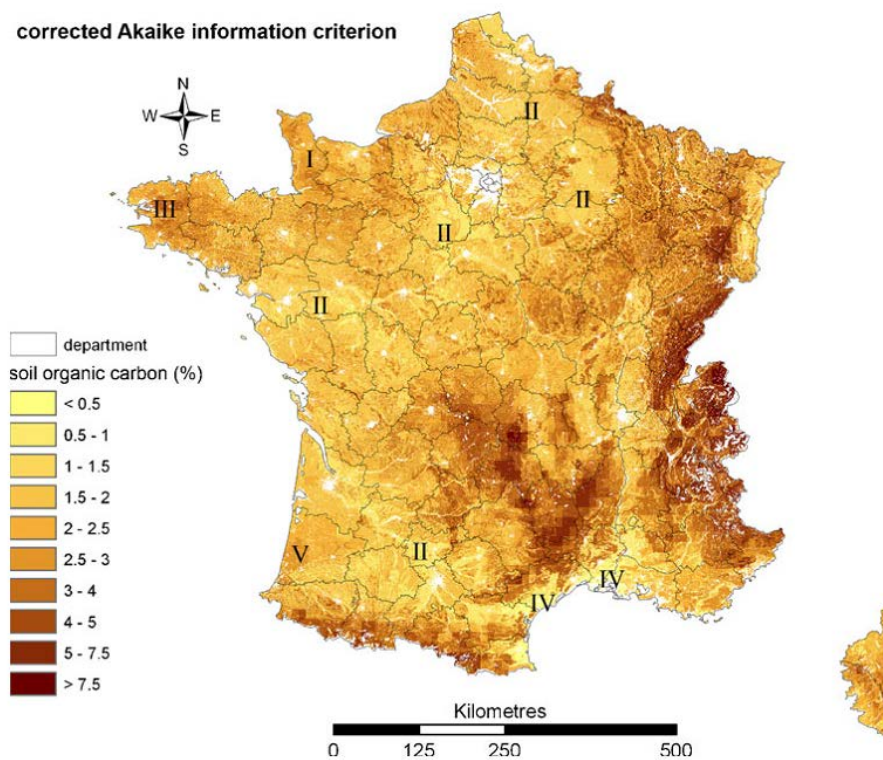
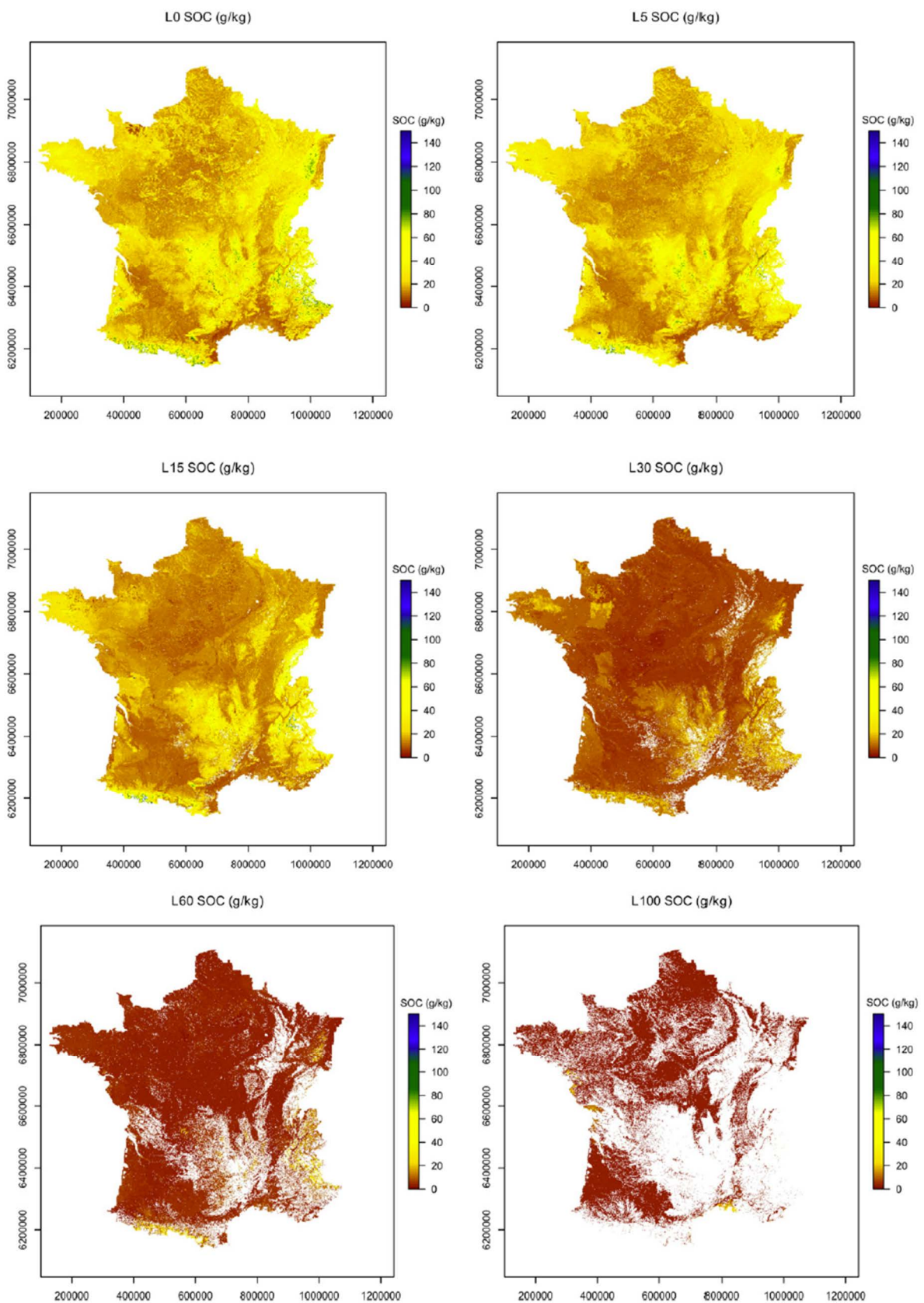


Figure 5-17. Distribution spatiale des teneurs de carbone organique (Soil Organic Carbon) dans les différents horizons de sol à une maille de 90 m (Mulder *et al.*, 2016).

Les horizons de sols : L0 = 0-5 cm, L5 = 5-15 cm, L15 = 15-30 cm, L30 = 30-60 cm, L60 = 60-100 cm, L100 = > 100 cm.

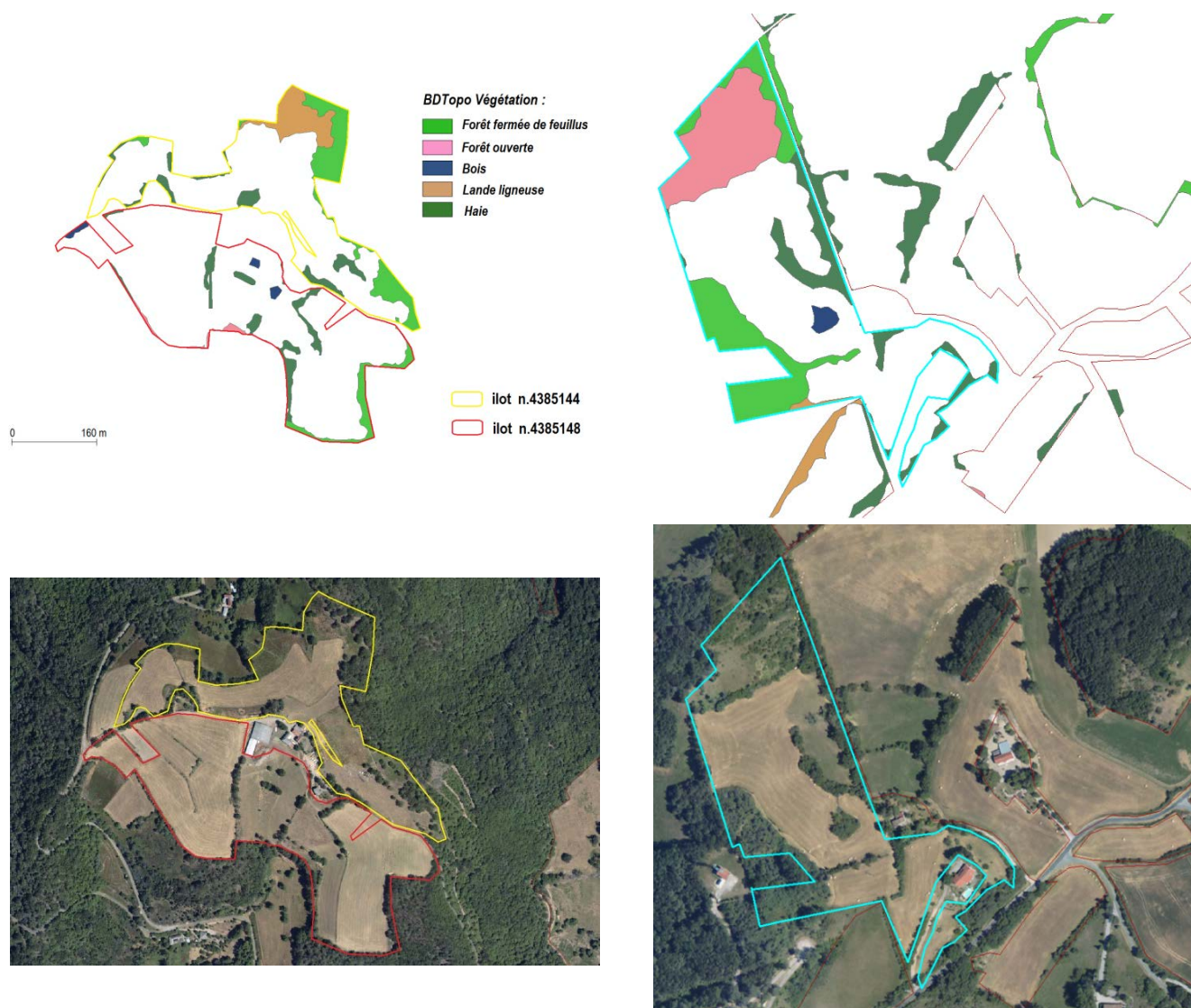


5.6. Matrice paysagère

Auteur : Anne Meillet

La matrice paysagère peut être caractérisée par la densité d'éléments semi-naturels (bosquets, haies, arbres isolés, lisières) situés dans le parcellaire agricole (inter et intra-parcellaire) et dans son environnement. Un croisement du RPG et de la BD Forêt (ex IFN) (ou couche végétation de la BD Topo® voir Encadré 5-2) permet de disposer d'une meilleure localisation de la présence d'éléments semi-naturels situés dans l'emprise des ilots cultureux. Deux exemples sont donnés dans la figure 5-18.

Figure 5-18. Croisement entre le RPG et la BD Forêt et correspondance sur des orthophotoplan® IGN (Cantelaube, 2012)

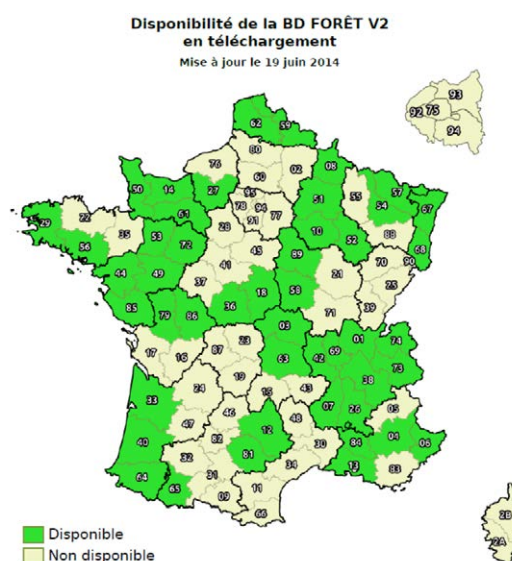


Encadré 5-2. La BD Forêt de l'IGN

La BD Forêt est une base de données géographique (vecteur) qui décrit l'espace forestier et les milieux semi-naturels français. Elle attribue un type de formation végétale à chaque zone cartographiée. Une première version est disponible pour 1994. La version 2 de cette BD Forêt est élaborée depuis 2007 par emprises départementales et par photo-interprétation d'images en infrarouge couleurs de la BD ORTHO. Les classes de végétation identifiées sont :

- **Forêt fermée de feuillus** : Espace peuplé d'arbres forestiers couvrant au moins 40 % du sol, et composé de plus de 75 % de feuillus (taux de couvert relatif).
- **Forêt fermée de conifères** : Espace peuplé d'arbres forestiers couvrant au moins 40 % du sol et composé essentiellement de conifères (soit un taux de couvert relatif de plus de 75 %).
- **Forêt fermée mixte** : Espace peuplé d'arbres forestiers couvrant au moins 40 % du sol, et composé de plus de 25 % et moins de 75 % de feuillus (taux de couvert relatif).
- **Forêt ouverte** : Espace peuplé d'arbres forestiers dont le couvert absolu est compris entre 10 et 40 %
- **Peupleraie** : Zone de peupleraie
- **Lande ligneuse** : Végétation spontanée qui comprend une proportion importante de plantes ligneuses (bruyères, genêts, ajoncs, épineux divers, etc.) et semi ligneuses (fougères, phragmites...) dont la hauteur ne dépasse pas 5 mètres. Cette végétation ligneuse présente un couvert végétal d'au moins 25 %.
- **Vergers** : Zone de plantation d'arbres hors peuplement forestier.
- **Haies** : Clôture naturelle composée d'arbres, d'arbustes, d'épines ou de branchages et servant à limiter ou à protéger un champ. Alignement d'arbres ou plantation d'arbres fruitiers dont la largeur est inférieure à 25 m. Notons cependant que l'ensemble des linéaires de haies n'est pas représenté dans la BD Forêt.
- **Bois** : Espace peuplé d'arbres forestiers couvrant au moins 40 % du sol. Les jeunes plantations forestières, le reboisement naturel et les coupes à blanc sont saisis en Bois.
- **Zone Arborée** : Espace peuplé d'arbres d'essence quelconque.

La disponibilité de cette couche est partielle, elle ne couvre que certains départements (voir carte ci-dessous) dans le cas des départements où elle n'est pas disponible, seule l'indication zone arborée (monothème) est identifiée.



La carte, France entière, de la localisation des éléments semi-naturels situés dans l'emprise des îlots culturaux, est présentée en figure 5-19. Les éléments de la couche végétation ayant comme attributs « vignes » et « vergers » sont exclus du croisement. Au total, 2 504 524 ha d'éléments semi-naturels (ou formations ligneuses) sont situés dans l'écosystème agricole. Parmi les 6 080 115 îlots du RPG 2012, 4 375 060 ont dans leur emprise spatiale des formations ligneuses, soit 72 % des îlots, et 77 % de la surface des îlots.

Les surfaces par nature de formations ligneuses sont représentées dans la Figure 5-20. Le Tableau 5-1 montre des statistiques sur les pourcentages de FL dans le RPG dans les PRA par catégories, Le Tableau 5-2 montre les mêmes statistiques mais seulement pour les PRA ayant moins de 15 % de zones arborées dans les FL de l'écosystème agricole.

Figure 5-19. Représentation des habitats semi-naturels (BDTOPO®) situés dans l’emprise des ilots culturaux du RPG

La carte est produite à la résolution de l’ilot cultural RPG. Les pixels verts représentent les habitats semi-naturels. Carte produite par l’US ODR pour EFESE-écosystèmes agricoles.

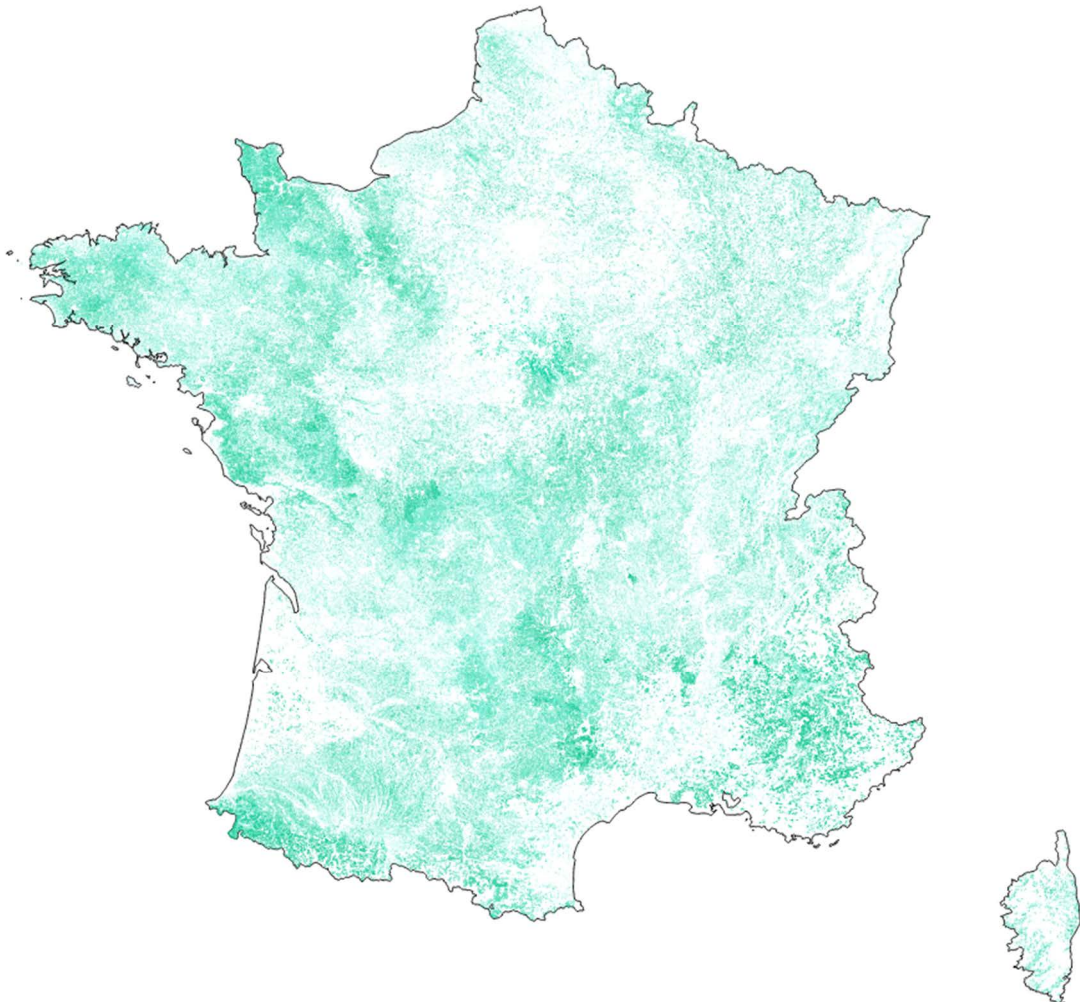


Figure 5-20. Surface (ha) de chaque type de formation ligneuse de la couche végétation dans l’emprise géographique du RPG2012

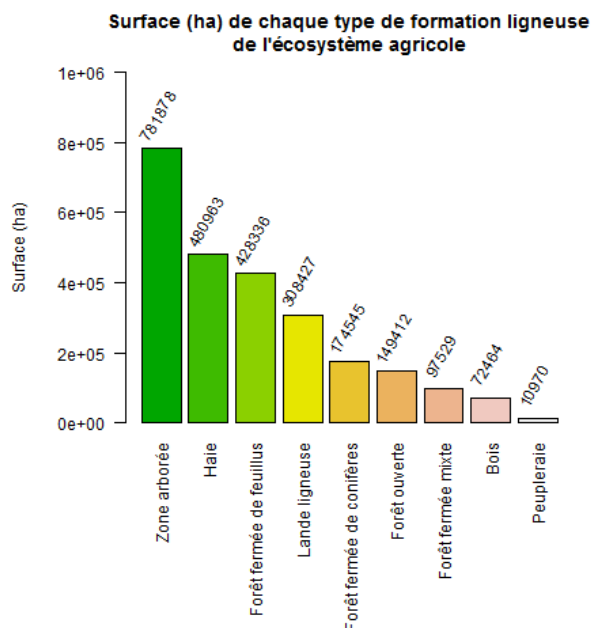


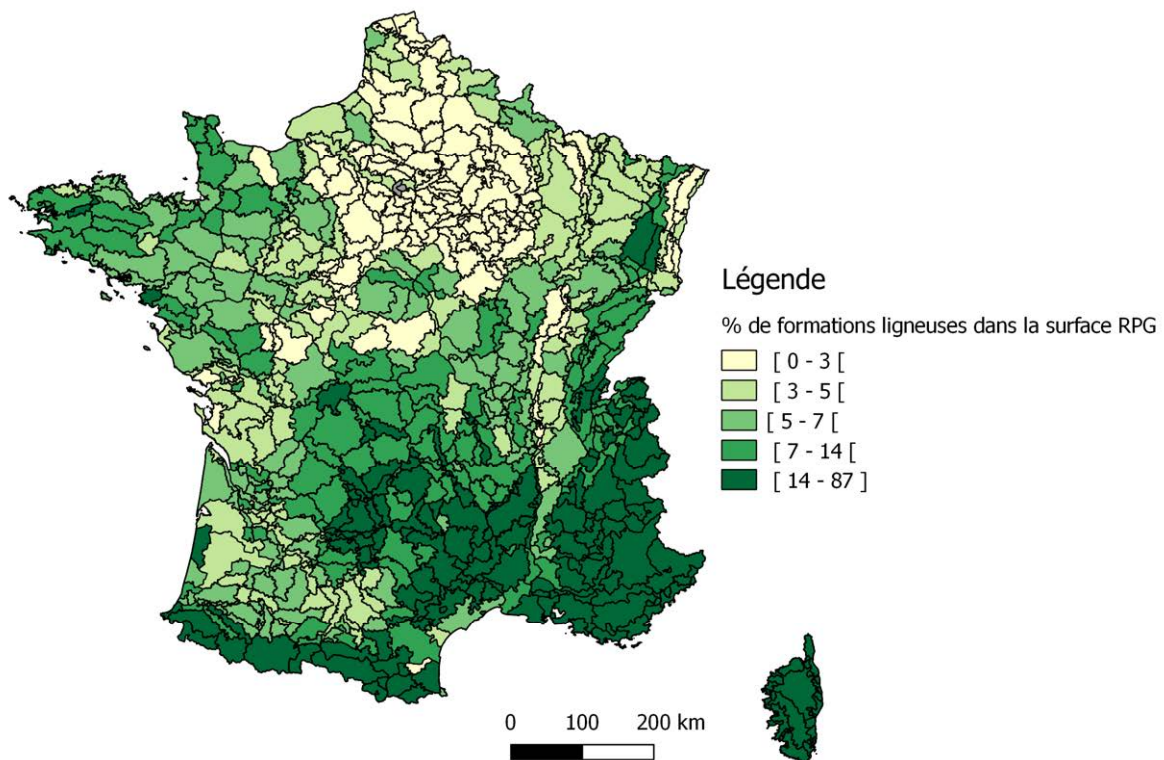
Tableau 5-1. Statistique sur les pourcentages de chaque type de formation ligneuse dans le RPG par PRA, toutes PRA confondues (712)

	Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
Bois	1,787E-07	1,665	5,317	5,307	7,967	18,8
Forêt fermée de conifères	9,121E-06	0,2218	0,9862	5,495	4,142	76,55
Forêt fermée de feuillus	6,149E-06	9,418	26,2	26,52	41,94	86,03
Forêt fermée mixte	6,585E-06	0,3858	1,543	4,49	5,723	33,22
Forêt ouverte	7,812E-08	0,5487	1,422	4,045	4,06	42,41
Haie	2,098E-06	3,384	25,66	29,24	48,01	90,51
Lande ligneuse	7,862E-07	0,989	2,725	7,89	8,203	83,47
Peupleraie	3,301E-09	0,1217	0,6156	2,053	1,983	29,09
Zone arborée	7,267E-06	0,08554	99,88	59,38	100	100

Tableau 5-2. Statistique sur les pourcentages de chaque type de formation ligneuse dans le RPG par PRA, dans les 481 PRA ayant moins de 15 % de zones arborées

	Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
Bois	0,06708	3,898	6,109	6,253	8,479	18,8
Forêt fermée de conifères	0,0000284	0,3391	1,177	6,067	5,121	76,55
Forêt fermée de feuillus	0,6789	19,13	32,07	32,6	45,51	86,03
Forêt fermée mixte	0,001746	0,5878	2,145	5,004	7,017	33,22
Forêt ouverte	0,002992	0,6845	1,681	4,354	4,416	42,41
Haie	0,08361	19,83	31,71	35,9	52,73	90,51
Lande ligneuse	0,007633	1,134	2,843	8,41	9,118	83,47
Peupleraie	0,0001463	0,2056	0,6995	2,225	2,242	29,09
Zone arborée	7,267E-06	0,01716	0,05092	0,1788	0,1382	5,609

Enfin, la figure 5-21 indique le pourcentage de formations ligneuses dans la surface RPG par petite région agricole en 2012. Les pourcentages les plus élevés sont observés en zone de montagne (Alpes, Pyrénées, Jura, Vosges, Massif central), dans le massif Armoricaire (Bretagne, Basse-Normandie, Pays de Loire) et sur le pourtour Méditerranéen (Languedoc).

Figure 5-21. Pourcentage de formations ligneuses dans la surface RPG 2012, par petite région agricole

Références citées dans le chapitre 5.

Section 5.1

- Agreste (2010). Pratiques culturales 2006. Agreste les Dossiers, 8.
http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier8_integral.pdf
- Agreste (2014). Enquête Pratiques culturales 2011 : Principaux résultats. Agreste Dossiers, 21.
http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier21_integral.pdf
- Agreste - Grandes cultures, prairies - Résultats France 2011 : Principaux résultats en France (Excel : 86 ko)
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturales/grandes-cultures-prairies/>
- Cavan, N., Labreuche, J., & Wissocq, A. (2016). Cultures intermédiaires: des sols de plus en plus couverts. Perspectives agricoles, (433), 10-14.
https://www.perspectives-agricoles.com/file/galleryelement/pj/d2/31/7d/ae/433_3533706090215912534.pdf
- Defrance D., Lafitte J.J., de Quatrebarbes P., Truchot C., 2007. Rapport au Ministre de l'Agriculture et de la Pêche et au Ministre de l'Ecologie, de l'Aménagement et du Développement durables sur L'utilisation de terres en jachère. Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux, Inspection Générale de l'Environnement.
- Faïq, C., Fuzeau, V., Cahuzac, E., Allaire, G., Bortzmeyer, M., Therond, O., 2013. Les prairies permanentes : évolution des surfaces en France. Analyse à travers le Registre Parcellaire Graphique. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), MEDDE, 18 pp.
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Durr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.-P., Souchere, V., Tournebize, J., Savini, I., Rechauchère, O. (2012). Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude (Rapport N° 2100450303).
- Rabaud, V. (2004). Peu de pratiques alternatives en grandes cultures. Agreste Primeur, 149(4).
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur149.pdf>
- Schott, C., Gillet, E., Jacquet, A. (2012). Teruti-Miner : Un logiciel dédié à la fouille de données annuelles sur l'occupation du sol.

Section 5.4

- Dequiedt, S., Saby, N.P.A., Lelievre, M., Jolivet, C., Thioulouse, J., Toutain, B., Arrouays, D., Bispo, A., Lemanceau, P. et Ranjard, L. (2011). Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. *Global Ecology and Biogeography*, 20 : 641-52

Section 5.5

- Meersmans, J., Martin, M. P., Laccarce, E., De Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., Lehmann, S., Saby, N. P. A., Bispo, A., and Arrouays, D. (2012). A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 841-851.
- Mulder VL, Lacoste M, Richer-de-Forges AC, Martin MP, Arrouays D (2016) National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* 263: 16-34. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.035.

Section 5.6

- Cantelaube, P., 2012. Croisement du RPG et de la couche BD-Topo Végétation. Note technique US0685 ODR-Inra.

Annexes du chapitre 5. Figures complémentaires

Figure 1- Evolution de la part des surfaces en blé tendre dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

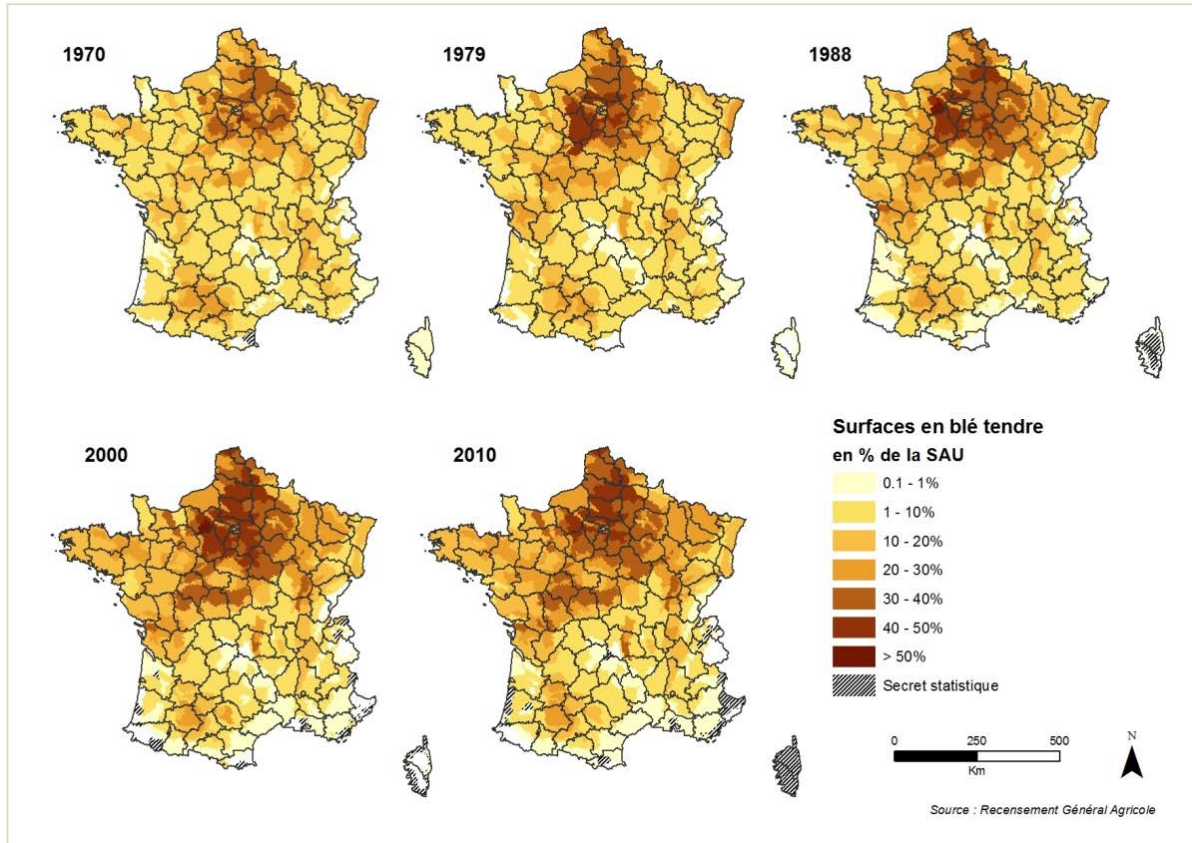


Figure 2 – Evolution de la part des surfaces en blé dur dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

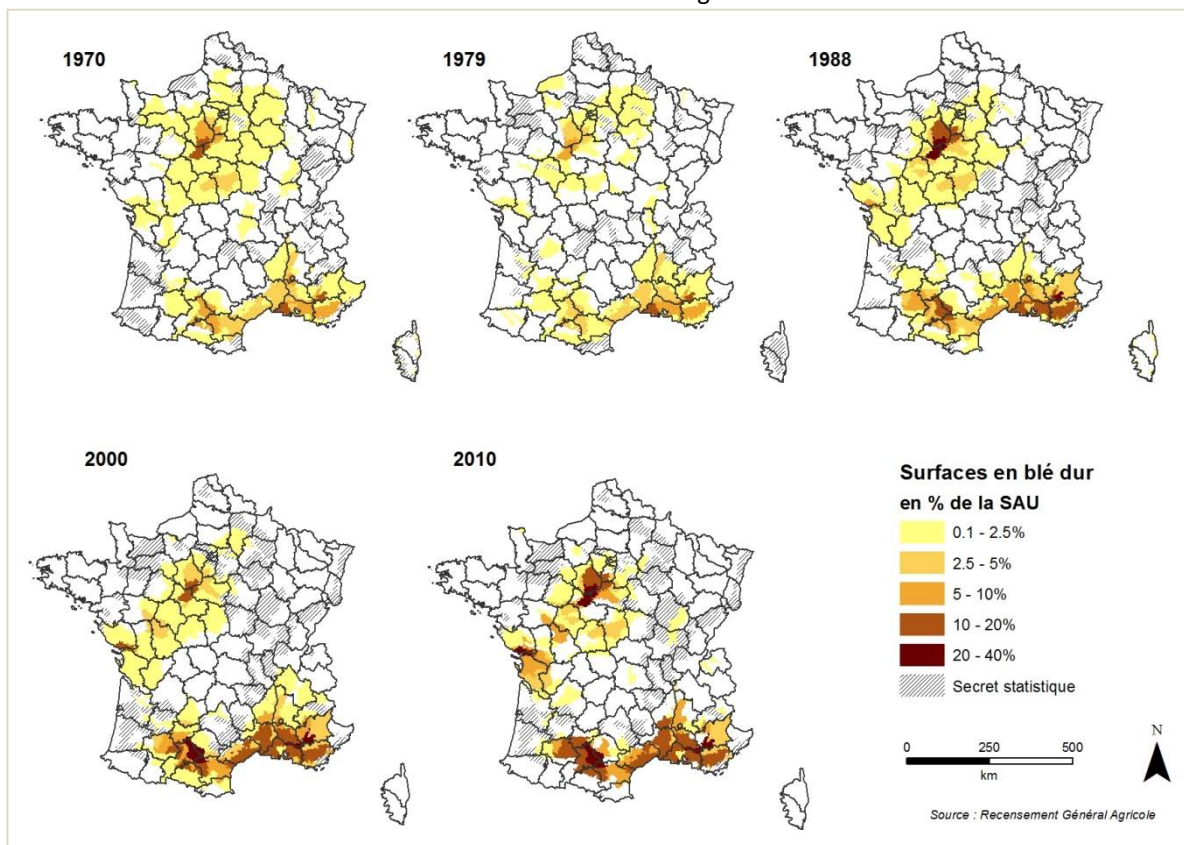


Figure 3- Evolution de la part des surfaces en orge dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

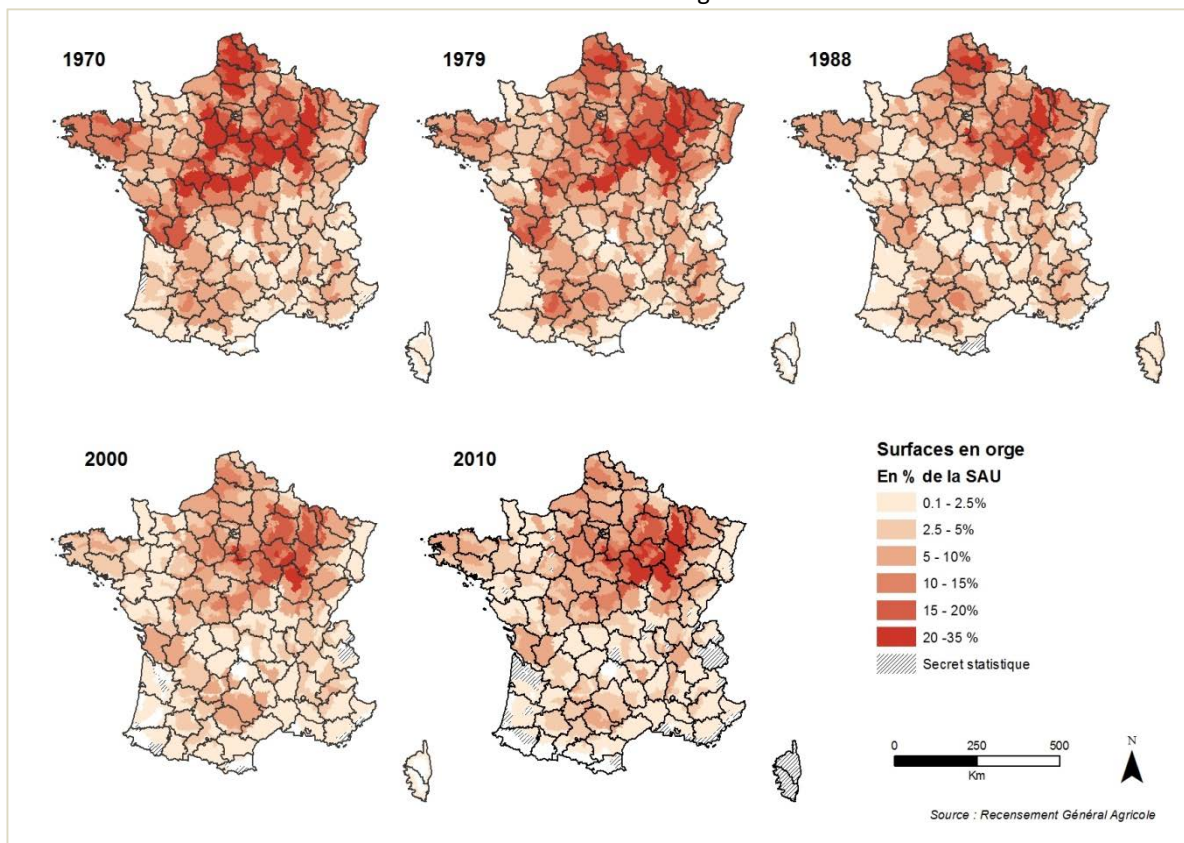


Figure 4 – Evolution de la part des surfaces en maïs grain dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

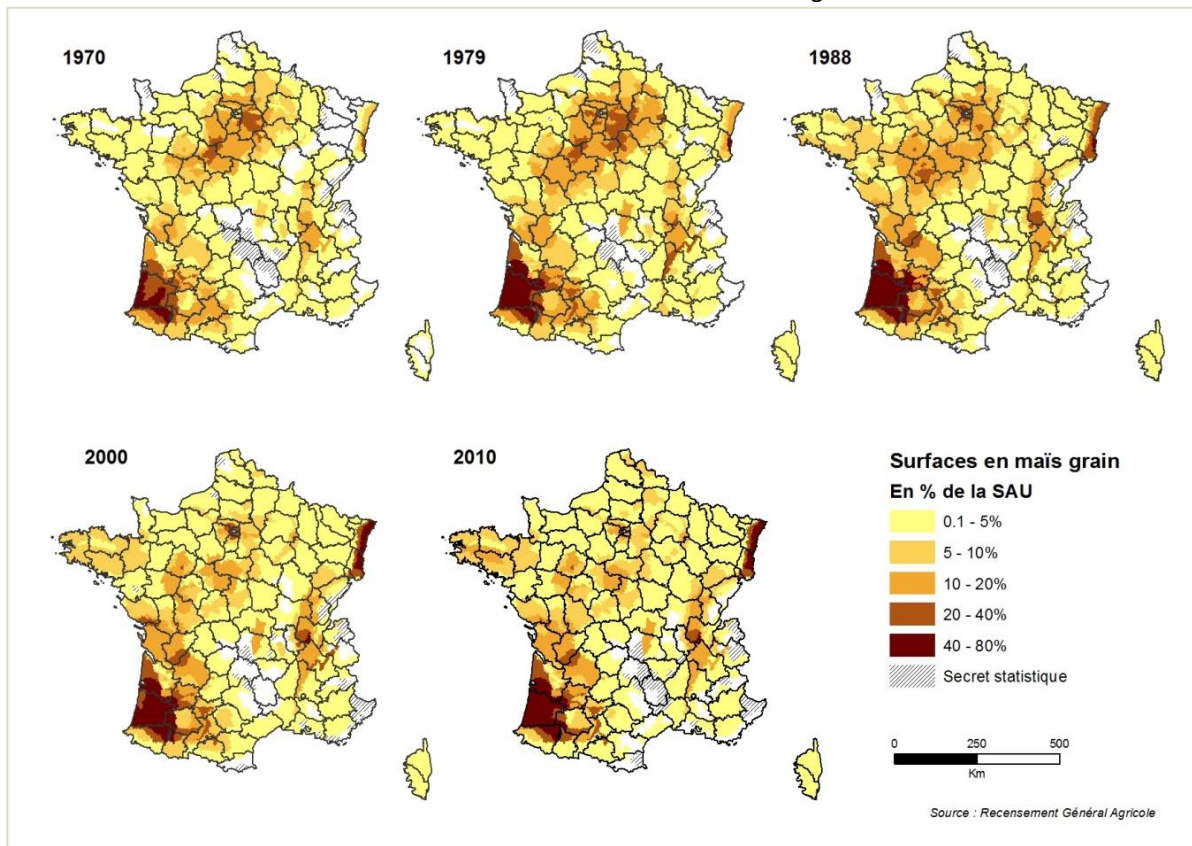


Figure 5 – Evolution de la part des surfaces en autres céréales dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

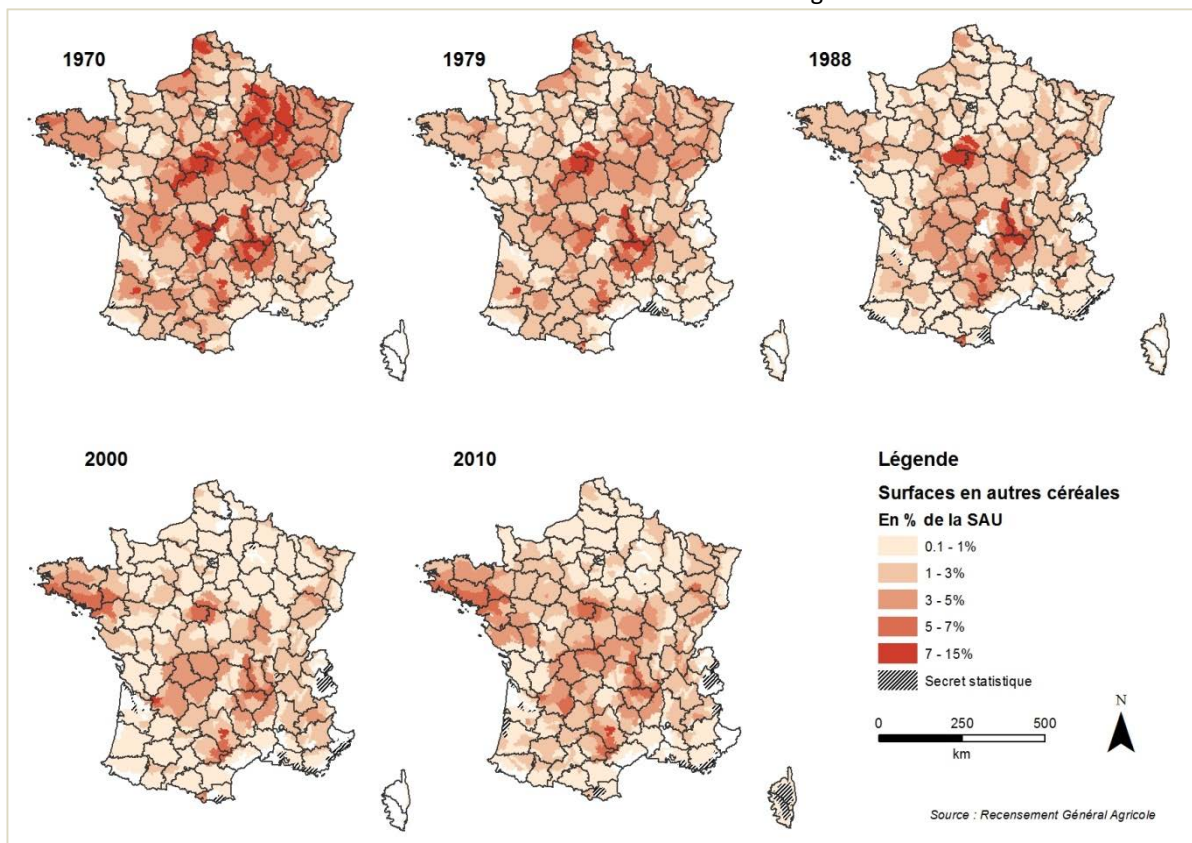


Figure 6 - Evolution de la part des surfaces en colza dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

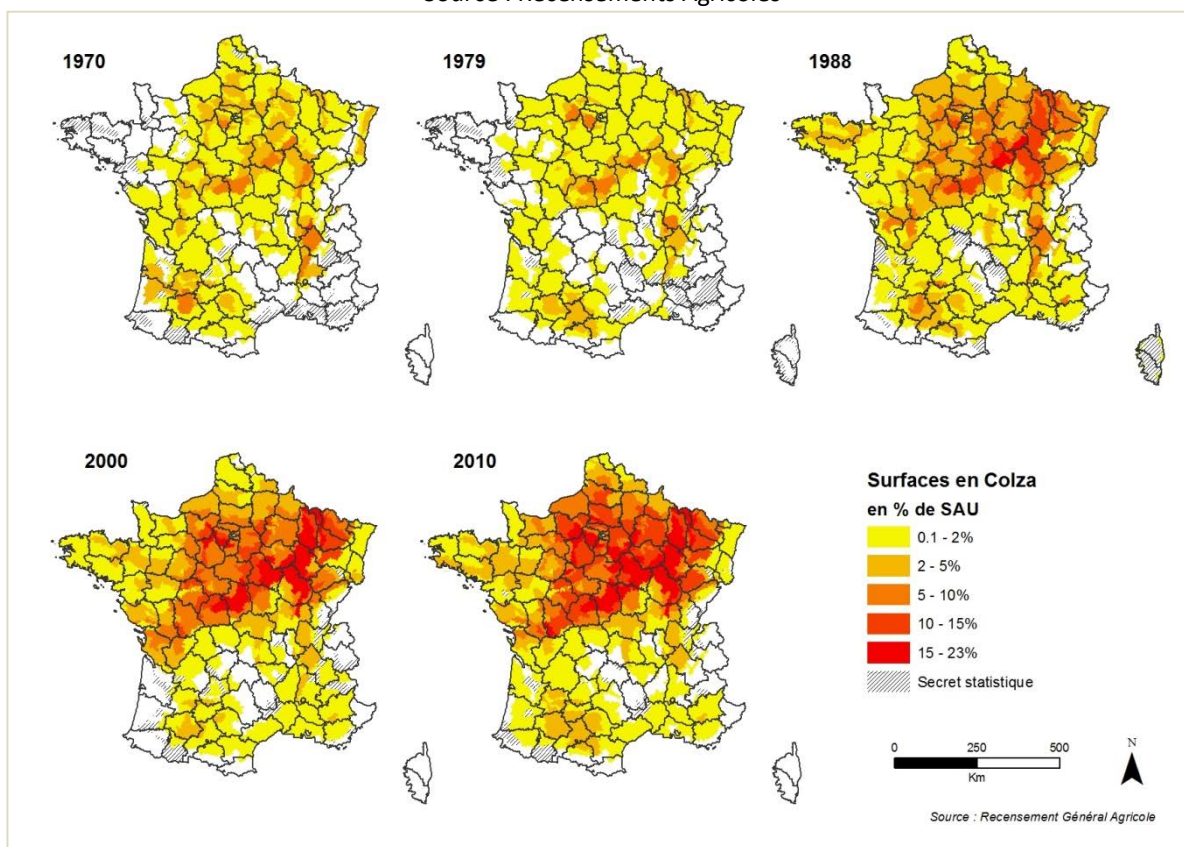


Figure 7- Evolution de la part des surfaces en tournesol dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

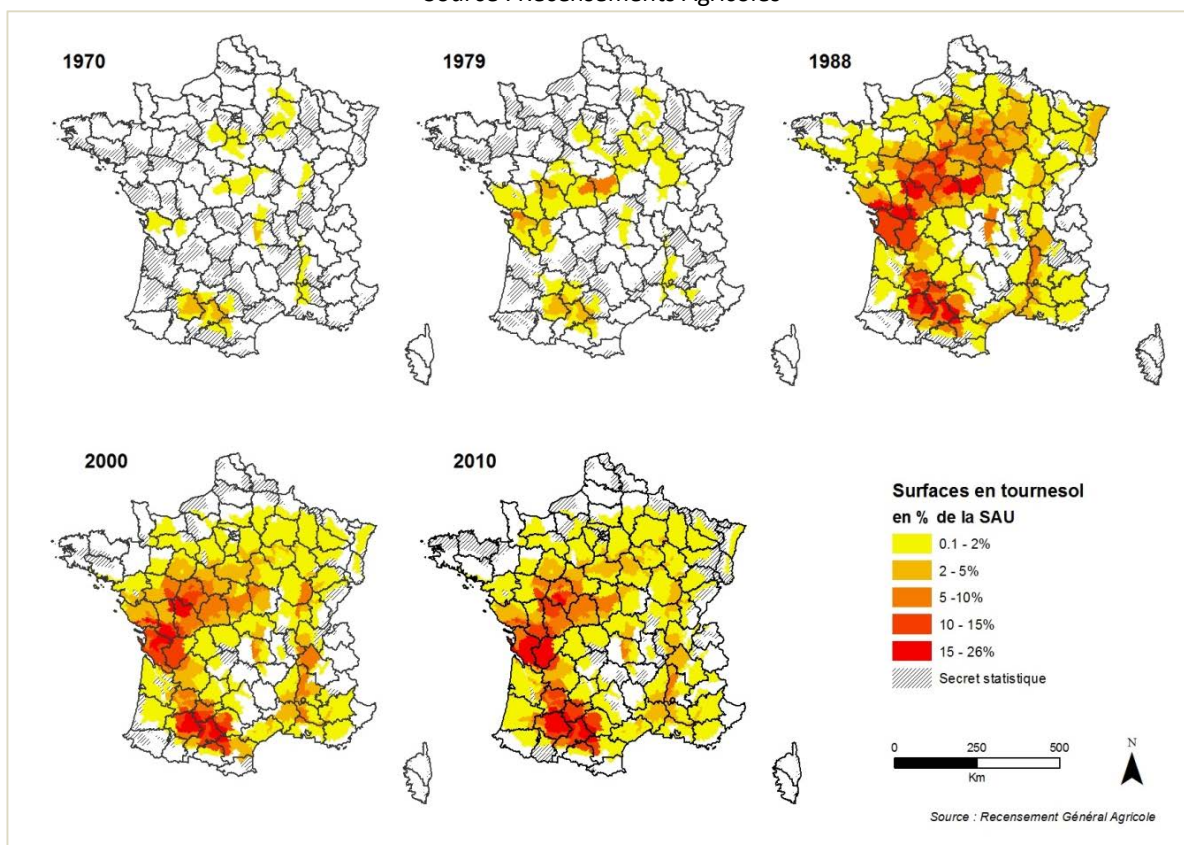


Figure 8- Evolution de la part des surfaces en betterave industrielle dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

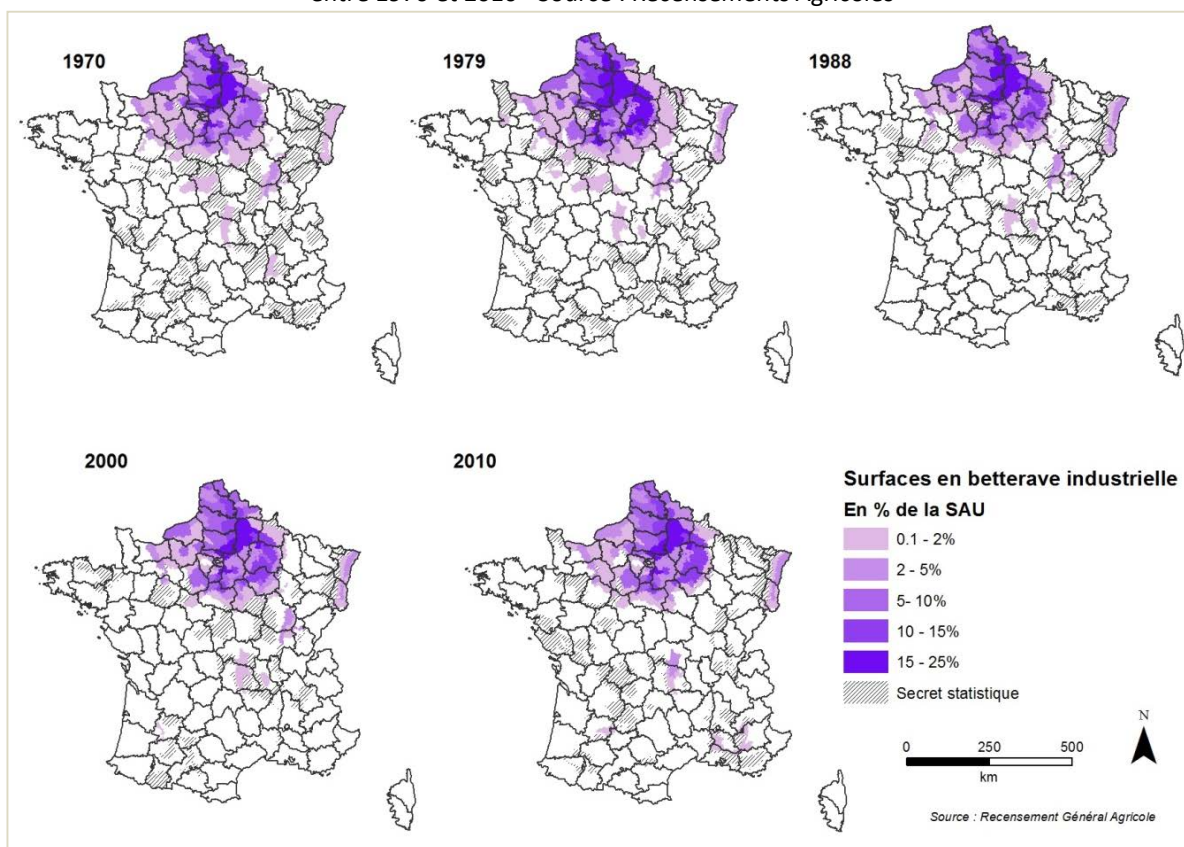


Figure 9- Evolution de la part des surfaces en pois protéagineux dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

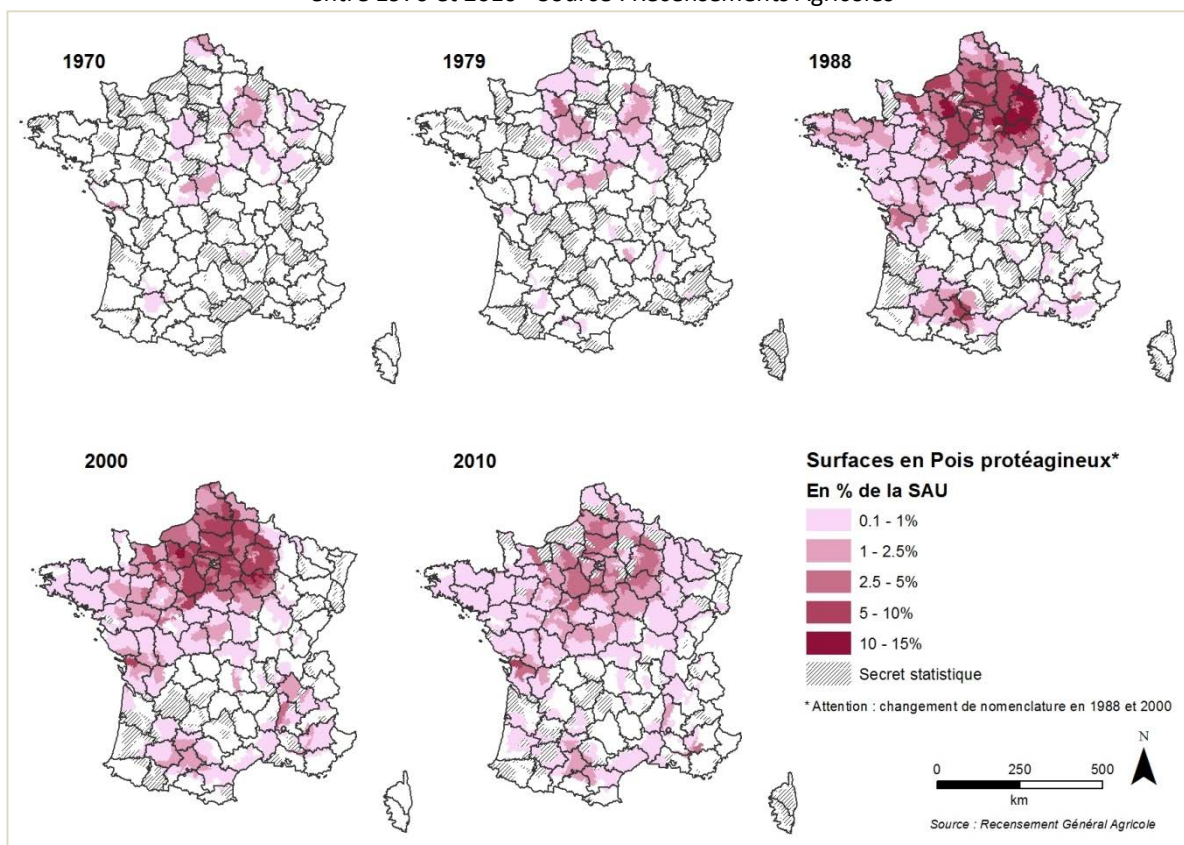


Figure 10 - Evolution de la part des surfaces en féverole dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

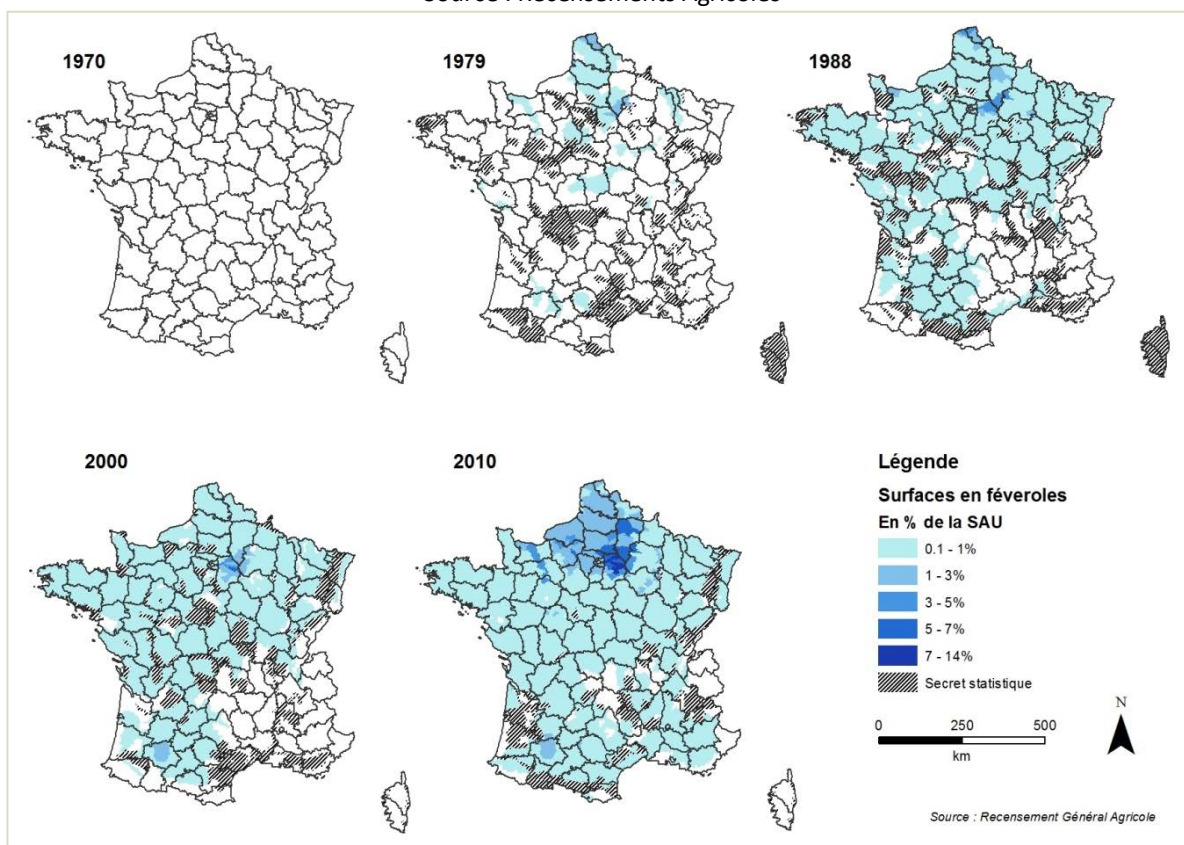


Figure 11 - Evolution de la part des surfaces en lin textile dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

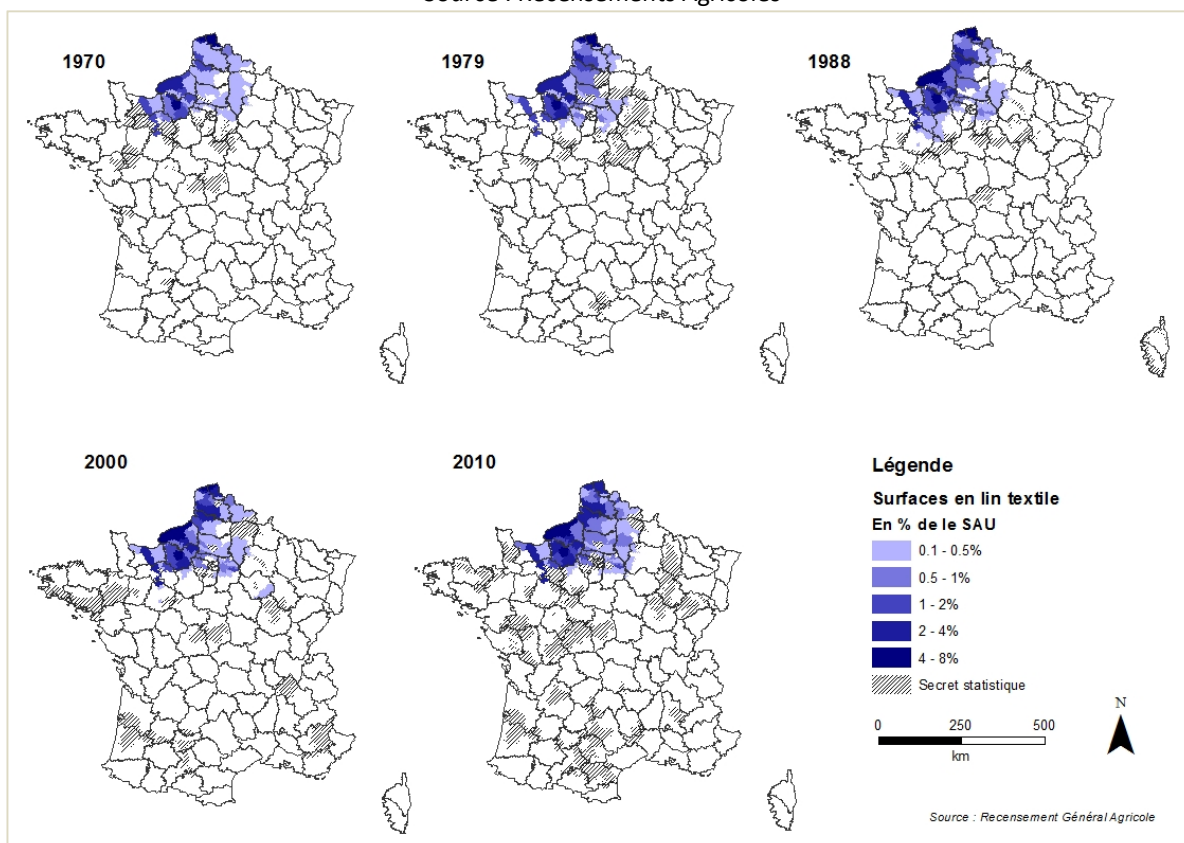


Figure 12 - Evolution de la part des surfaces en maïs fourrage dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

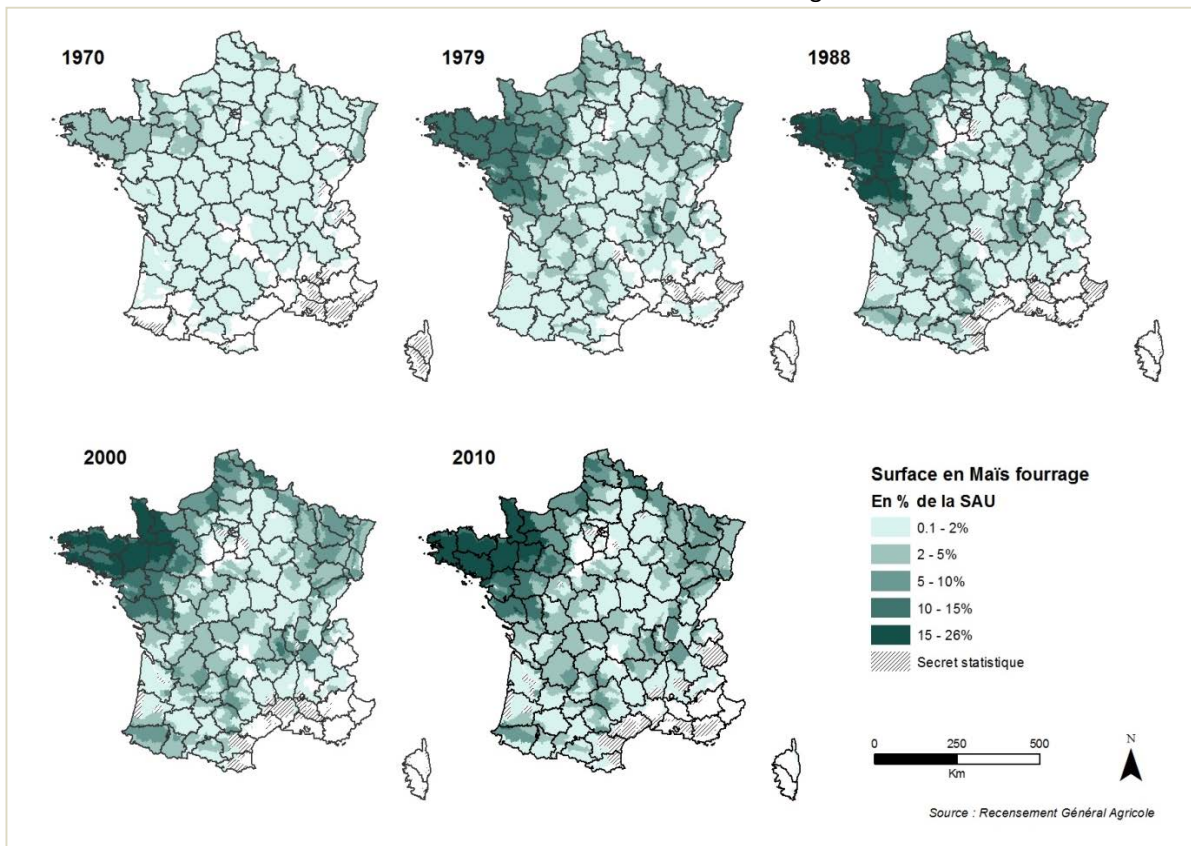


Figure 13 - Evolution de la part des surfaces en prairies temporaires dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

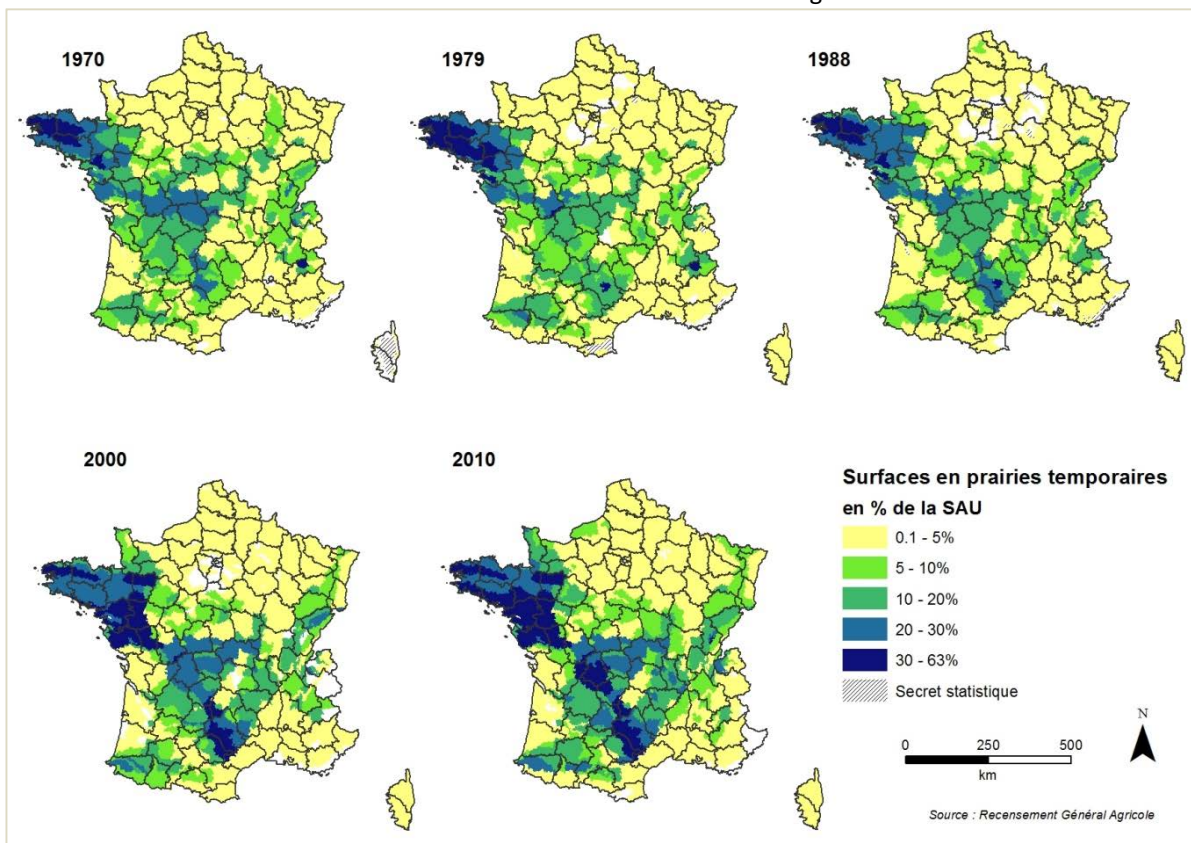


Figure 14 - Evolution de la part des surfaces en prairies artificielles dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

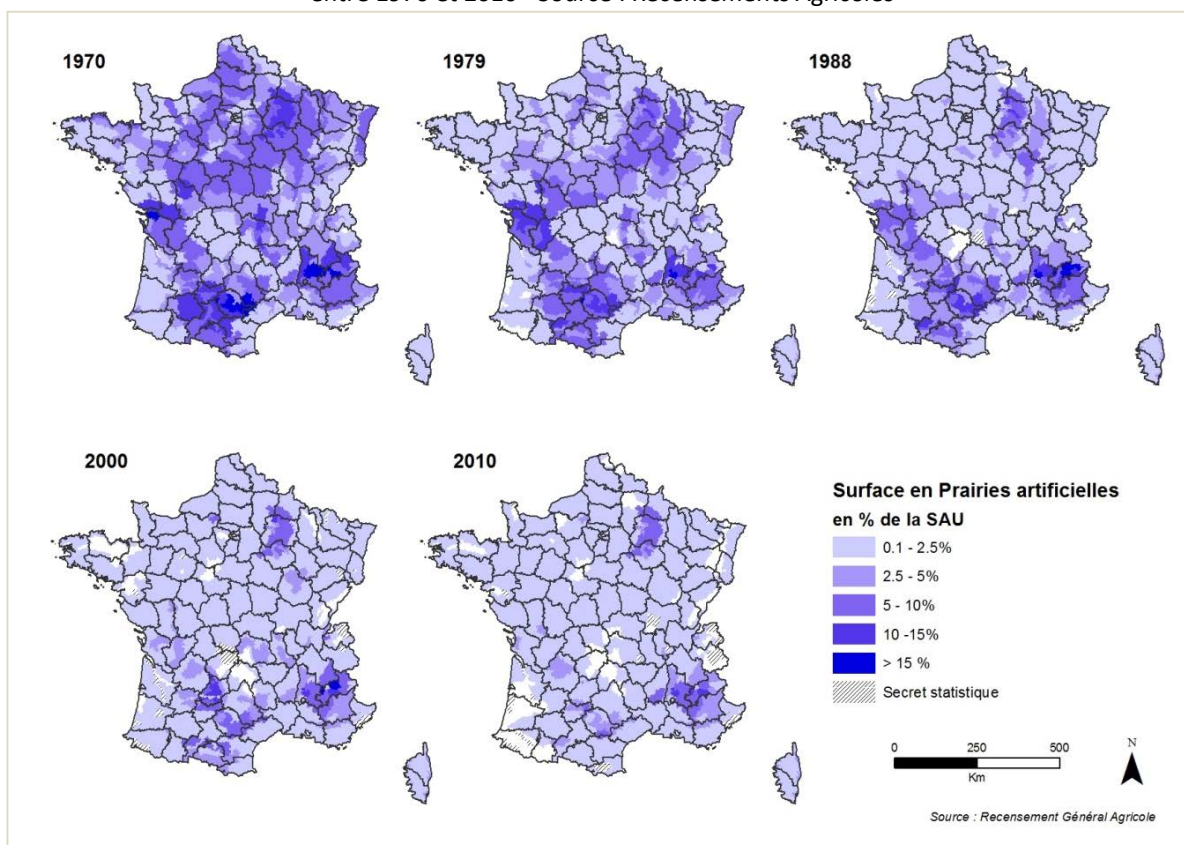


Figure 15 - Evolution de la part des surfaces en vignes dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 Source : Recensements Agricoles

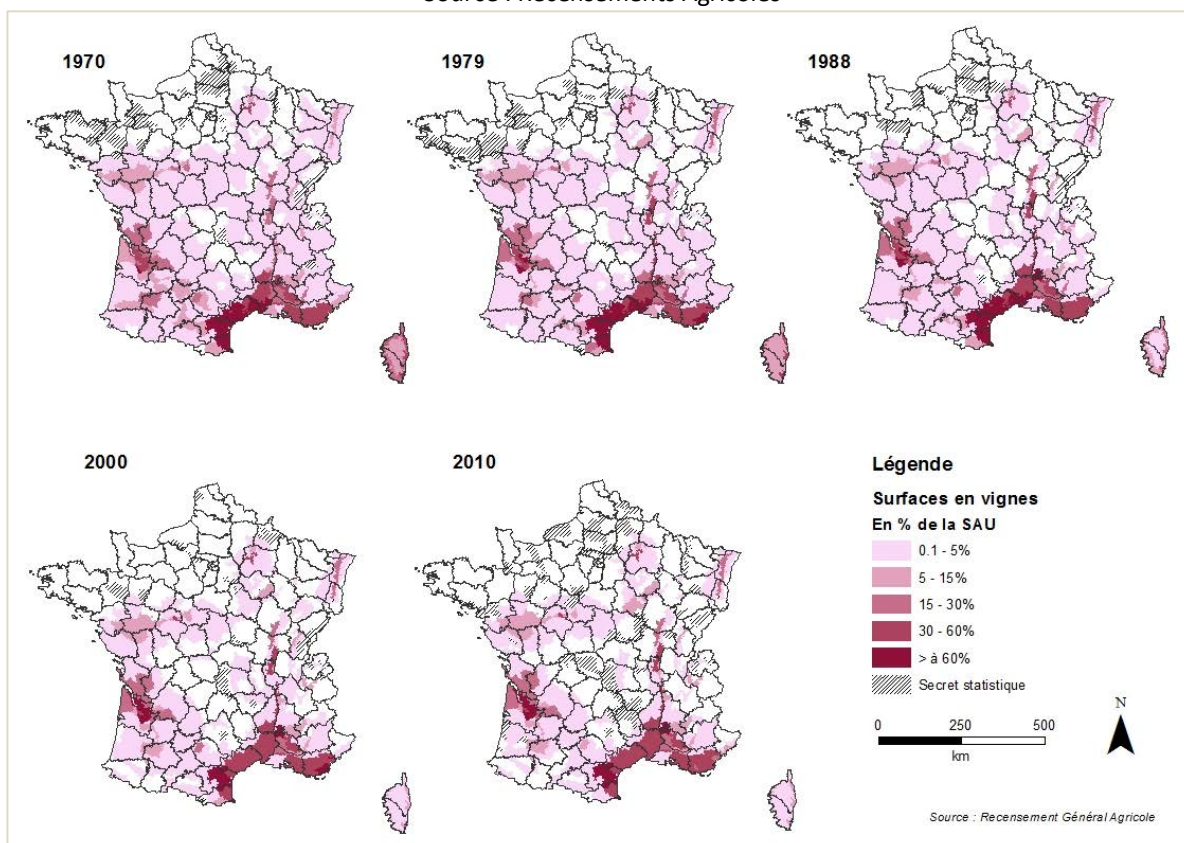


Figure 16 - Evolution de la part des surfaces en pomme de terre dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

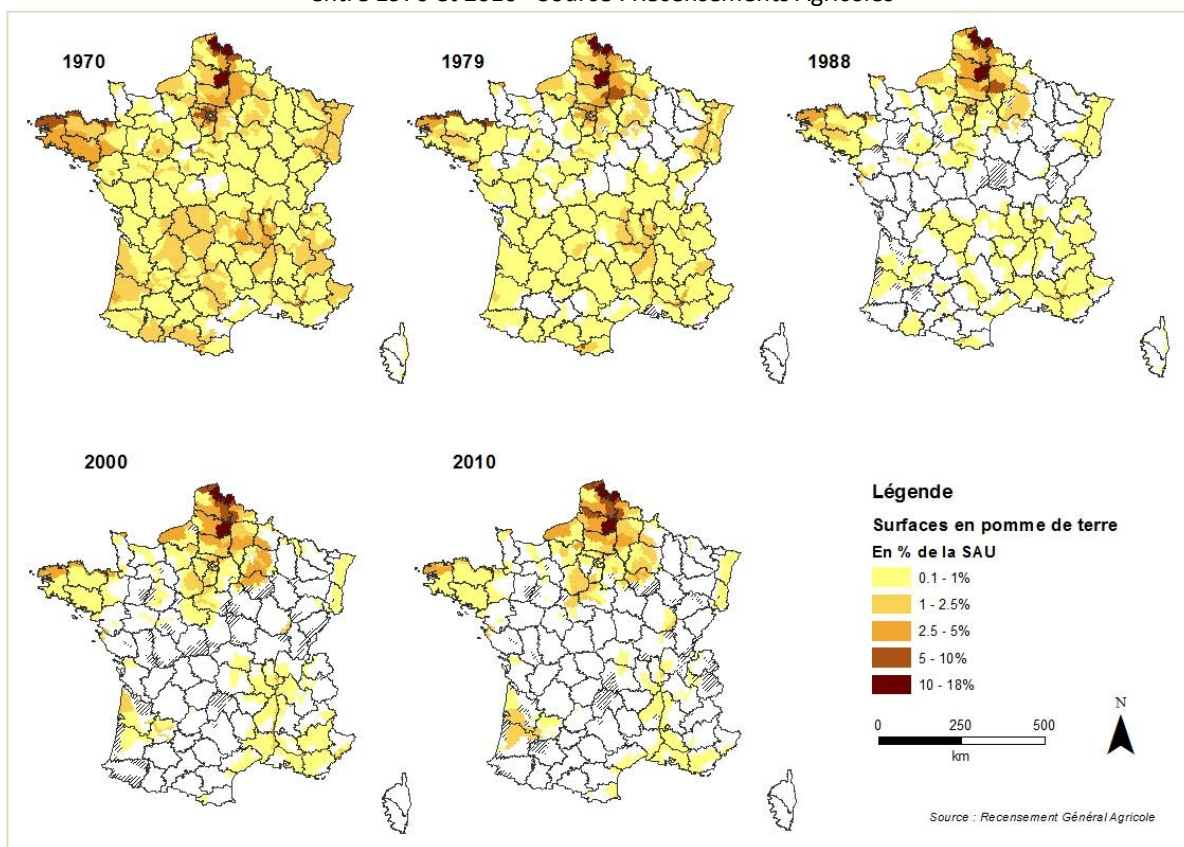


Figure 17 - Evolution de la part des surfaces en légumes de plein champ dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010 - Source : Recensements Agricoles

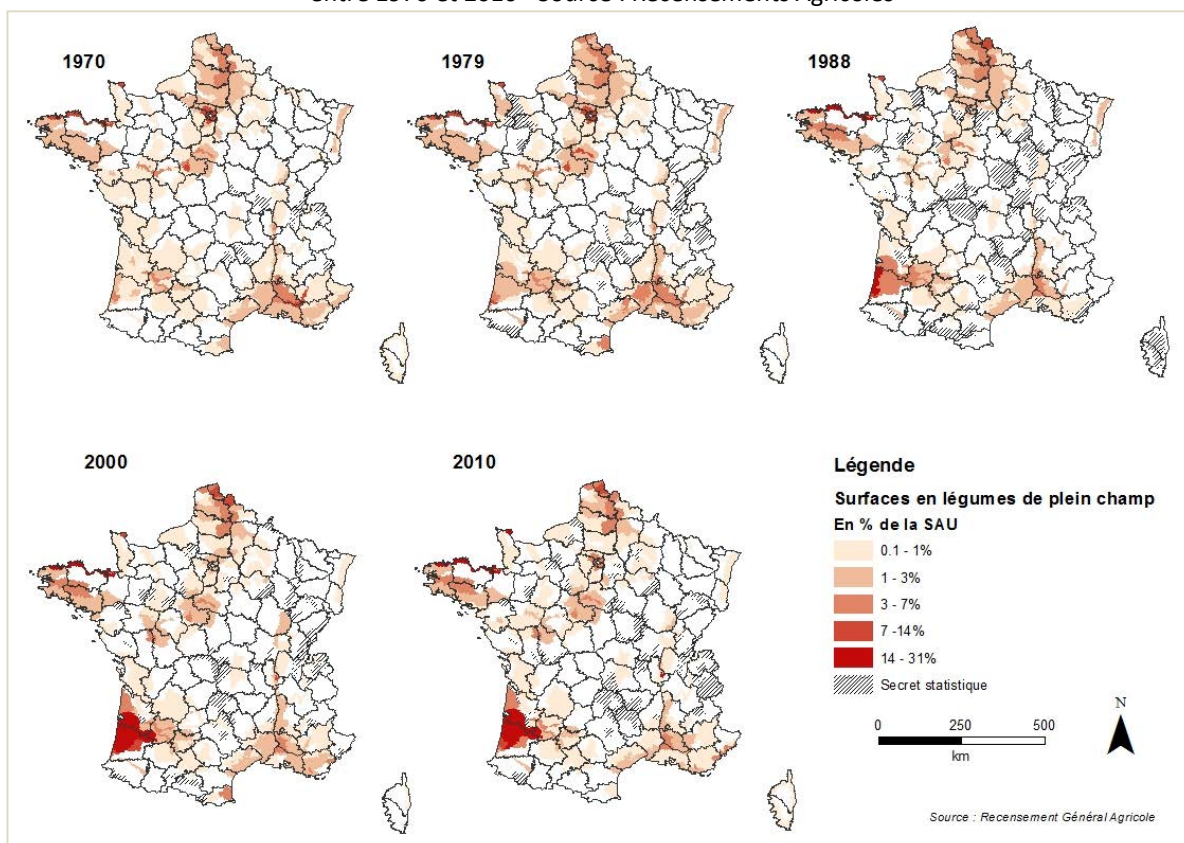


Figure 18 - Evolution de la part des surfaces en maraîchage dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

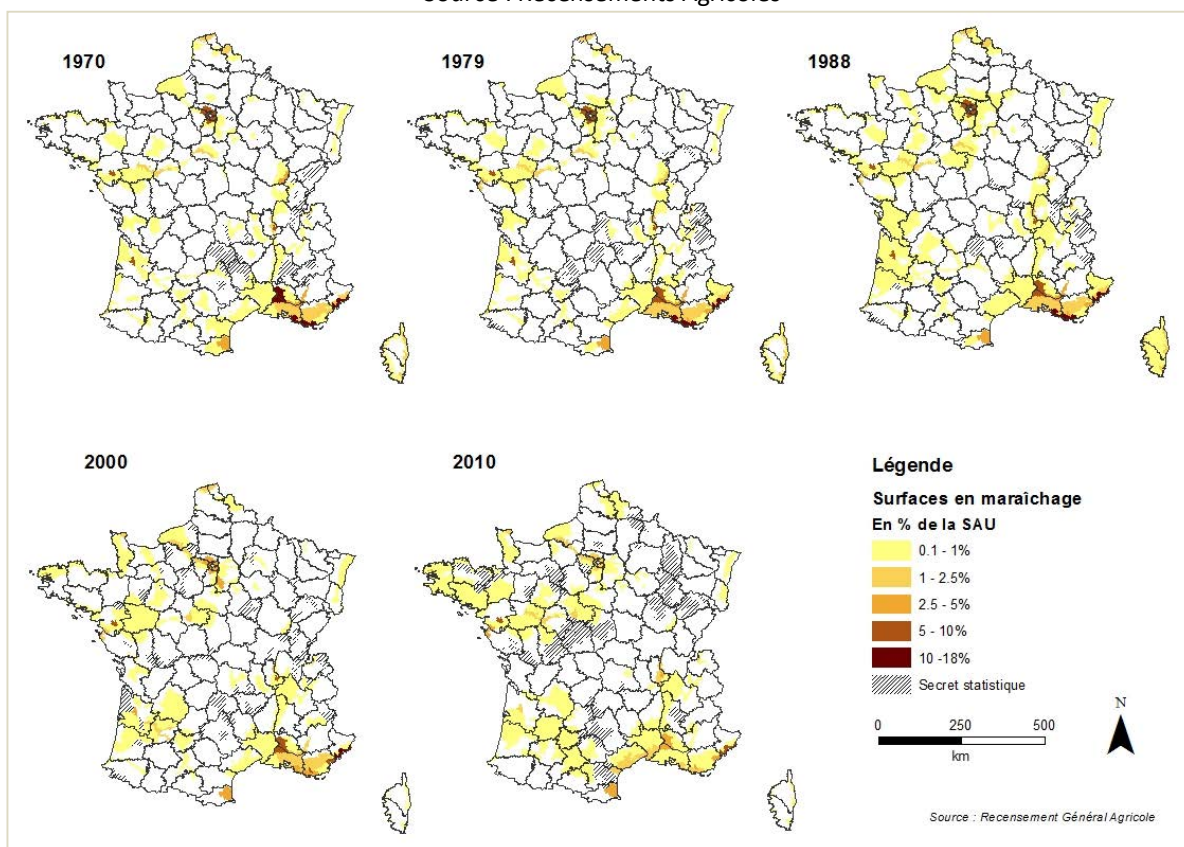


Figure 19 - Evolution de la part des surfaces en vergers dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles

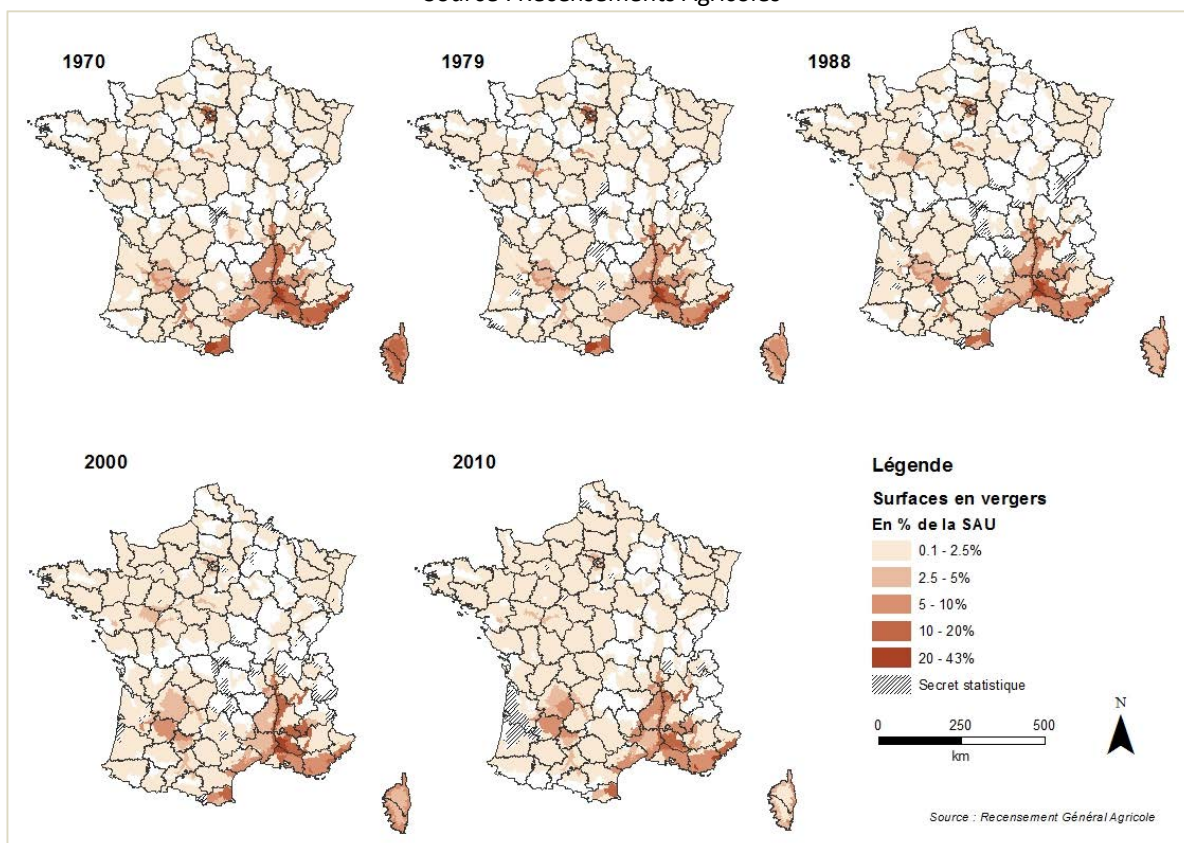


Figure 20 – Fréquence des principaux triplets de cultures par sous-période de 5 ans (par ordre décroissant)

Source : Enquêtes Teruti et Teruti-Lucas

cycle n3	1981-85	35 cycle n3	1986-90	38 cycle n3	1992-96	50 cycle n3	1996-2000	30 cycle n3	1999-2008	28 cycle n3	2006-2010	20		
nbPoints	135678	nbPoints	135678	nbPoints	146171	nbPoints	146171	nbPoints	146171	nbPoints	79280			
Mais Mais Mais	3,92	3,92	Mais Mais Mais	4,97	4,97	Mais Mais Mais	6,27	6,27	Mais Mais Mais	6,66	Mais Mais Mais	6,54	6,54	
PT PT PT	3,56	7,48	PT PT PT	3,54	8,51	Ble Mais Ble	2,52	8,79	Ble Colza Ble	3,41	10,33	Ble Colza Ble	4,61	11,15
Ble Mais Ble	3,47	10,95	Ble Mais Ble	2,6	11,11	Ble Prot Ble	2,41	11,2	Ble Mais Ble	3,28	13,61	Ble Mais Ble	3,31	13,38
Ble Ble Ble	2,51	13,46	Ble Tsoi Ble	2,54	13,65	Mais Ble Mais	2,29	13,48	Mais Ble Mais	2,81	16,42	Mais Ble Mais	2,87	16,25
Mais Ble Mais	2,33	15,78	Ble Prot Ble	2	15,68	Ble Tsoi Ble	2,22	15,71	Orge Colza Ble	2,69	19,11	Orge Colza Ble	2,77	19,02
Ble Bett Ble	2,19	17,97	Mais Ble Mais	1,94	17,59	Ble Colza Ble	1,95	17,64	Ble Orge Colza	2,57	21,66	PT PT PT	2,7	21,72
Mais Ble Ble	1,93	19,9	Ble Colza Ble	1,9	19,49	PT PT PT	1,62	19,26	Ble Tsoi Ble	2,61	24,18	Colza Ble Orge	2,61	24,33
Ble Ble Orge	1,89	21,79	Orge Colza Ble	1,89	21,38	Ble Bett Ble	1,59	20,85	Ble Prot Ble	2,37	26,55	Ble Orge Colza	2,6	26,95
Ble Ble Mais	1,64	23,43	Ble Ble Ble	1,65	23,08	Orge Colza Ble	1,44	22,29	Colza Ble Orge	1,94	28,49	Jach Jach Jach	2,45	29,38
Mais Ble Ble	1,57	25	Ble Orge Colza	1,52	24,55	Mais Mais Ble	1,48	23,72	Ble Bett Ble	1,77	30,26	Ble Tsoi Ble	2,05	31,44
Mais Ble Orge	1,47	26,47	Ble Bett Ble	1,48	26,08	Ble Jach Ble	1,38	25,1	PT PT PT	1,59	31,85	Ble Prot Ble	1,81	33,25
Orge Colza Ble	1,45	27,95	Mais Mais Ble	1,46	27,49	Ble Orge Colza	1,32	26,42	Jach Jach Jach	1,54	33,39	Ble Bett Ble	1,62	34,87
Ble Orge Mais	1,45	29,39	Ble Ble Orge	1,26	28,75	Jach Jach Jach	1,2	27,62	Ble Ble Ble	1,42	34,81	Ble Ble Ble	1,58	36,45
Mais Mais Ble	1,41	30,8	Ble Mais Mais	1,22	29,97	Tsoi Ble Tsoi	1,14	28,76	Mais Mais Ble	1,39	36,2	Colza Ble Ble	1,51	37,96
Bett Ble Orge	1,26	32,06	Mais Ble Ble	1,19	31,16	Ble Mais Mais	1,09	29,85	Tsoi Ble Tsoi	1,33	37,53	Mais Mais Ble	1,31	39,27
Ble Mais Mais	1,24	33,3	Colza Ble Orge	1,19	32,35	Ble Ble Ble	1,05	30,9	Colza Ble Ble	1,17	38,7	Mais Mais Ble	1,23	40,5
Ble Orge Orge	1,22	34,52	Mais Ble Orge	1,18	33,53	Colza Ble Orge	1,04	31,94	Colza Ble Colza	1,09	39,79	Tsoi Ble Tsoi	1,13	41,63
Orge Bett Ble	1,23	35,74	Tsoi Ble Tsoi	1,07	34,6	Mais Ble Orge	0,79	32,73	Ble Ble Colza	1,08	40,87	Ble Ble Orge	1,03	42,65
PA PAPA	1,14	36,88	Orge Mais Ble	1,07	35,67	Prot Ble Orge	0,74	33,47	Ble Mais Mais	1,08	41,95	Ble Ble Colza	0,94	43,59
Ble Tsoi Ble	1,11	37,99	PA PAPA	1,05	36,72	PT PT Mais	0,71	34,18	Mais Ble Orge	0,91	42,86	Colza Ble Colza	0,88	44,47
Colza Ble Ble	1,1	39,09	Ble Orge Mais	1,05	37,77	Orge Mais Ble	0,7	34,86	Ble Ble Orge	0,91	43,77	Mais Ble Orge	0,83	45,3
Ble Colza Ble	1,09	40,18	Tsoi Ble Ble	1,01	38,78	Orge Prot Ble	0,7	35,58	Orge Mais Ble	0,8	44,57	Ble Orge Mais	0,79	46,09
Ble Orge Bett	1,06	41,24	Colza Ble Ble	0,95	39,73	Ble Ble Orge	0,69	36,27	Ble Orge Mais	0,77	45,34	Orge Mais Ble	0,76	46,85
Ble Orge Colza	1,05	42,29	Ble Ble Mais	0,87	40,6	Ble Orge Mais	0,68	36,95	Tsoi Ble Colza	0,74	46,08	Mais Ble Ble	0,73	47,58
Colza Ble Orge	0,95	43,24	Ble Orge Orge	0,85	41,45	Prot Ble Bett	0,68	37,63	Prot Ble Orge	0,74	46,82	Ble Orge Orge	0,68	48,26
Bett Ble Bett	0,92	44,16	Ble Ble Tsoi	0,82	42,27	Mais Ble Ble	0,59	38,22	Orge Prot Ble	0,72	47,54	Prot Ble Orge	0,64	48,9
Ble Orge Ble	0,88	45,04	Orge Bett Ble	0,8	43,07	Orge Tsoi Ble	0,59	38,81	Mais Ble Ble	0,7	48,24	Ble Mais	0,61	49,51
Orge Orge Orge	0,87	45,91	Orge Tsoi Ble	0,77	43,84	Prot PT Mais	0,58	39,39	PT PT Mais	0,64	48,88	Colza Ble Mais	0,61	50,12
Ble Prot Ble	0,84	46,75	Ble Orge Bett	0,75	44,59	Tsoi Ble Ble	0,57	39,96	Prot Ble Ble	0,63	49,51	Ble Orge Ble	0,58	50,7
Bett Ble Ble	0,74	47,49	Tsoi Ble Orge	0,72	45,34	Prot Ble Ble	0,56	40,52	Tsoi Ble Ble	0,62	50,13	PT PT Mais	0,57	51,27
Orge Ble Orge	0,66	48,15	Bett Ble Orge	0,71	46,02	PA PA PA	0,56	41,08	Prot Ble Bett	0,59	50,72	Tsoi Ble Ble	0,56	51,83
PT PT Mais	0,64	48,79	Orge Prot Ble	0,7	46,72	PT Mais Ble	0,54	41,62	PT Mais Ble	0,57	51,29	Orge Prot Ble	0,55	52,38
Ble Ble Colza	0,58	49,37	Ble Orge Ble	0,69	47,41	Orge Jach Ble	0,54	42,16	Ble Ble Mais	0,56	51,85	Ble Ble Orge	0,54	52,92
PA PA Ble	0,58	49,95	Ble Ble Colza	0,67	48,08	Ble Ble Tsoi	0,53	42,69	Ble Orge Ble	0,55	52,4	PA PA PA	0,51	53,48
Orge Ble Ble	0,57	50,52	Ble Orge Tsoi	0,66	48,74	Colza Ble Ble	0,52	43,21	Prot Ble Colza	0,55	52,95	Ble Orge Bett	0,51	53,94
Ble Ble Bett	0,56	51,08	Ble Orge Prot	0,62	49,36	Ble Orge Prot	0,52	43,73	Ble Orge Prot	0,54	53,49	Colza Ble Tsoi	0,5	54,44
Ble Ble Tsoi	0,54	51,62	Ble Ble Prot	0,62	49,98	Mais Ble Colza	0,54	44,25	Mais Ble Colza	0,54	54,05	Orge Bett Ble	0,49	54,95
Orge Tsoi Ble	0,53	52,15	Prot Ble Orge	0,6	50,58	Bett Ble Prot	0,51	44,76	Tsoi Ble Orge	0,53	54,56	Prot Ble Ble	0,47	55,4
Orge PT PT	0,53	52,68	Tsoi Ble Mais	0,58	51,16	Ble Orge Ble	0,51	45,27	Ble Orge Orge	0,53	55,09	Prot Ble Bett	0,47	55,87
Orge PA PA	0,52	53,2	PT PT Mais	0,56	51,72	Tsoi Ble Orge	0,51	45,78	Mais Ble PT	0,53	55,62	Ble Orge Prot	0,47	56,34
Orge Mais Mais	0,52	53,72	Prot Ble Ble	0,55	52,27	Ble Ble Mais	0,48	46,26	Bett Ble Prot	0,52	56,14	Tsoi Ble Orge	0,46	56,8
PT Mais Mais	0,51	54,23	Bett Ble Bett	0,53	52,8	Ble Bett Bett	0,48	46,74	PA PA PA	0,52	56,66	PT PT	0,45	57,26
Prot Ble Ble	0,46	54,69	Orge Orge Orge	0,52	53,32	Colza Ble Colza	0,47	47,21	Orge Tsoi Ble	0,51	57,17	PA PA PA	0,45	57,71
Ble Orge Tsoi	0,46	55,15	Prot Ble Bett	0,5	53,82	Ble Orge Orge	0,46	47,67	Colza Ble Tsoi	0,51	57,68	Colza Ble Prot	0,43	58,14
PT PT Ble	0,45	55,6	Mais Ble Tsoi	0,49	54,31	Ble Ble Prot	0,46	48,13	Bett Ble Orge	0,51	58,19	Tsoi Ble Colza	0,42	58,56
Ble Ble Prot	0,44	56,04	PT Mais Mais	0,48	54,79	PT Mais Mais	0,46	48,59	Orge Bett Ble	0,49	58,68	Mais Ble PT	0,42	58,98
Ble Aut_Cer Ble	0,43	56,47	Orge Mais Mais	0,48	55,27	Jach Ble Orge	0,46	49,05	Ble Bett Ble	0,47	59,15	Mais Ble Colza	0,41	59,39
Orge Orge Ble	0,43	56,9	Mais Tsoi Ble	0,45	55,72	Orge Bett Ble	0,45	49,5	Bett Ble Bett	0,47	59,62	Ble Ble Tsoi	0,41	59,8
Ble Orge Aut_Cer	0,43	57,33	Bett Ble Prot	0,44	56,16	Ble Orge Tsoi	0,45	49,95	Ble PT PT	0,46	60,08	PT Mais Ble	0,4	60,2
Leg Leg Leg	0,42	57,75	Orge Ble Orge	0,44	56,6	Ble Orge Jach	0,44	50,39	Ble Ble Prot	0,46	60,54	Bett Ble Bett	0,4	60,6
Ble Pdt Ble	0,42	58,17	PA PA Ble	0,42	57,02	Ble Jach Jach	0,44	50,83	Ble Orge Bett	0,46	61	Ble Prot	0,4	61

Figure 21 – Variation du nombre de triplets de cultures représentant 50 % des surfaces en terres labourables entre sous-période de 5 ans par département - Sources : Enquêtes Teruti et Teruti-Lucas

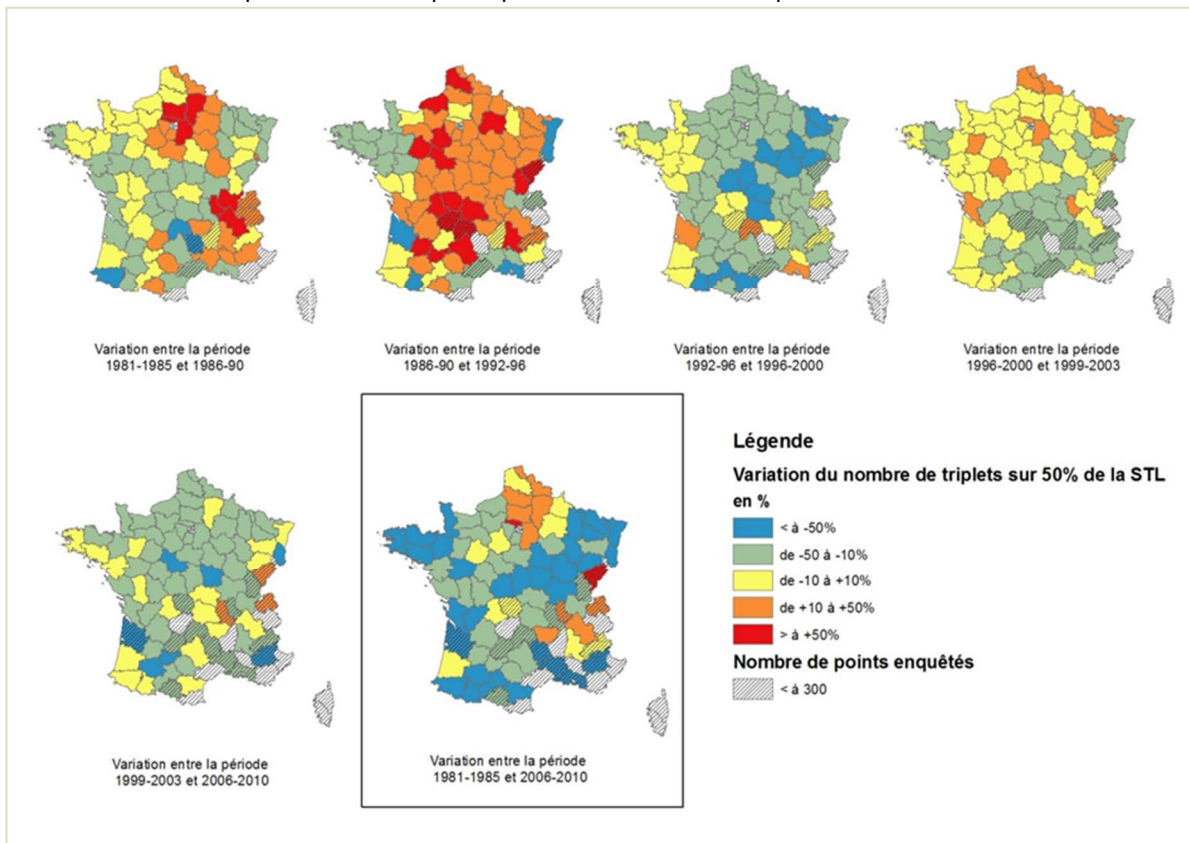


Figure 22 – Variation de la proportion des triplets colza-blé-orge et colza-blé-blé par région agricole Sources : Enquêtes Teruti et Teruti-Lucas

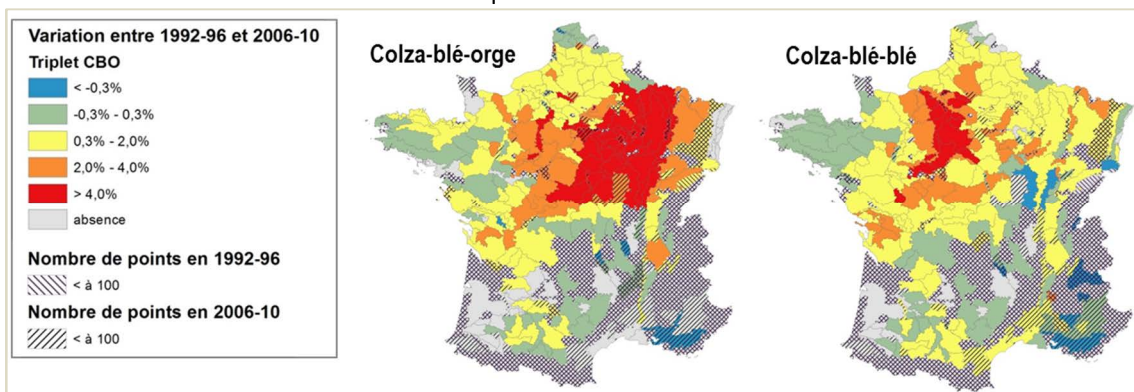


Figure 23 – Evolution de la proportion des quadruplets colza-blé-colza-blé, tournesol-blé-tournesol-blé et maïs-blé-maïs-blé dans les terres labourables par région agricole
Sources : Enquêtes Teruti et Teruti-Lucas

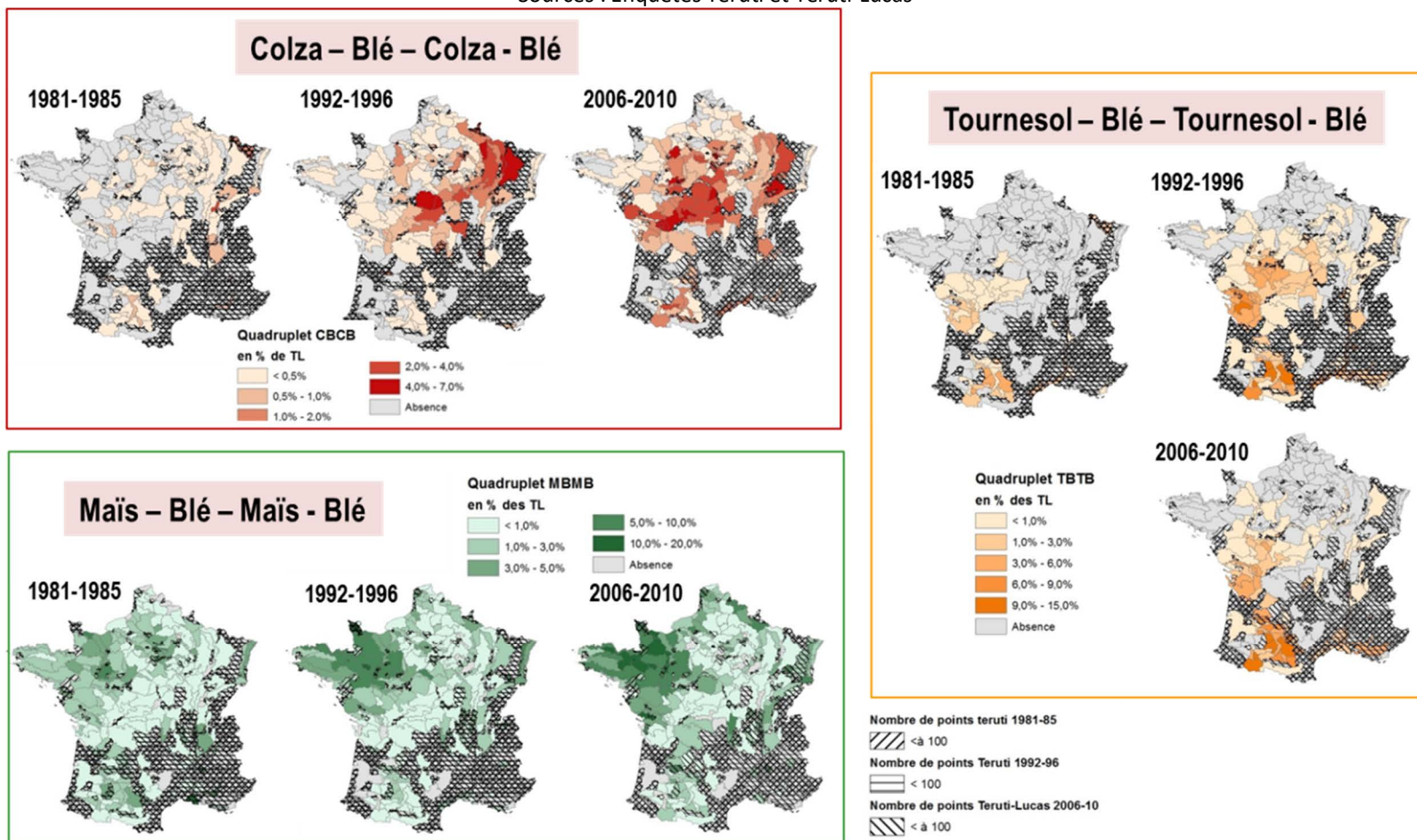


Tableau 1. Surfaces en cultures intermédiaires et dérobées et proportion avant cultures de printemps en 2000 et 2010

Source : Recensements Agricoles

	Surface en cultures intermédiaires (10 ³ ha)		Proportion de cultures intermédiaires avant cultures de printemps (%)		Evolution des surfaces en cultures intermédiaires entre 2000 et 2010	
	2000	2010	2000	2010	(%)	(% des cultures de printemps)
Ile de France	14	70	8	42	410	411
Champagne Ardennes	34	210	10	54	522	420
Picardie	82	231	24	58	182	139
Haute Normandie	20	67	25	42	235	69
Centre	20	139	5	34	580	604
Basse Normandie	9	108	14	44	1098	206
Bourgogne	6	53	3	32	827	823
Nord Pas de Calais	49	135	32	57	178	79
Lorraine	3	20	5	15	520	190
Alsace	7	33	5	21	345	307
Franche Comté	3	14	6	21	316	276
Pays de Loire	85	241	33	50	184	50
Bretagne	127	404	64	85	217	32
Poitou Charentes	18	88	4	19	386	390
Aquitaine	29	72	6	15	146	155
Midi Pyrénées	18	40	4	8	117	141
Limousin	2	6	10	15	203	49
Rhône Alpes	15	40	7	19	173	167
Auvergne	4	14	5	15	286	189
Languedoc Roussillon	2	4	4	10	117	165
Provence Alpes Côte d'Azur	1	4	3	17	216	445
France	548	1 992	13	38	263	195

Chapitre 6.

Facteurs de changement directs et indirects :

Facteurs exogènes qui modulent la fourniture de SE

Sommaire

6.1. Traitements phytosanitaires.....	155
6.1.1. Les pratiques phytosanitaires à l'échelle de la France : analyse comparative.....	156
6.1.1.1. Les quantités de matières actives apportées par culture à l'échelle de la France.....	156
6.1.1.2. Le nombre moyen de matières actives apportées par culture à l'échelle de la France.....	157
6.1.1.3. Le pourcentage de surfaces traitées par type de traitement.....	157
6.1.1.4. Le nombre de passages et de produits utilisés par type de traitement phytosanitaire.....	160
6.1.2. Les pratiques phytosanitaires analysées culture par culture à l'échelle régionale.....	162
6.1.2.1. Le blé tendre	162
6.1.2.2. Le colza.....	164
6.1.2.3. Le maïs	166
6.2. Pratiques de fertilisation azotée.....	169
6.2.1. Historique des pratiques de fertilisation azotée minérale	170
6.2.2. Evolution de la part de fertilisation azotée organique et minérale depuis 1994.....	173
6.2.3. Evolution des doses et du fractionnement de la fertilisation minérale	175
6.2.4. Le raisonnement de la fertilisation azotée.....	180
6.2.4.1. La prise en compte de la fertilisation organique	180
6.2.4.2. La prise en compte de la dose habituelle.....	181
6.3. Travail du sol : évolution de la pratique de non labour.....	182
6.3.1. Analyse des TCSL par culture à l'échelle annuelle	182
6.3.2. Les TCSL à l'échelle pluriannuelle du système de culture	184
6.3.3. Localisation des TCSL en France.....	185
6.4. Irrigation	187
6.5. Climat.....	189
Références bibliographiques citées dans le chapitre 6	191
Annexes du chapitre 6. Figures complémentaires	195

Introduction

La spécialisation des assolements et la simplification des successions de cultures (voir chapitre 5) ont été rendues possibles grâce à une forte évolution des itinéraires techniques de conduite des cultures. Ainsi, les décennies 1970 et 1980 ont été marquées par la poursuite de l'intensification des systèmes de culture, initiée au sortir de la seconde guerre mondiale et permise par le développement de l'industrie chimique appliquée à l'agriculture mais aussi par le développement des grands aménagements tels que le drainage (Frejefond *et al.*, 1996) et l'irrigation (Brun *et al.*, 2006 ; Janin, 1996). La clef de voûte de la cohérence des systèmes de culture intensifs est constituée par les produits phytosanitaires, qui ont notamment permis de réduire le délai de retour des cultures sur les parcelles (Meynard et Savini, 2003 ; Schott *et al.*, 2010 ; Mignolet *et al.*, 2013). De manière générale, le raccourcissement des successions culturales favorise le parasitisme tellurique (tels que l'Aphanomyces du pois, le Phoma du colza) et les populations d'adventices, comme le piétin-verse du blé (Colbach *et al.*, 1999) ou le vulpin des champs (Chauvel *et al.*, 2001) ; la concentration des surfaces de certaines espèces végétales (telles que le colza) accroît les risques de développement d'épidémies de parasites à dissémination aérienne (Meynard et Savini, 2003 ; Meynard *et al.*, 2003). Schott *et al.* (2010) montrent ainsi que, dans le Bassin parisien, les petites régions agricoles où la spécialisation est la plus poussée sont aussi celles où les agriculteurs emploient le plus d'herbicides sur colza (effet du retour fréquent de la culture sur les mêmes parcelles, induisant une difficulté à contrôler géranium et crucifères) et le plus d'insecticides (effet des ressources trophiques abondantes sur l'accroissement des populations de phytophages spécialisés).

Pour illustration, dans le cas du blé, les agriculteurs disposent depuis les années 1970 des moyens de maîtriser la majorité des facteurs limitant la production. La nutrition azotée n'est plus un facteur limitant depuis l'apparition des engrais minéraux. Les carences azotées peuvent être prévenues grâce à la méthode des bilans et les règles de fractionnement de l'engrais. Les excès d'azote, qui peuvent accroître le risque de verse et avoir un effet préjudiciable sur le rendement, sont contournés grâce à l'apparition de variétés résistantes, ou à paille plus courte, et des régulateurs de croissance qui limitent la longueur des pailles. Il est ainsi possible d'apporter autant d'azote que nécessaire pour atteindre le potentiel de rendement de la région, sans risque de pertes importantes à la récolte liées à la verse, aux maladies (grâce aux fongicides), aux insectes parasites (insecticides) et aux mauvaises herbes (avec une large panoplie de désherbants). Finalement, c'est le fonctionnement photosynthétique du couvert qui devient, en dernier ressort, le facteur limitant la production (Meynard et Girardin, 1991). Pour maximiser l'interception de l'énergie lumineuse, il a été conseillé d'avancer les dates de semis pour allonger la durée du cycle cultural mais aussi d'augmenter les densités de semis pour accroître la surface foliaire en début de cycle (Bouchet, 1982). Ces deux pratiques augmentent les risques de maladies fongiques sur le blé, mais, là encore, sont rendues possibles par le développement de l'usage des fongicides.

La généralisation de l'usage des produits phytosanitaires a permis une uniformisation des cultures et des systèmes de production, qui s'est traduite par des rotations courtes et des paysages peu diversifiés (Meynard et Girardin, 1991 ; Butault *et al.*, 2010 ; Schmitt *et al.*, 2010). Mais, cette uniformisation a un certain nombre d'effets négatifs tant du point de vue environnemental que du point de vue agronomique. L'emploi fréquent de pesticides et l'homogénéisation des habitats ont conduit à une réduction de la biodiversité (Le Roux *et al.*, 2008 ; Vasseur *et al.*, 2013). Par ailleurs, dans les régions qui se spécialisent dans les grandes cultures, la forte diminution des apports d'effluents d'élevage et la quasi-disparition des protéagineux dans les assolements entraînent un besoin accru d'engrais azoté et donc une augmentation de la consommation d'énergie fossile et des émissions de gaz à effet de serre (Nemecek, 2008 ; Schott et Billen, 2012 ; Jeuffroy *et al.*, 2013 ; Pellerin *et al.*, 2013 ; Magrini *et al.*, 2016). Enfin, il est maintenant acquis que le raccourcissement des rotations participe également au plafonnement des rendements des grandes cultures (Jeuffroy *et al.*, 2012 ; Benett, 2012 ; Pinochet et Noël, 2012).

Ce n'est qu'au milieu des années 1980 que s'est engagée, malgré les fortes réticences des milieux professionnels agricoles, une réflexion sur l'extensification des systèmes agricoles, qui se concrétise avec la création en 1988, par le Ministère de l'Agriculture, du Comité national « extensification-diversification » (Meynard et Savini, 2003). A cette période, le contexte général de la production agricole en Europe de l'Ouest est en train de changer profondément : « l'accroissement de la productivité à l'hectare, objectif traditionnel, est remis en cause par la saturation des marchés ; l'amélioration de la qualité des produits, la maîtrise de l'environnement, la gestion de l'espace rural deviennent les maîtres-mots du cahier des charges de l'agriculture (Meynard et Girardin, 1991). La recherche et le développement agricole s'adaptent à ces nouvelles priorités et

élaborent des pistes de réflexion pour aller vers des systèmes agricoles plus intégrés¹. Les connaissances acquises sur la physiologie des cultures au champ et le fonctionnement de l'agrosystème sont mobilisées pour proposer d'autres logiques de conduite des cultures, moins intensives en utilisation d'intrants exogènes, qui sont mises à l'étude dans les années 1980 et 1990.

Les vingt dernières années sont marquées par la mise en place de différentes réglementations, en relation avec la montée en puissance des préoccupations environnementales. Ces réglementations, associées aux enjeux de maîtrise des coûts de production et de réduction de la charge de travail, qui pèsent fortement dans un contexte de forte augmentation des surfaces par exploitation agricole, induisent des changements de pratiques, dont certains vont dans le sens d'une moindre utilisation d'intrants exogènes.

Les pratiques phytosanitaires, les pratiques de fertilisation azotée minérale et organique et le travail du sol constituent trois facteurs exogènes clefs de la fourniture de services écosystémiques par les écosystèmes agricoles. Les sections 6.1, 6.2 et 6.3 présentent les évolutions qu'ont connues ces pratiques, décrites principalement sur sept cultures annuelles (blé tendre, colza, tournesol, maïs – grain et ensilage, betterave, pois). Toutefois, contrairement aux sources d'information disponibles à l'échelle nationale sur les assolements et les successions culturales, présentées en chapitre 5, les enquêtes statistiques nationales sur les pratiques culturales datent du milieu des années 1990 (la première ayant eu lieu en 1994) et ont une représentativité régionale (qui ne permet pas d'analyser la différenciation spatiale des pratiques à un grain plus fin que celui des régions administratives ou d'entités spatiales d'extension équivalente). Cette section n'aborde donc pas l'évolution des pratiques culturales avant les années 1990, hormis deux exemples portant sur l'évolution de la fertilisation minérale en France depuis 1980 et sur l'évolution des modes de conduite des cultures du blé tendre et de la betterave depuis les années 1970 dans le bassin hydrographique de la Seine (Mignolet *et al.*, 2007 ; Schott *et al.*, 2010 ; Mignolet *et al.*, 2013 ; Puech *et al.*, 2015).

L'analyse des changements de pratiques agricoles à partir de l'enquête « Pratiques culturales sur grandes cultures » nécessite quelques précautions : (i) l'enquête « Pratiques culturales » est déclarative et peut comporter des biais liés à l'influence de la réglementation sur les déclarations des agriculteurs ; (ii) l'enquête, qui porte sur une campagne agricole, est dépendante de l'effet des conditions climatiques de l'année (voir Annexe 1 de la partie 2) ; (iii) les évolutions doivent être interprétées avec précaution car, selon les cultures, l'enquête ne porte pas forcément sur le même nombre de régions d'une année à l'autre (voir Annexe 1 de la partie 2) ; (iv) pour éviter des biais liés aux choix d'échantillonnage, qui surestiment notamment le nombre de parcelles sous cahier des charges AB et MAE en 2011, nous avons fait le choix de supprimer de l'échantillon toutes les parcelles conduites avec un cahier des charges spécifique. **Les données commentées dans ces trois sections ne sont donc représentatives que des systèmes de culture hors cahiers des charges AB et MAE.**

Ce chapitre présente également quelques éléments issus des Recensements Agricoles concernant l'évolution des pratiques d'irrigation, autre facteur exogène clef de la fourniture des SE par les écosystèmes agricoles (section 6.4).

Enfin est présentée la typologie retenue dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles pour caractériser le climat, sans toutefois en examiner l'évolution passée par manque de temps et de moyens.

¹ La production agricole intégrée est définie comme « une production économique de produits de haute qualité, donnant la priorité à des méthodes écologiquement plus sûres, minimisant l'utilisation et les effets indésirables des produits agrochimiques et visant à l'amélioration de la sécurité environnementale et de la santé humaine » (Boller *et al.*, 2004).

6.1. Traitements phytosanitaires

Experts scientifiques : Catherine Migolet, Céline Schott

Ingénierie de données : Calypso Picaud, Thomas Puech, Céline Schott

Tout comme les pratiques de fertilisation, les pratiques de protection des cultures basées sur l'usage d'intrants chimiques se développent fortement à compter du milieu du XX^{ème} siècle, en parallèle au développement de l'industrie chimique appliquée à l'agriculture. L'agriculture française a, plus que d'autres, développé des systèmes de production fondés sur l'utilisation de ces produits, ce qui fait de la France le troisième consommateur mondial de produits phytosanitaires (Aubertot *et al.*, 2005). L'apparition des herbicides et des insecticides après la seconde guerre mondiale, puis des fongicides au début des années 1970 et des régulateurs de croissance à la fin de cette même décennie, modifie profondément les systèmes de culture. En 1994, 99 % des parcelles de l'enquête Pratiques culturales en blé tendre et tournesol reçoivent des pesticides, tout comme quasi 100 % des parcelles enquêtées en colza et maïs. Toutefois, l'utilisation systématique de ces produits est remise en question, avec la prise de conscience croissante des risques qu'ils peuvent générer pour les écosystèmes et pour la santé de l'homme. Cette remise en question s'accompagne de la mise en place de différentes réglementations depuis les années 1980, aboutissant en 2009 au déploiement du plan Ecophyto suivi en 2016 du plan Ecophyto 2, qui vise la réduction de 50 % de l'usage des produits phytosanitaires à l'horizon 2025.

Caractériser l'évolution des pratiques phytosanitaires est toutefois difficile, d'une part parce qu'elles sont complexes et que peu de sources d'information permettent de les renseigner à l'échelle nationale (Schott *et al.*, 2015), et d'autre part parce que différents indicateurs peuvent être utilisés, chacun présentant des avantages et inconvénients (Pingault *et al.*, 2009). Pour illustrer l'évolution de l'usage des pesticides, nous choisissons de nous appuyer sur quatre indicateurs de pression phytosanitaire calculables sur les quatre années de l'enquête Pratiques culturales² à l'échelle de la France, mais également des régions administratives, quand le secret statistique le permet (Tableaux 1, 2 et 3 en annexes) :

- la **quantité moyenne de matières actives par hectare (QMA)** appliquée par culture, France entière et par région : cet indicateur est facilement compréhensible et utilisé très largement. Toutefois, il agrège des matières actives qui sont utilisées à des doses très différentes, ce qui induit un biais important : de manière générale, sur la période étudiée, il montre fréquemment une baisse significative des quantités de matières actives appliquées à l'hectare, qui s'explique par le remplacement de matières actives anciennes qui s'utilisaient à des doses très élevées (exprimées en kg/ha) par de nouvelles molécules beaucoup plus efficaces à faible dose (exprimée en g/ha). La diminution de la QMA n'est donc pas, la plupart du temps, le signe d'une diminution de l'usage des pesticides ;
- le **nombre moyen de matières actives (MA)** utilisées par culture, France entière et par région : cet indicateur permet de quantifier la diversité des matières actives appliquées sur une culture, mais il ne prend pas en compte la dose appliquée ;
- le **pourcentage de parcelles traitées** (globalement ou par type de traitements) : même si certains traitements, tels que le désherbage, sont systématiques ou presque, d'autres sont moins fréquents ou présentent des spécificités. Cet indicateur permet de suivre certaines tendances d'évolution de l'usage des produits phytosanitaires. Il est d'autant plus important que les indicateurs suivants sont calculés sur les surfaces ayant effectivement reçu un traitement ;
- le **nombre moyen de produits et de passages par grande famille** (herbicides, fongicides et insecticides) utilisés par culture, France entière et par région : cet indicateur permet de quantifier la diversité des produits utilisés pour chaque type d'action de protection des cultures, mais il ne tient pas compte des doses appliquées ni de la composition des produits (par exemple, si un produit contient une ou plusieurs matières actives, ou si deux produits portant un nom différent ont la même composition).

² Le calcul des indicateurs est effectué sur les parcelles recevant des produits phytosanitaires. Ne sont donc pas prises en compte les parcelles qui n'en reçoivent pas du tout.

En revanche, nous n'avons pas pu utiliser l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) qui est un indicateur intéressant et fréquemment utilisé (car permettant de prendre en compte également les doses appliquées). En effet, celui-ci n'était pas disponible sur toute la période étudiée (Pingault *et al.*, 2009).

Dans un premier temps, nous déclinons ces indicateurs de manière comparative par culture à l'échelle de la France, avant d'en faire une analyse plus détaillée par culture à l'échelle des régions.

6.1.1. Les pratiques phytosanitaires à l'échelle de la France : analyse comparative

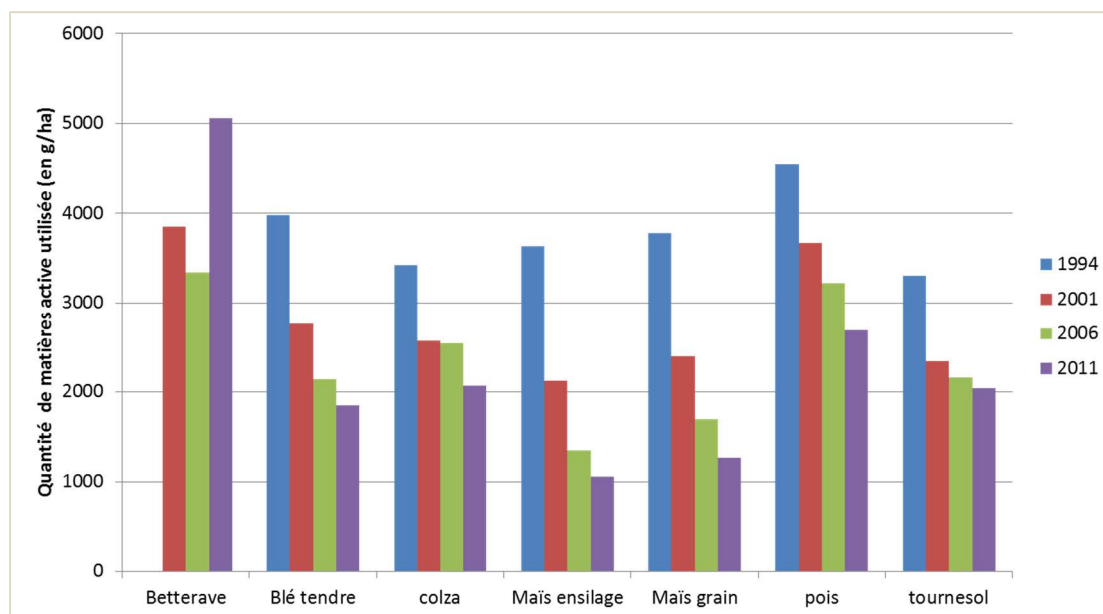
6.1.1.1. Les quantités de matières actives apportées par culture à l'échelle de la France

Par hectare d'une culture donnée, la **pomme de terre** est de loin la culture qui reçoit la plus grande quantité de matières actives (entre 25 000 g/ha en 2001 et 16 500 g/ha en 2011)³, ce qui s'explique par les nombreux traitements fongicides sous forme minérale (soufre, cuivre) qu'elle reçoit et qui sont beaucoup plus « pondéreux » que les matières actives chimiques.

La **betterave industrielle** arrive en seconde position avec un maximum de 5 000 g/ha en 2011 (Figure 6-1). Cette tendance est de surcroît à la hausse, contrairement aux autres cultures qui ont vu les quantités appliquées divisées par 1,5 à 3 entre 1994 et 2011 (et jusqu'à 3,4 pour le maïs fourrage). En 1994, toutes les cultures (sauf la betterave non enquêtée en 1994) reçoivent entre 3 300 (tournesol) et 4 500 (pois) g/ha de matières actives. En 2011, ces valeurs sont comprises, pour ces mêmes cultures, entre 1 000 (maïs ensilage) et 2 700 (pois) g/ha.

Figure 6-1. Quantités de matières actives apportées sur les différentes cultures à l'échelle de la France entre 1994 et 2011 (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011



Cette évolution s'explique essentiellement par la substitution (par interdiction ou simple retrait) des molécules dont le dosage par hectare était élevé (dites « à fort grammage » avec des doses homologuées libellées en kg/ha) remplacées par des substances actives efficaces à « faible grammage » (doses homologuées libellées en g/ha), mais également par une baisse progressive de l'utilisation des produits minéraux (cuivre et soufre) fortement

³ Cette culture ne pouvait pas figurer sur le graphique suivant, en raison d'ordres de grandeur trop différents.

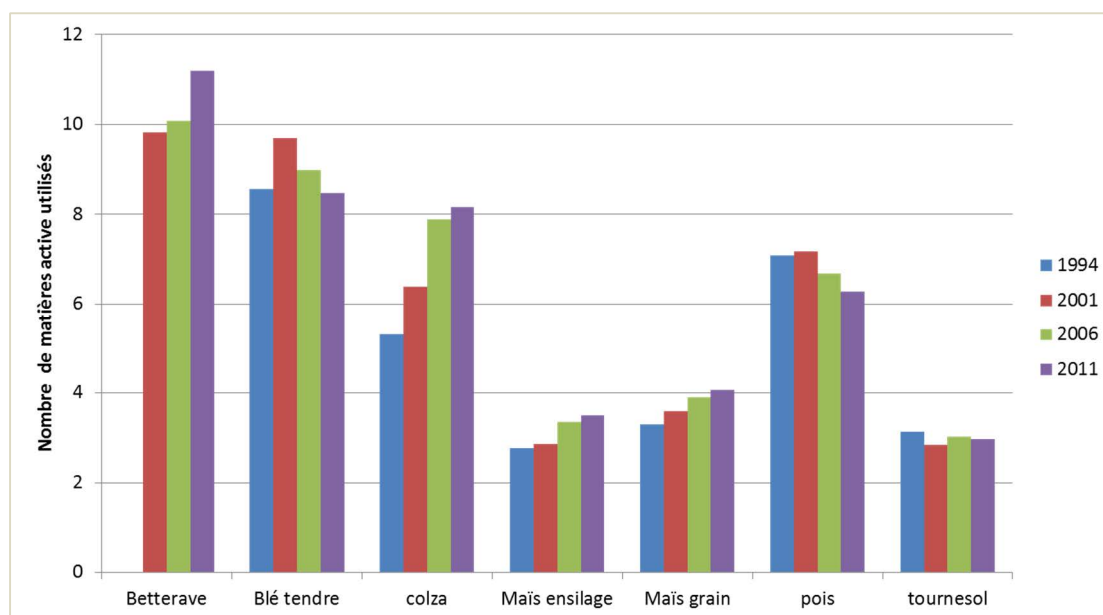
pondéreux utilisés notamment comme fongicides (Pingault *et al.*, 2009 ; Bernard et Rameil, 2006 ; Schott *et al.*, 2015). On assiste également à certains changements de pratiques comme les stratégies d’ajustement des doses utilisées, une meilleure prévention des risques (réseaux d’observation, méthodes de piégeage etc.) ou les nouvelles méthodes de lutte intégrée et/ou biologique (Cassagne, 2009 ; Bernard et Rameil, 2006 ; Rabaud, 2003), mais ceux-ci jouent de manière secondaire dans la réduction de ces QMA depuis 1994.

6.1.1.2. Le nombre moyen de matières actives apportées par culture à l’échelle de la France

Concernant le nombre de matières actives utilisées, la **betterave** arrive en tête avec 10 MA utilisées en 2001-2006 (11 en 2011 – Figure 6-2). Le **blé tendre** utilise, quant à lui, une moyenne de 9 MA (avec un maximum à 9,7 en 2001). Sur le **colza**, le nombre de MA utilisées entre 1994 (5,3 MA) et 2011 (8,2 MA) augmente fortement. Le **maïs** montre également une légère tendance à l’augmentation, mais à des niveaux beaucoup plus faibles (entre 2,8 et 3,5 MA pour le maïs ensilage ; entre 3,3 et 4,1 pour le maïs grain). Le **pois** montre une légère baisse du nombre de MA utilisées, mais reste à un niveau élevé (entre 7,2 et 6,3 MA). En revanche, le **tournesol** reste très stable dans le temps, avec en moyenne 3 MA utilisées. La **pomme de terre** (non figurée sur ce graphique) reçoit entre 6,7 et 9,9 MA entre 2001 et 2011.

Figure 6-2. Nombre moyen de matières actives utilisées sur les différentes cultures à l’échelle de la France entre 1994 et 2001 (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011



6.1.1.3. Le pourcentage de surfaces traitées par type de traitement

La figure 6-3 présente l’évolution des surfaces traitées, pour sept cultures, par principaux types de traitement (herbicides, fongicides, insecticides, molluscicides et régulateurs de croissance).

Le **blé tendre** est une culture largement consommatrice d’intrants phytosanitaires car elle reçoit à la fois des herbicides (en légère baisse, de 99 % des surfaces en 1994 à 95 % en 2011), des fongicides (de 95 % des surfaces en 1994 à 81 % en 2011), des insecticides (en baisse de 52 % en 1994 à 23 % en 2011), des molluscicides ou « anti-limaces » (autour de 5 % en 1994 et 2011, mais jusqu’à 24 % des surfaces en 2001 en raison des conditions climatiques) et enfin des régulateurs de croissance ou « raccourcisseurs de paille » qui évitent à la céréale de trop pousser en hauteur et de « verser » (en baisse également, de 61 % des surfaces en 2001 à 35 % en 2011).

Le **colza** est également une culture très largement traitée puisque les traitements herbicides, fongicides et insecticides couvrent plus de 80 % des surfaces sur toute la période : de 98 à 100 % pour les herbicides, de 84 à 93 % pour les fongicides et de 88 % à 97 % pour les insecticides. La tendance est plutôt à l'augmentation des surfaces traitées pour ces produits jusqu'en 2006, mais on note une légère baisse entre 2006 et 2011. C'est également une culture très sensible aux limaces qui reçoit un traitement molluscicide sur un quart des surfaces en 2011, voire les 2/3 en 2001. A noter également l'apparition des régulateurs de croissance sur colza en 2011 sur 10 % des surfaces.

Pour le **maïs grain** et le **maïs ensilage**, les traitements herbicides sont quasiment systématiques avec une légère baisse en 2011 (95 % des surfaces en maïs ensilage, 96 % pour le maïs grain), ce qui est à mettre en lien avec le désherbage mécanique qui s'est légèrement développé sur la dernière période⁴. Les traitements les plus fréquents sont ensuite les insecticides (en baisse, 20 % de surfaces traitées en 2011 pour le maïs grain contre 55 % en 1994, et seulement 7 % en 2011 pour le maïs ensilage contre 45 % en 1994). Cette forte baisse peut s'expliquer par le développement de traitements préventifs basés sur la lutte biologique, le maïs est la seule grande culture à en bénéficier à grande échelle (ex. trichogrammes : 120 000 ha de maïs traités en 2015⁵ contre 53000 en 1999) (Frandon *et al.*, 2002). Les molluscicides sont utilisés sur 13 à 17 % des surfaces entre 1994 et 2006 (seulement 7 % en 2011) dans le cas du maïs grain, mais très peu dans le cas du maïs ensilage (au maximum 5 % des surfaces en 2001). Les fongicides sont quasiment absents (2 % des surfaces en maïs en 1994, quasi nulle en 2011). Enfin, les régulateurs de croissance sont inexistants. Le maïs grain semble ainsi être conduit globalement de manière plus « intensive » que le maïs fourrage.

Le **tournesol**, quant à lui, est essentiellement traité avec des herbicides (sur plus de 98 % des surfaces, 94 % en 2011 en lien également avec le développement du désherbage mécanique) et des anti-limaces (jusqu'à 57 % des surfaces en 2001 et seulement 15 % en 2011). Fongicides et insecticides sont en forte baisse : les fongicides concernaient 20 % des surfaces en 1994 et 6 % en 2011, les insecticides 35 % en 1994 et 17 % en 2011.

Le **pois protéagineux** est une culture très dépendante des traitements phytosanitaires car, jusqu'en 2006, plus de 93 % des surfaces reçoivent à la fois un traitement herbicide, fongicide et insecticide. Les herbicides passent de 99 % des surfaces en 2006 à 93 % en 2011, les fongicides de 96 % à 72 % et les insecticides de 95 % à 78 %. Les anti-limaces et les régulateurs sont quasiment inexistants.

Concernant la **betterave industrielle**, la majeure partie des surfaces reçoit des traitements herbicides (99 % des surfaces), fongicides (en légère baisse, passent de 93 % en 2006 à 87 % en 2011) et insecticides (en forte baisse, de 55 % en 2001 à 18 % en 2011). Les anti-limaces sont peu utilisés et en baisse (17 % en 2001, 1 % en 2011).

Enfin, la **pomme de terre** (non présente sur le graphique ci-dessus) est de moins en moins désherbée chimiquement (de 100 % des surfaces en 2006 à 93 % en 2011), mais reçoit encore des traitements fongicides sur 97 % de ces surfaces et insecticides sur 55 % (contre 37 % en 2001). Les molluscicides sont inexistants, mais les régulateurs de croissance font leur apparition en 2011 (10 % des surfaces).

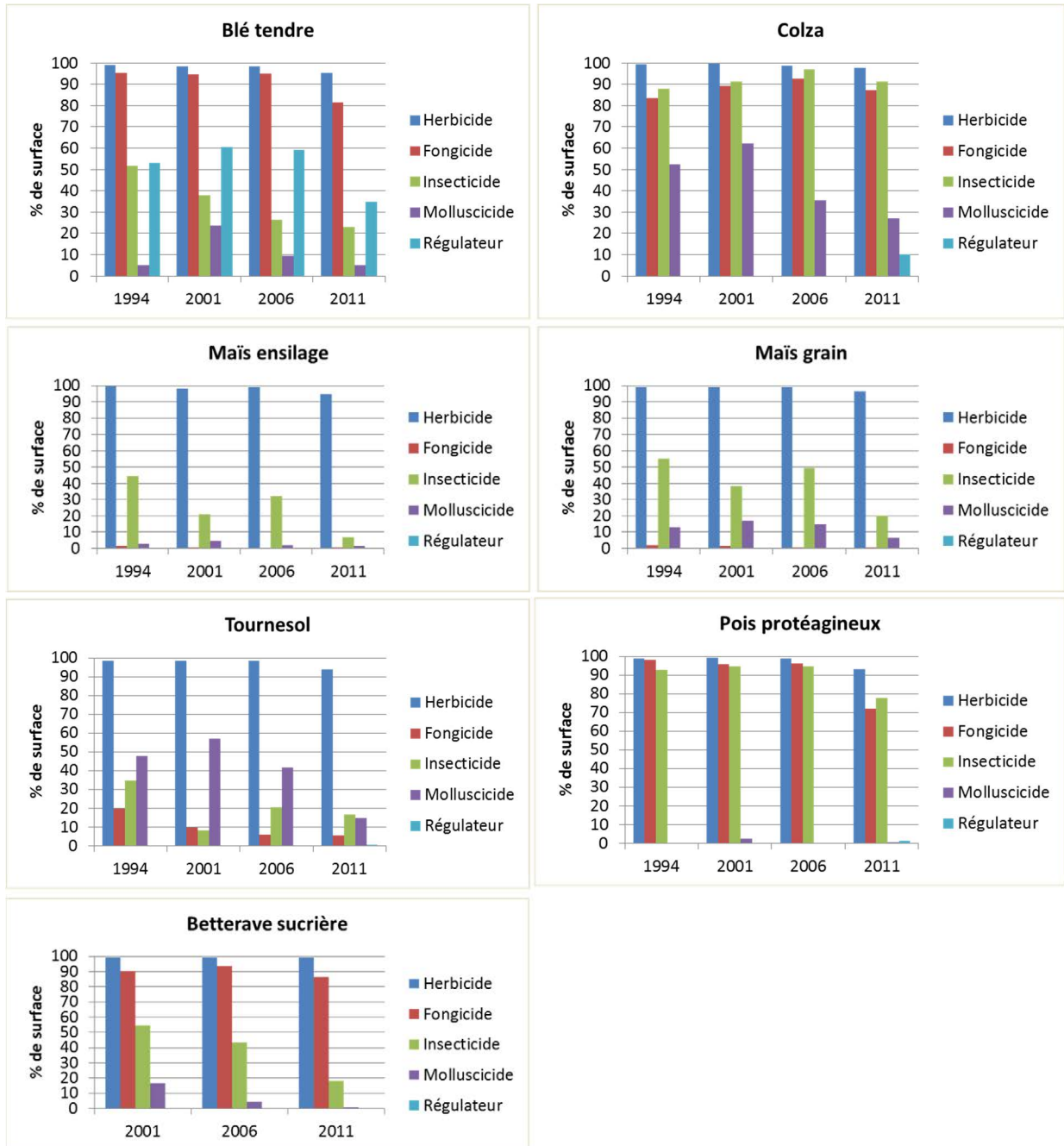
Globalement, l'utilisation des pesticides est à la baisse en termes de surfaces traitées, pour toutes les cultures, sauf pour le colza qui voit de nouveaux traitements apparaître avec les régulateurs de croissance. Parmi les principaux traitements, ce sont surtout les insecticides et les molluscicides qui ont enregistré les plus fortes baisses, sans doute en lien avec les méthodes d'observation à la parcelle permettant de ne traiter que lorsque le risque est avéré pour les cultures et avec le développement des méthodes de lutte biologique et/ou intégrée. Les fongicides et les herbicides tendent également à diminuer en termes de surfaces traitées, mais dans une proportion moindre. En effet, les méthodes de lutte préventive sont peut-être moins bien maîtrisées par les agriculteurs, de même que les méthodes alternatives, comme le désherbage mécanique.

⁴ Sur l'ensemble des grandes cultures, en 2011, le désherbage mécanique est pratiqué pour 7 % des surfaces. Il se fait principalement sur la betterave (38 % des surfaces), le tournesol (23 %), le maïs grain (20 %, mais avec de fortes disparités régionales), et le maïs fourrage (8 % des surfaces), cultures dont les rangs de semis sont écartés, ce qui facilite le passage des outils de désherbage mécanique : bineuse, herse étrille, houe rotative... La combinaison désherbage mécanique et chimique concerne 2/5e des surfaces de betterave, et 1/5e des surfaces de tournesol et de maïs grain (Agreste, 2014).

⁵ Renoux J.-P., Le maïs, une plante pour l'intensification écologique. Colloque Tech&Bio 2015 <http://www.tech-n-bio.com/grandes-cultures.html?.../>

Figure 6-3. Surfaces en grandes cultures ayant reçu un traitement phytosanitaire par type de produit entre 1994 et 2011

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011



6.1.1.4. Le nombre de passages et de produits utilisés par type de traitement phytosanitaire

La figure 6-4 présente l'évolution du nombre de passages et de produits utilisés, par principaux types de traitement (herbicides, fongicides, insecticides, molluscicides et régulateurs de croissance).

Le nombre de produits et de passages d'**herbicides** semble plutôt stable ou en augmentation pour la plupart des cultures (notamment la betterave et le pois). La betterave est de loin la culture la plus désherbée, puisqu'elle utilise entre 5 et 6,5 produits entre 2001 et 2011, appliqués en 3,5 à 4,6 passages. Il s'agit en fait de « cocktails » de produits appliqués à faible dose mais de manière très fractionnée. Le blé tendre, le maïs, le pois et le tournesol reçoivent en moyenne 2 produits appliqués en 1,5 passage (jusqu'à 2,5 produits en moyenne dans le cas du maïs et du pois). Seul le colza reçoit 2 produits en 2 passages.

Les traitements **fongicides** ne concernent pas le maïs. Le nombre de produits et de passages est stable pour la betterave et le tournesol, en baisse pour le pois et le blé et en hausse pour le colza. C'est sur le blé tendre que ces traitements sont les plus nombreux : de l'ordre de 2 passages appliquant 2,5 produits en moyenne. La pratique d'appliquer des mélanges de produits à chaque passage se développe en effet pour gagner en efficacité et venir à bout des souches résistantes des principales maladies du blé (Cassagne, 2009). En deuxième position arrive le pois qui passe de 2 passages à 1,5 entre 1994 à 2011 pour appliquer autant de produits. La betterave et le colza utilisent 1,5 produit en 1,5 passage et le tournesol 1 produit en 1 passage.

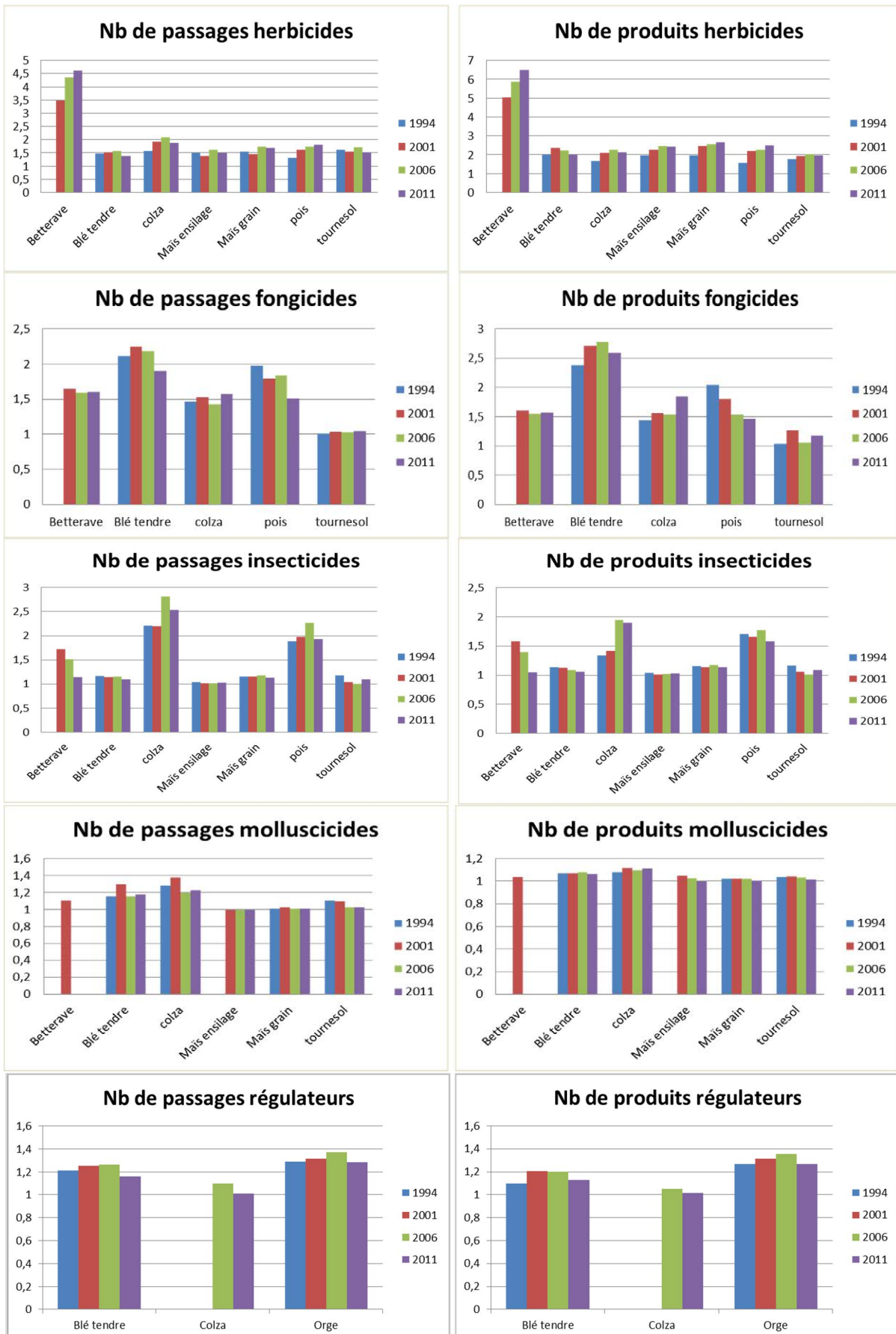
Les traitements **insecticides** concernent toutes les cultures. Le nombre de passage et de produits utilisés sont en nette baisse pour la betterave depuis 2001, en baisse plus relative pour le colza et le pois depuis 2006 et stable pour les autres cultures. Cependant, les effets « année » peuvent être très importants pour les traitements insecticides. Ils sont globalement beaucoup plus nombreux sur le colza et le pois. Sur le colza, le nombre de produits utilisés passe de 1,4 en 1994-2001 à presque 2 en 2006-2011, appliqués en 2,2 à 2,8 passages. Sur le pois, ce sont environ 1,6 produit appliqué en 2 passages en moyenne. La betterave voit le nombre de traitements diminuer de 1,7 à 1,1 passages et autant de produits entre 2001 et 2011. Toutes les autres cultures ayant reçu un insecticide reçoivent un produit en un passage.

Les traitements **anti-limaces** consistent généralement en un produit appliqué en un passage – lorsqu'ils ont lieu –, sauf pour le blé tendre et le colza qui reçoivent en moyenne 1,2 passage (plus nombreux en 2001 en raison des conditions climatiques très humides à l'automne).

Les traitements de **régulation de croissance** concernent le blé tendre, l'orge et le colza (on en trouve également sur la pomme de terre, le triticale et le blé dur, non examinés ici néanmoins) : pour le blé, ces traitements se font en moyenne en 1,2 passage et autant de produit, pour l'orge, on se situe plutôt autour de 1,3 passage et autant de produit, et autour de 1 produit et un passage pour le colza.

Figure 6-4. Nombre de passages et de produits utilisés en France entre 1994 et 2001 par type de produit phytosanitaire (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011



6.1.2. Les pratiques phytosanitaires analysées culture par culture à l'échelle régionale

Pour les cultures présentant une répartition et un nombre d'enquêtes suffisamment larges à l'échelle de la France, il est possible d'étudier plus finement leurs caractéristiques régionales en matière de pratiques phytosanitaires, afin de voir quels peuvent être les impacts de la localisation géographique d'une culture sur les pressions phytosanitaires. Le cas du blé tendre, du colza et du maïs seront présentés ci-dessous. Seules les figures générales sont présentées dans le corps du texte. Des figures complémentaires par types de produits phytosanitaires sont ajoutées en Annexes (Figure 1).

6.1.2.1. Le blé tendre

Sur blé tendre, le nombre de MA utilisées apparaît relativement stable sur la période étudiée (autour de 8,5 à 9 MA en moyenne nationale), avec toutefois une forte différenciation selon les régions : c'est dans les régions Alsace, Aquitaine, Auvergne, Midi-Pyrénées et Rhône Alpes que la diversité des MA est la plus faible (entre 5 et 6 MA) alors qu'elle varie de 10 à 13 MA en Champagne-Ardenne, Ile de France, Nord Pas de Calais et Picardie (Figure 6-5a). Cette répartition est fortement corrélée avec le potentiel de rendement du blé en France qui va en croissant du Sud vers le Nord.

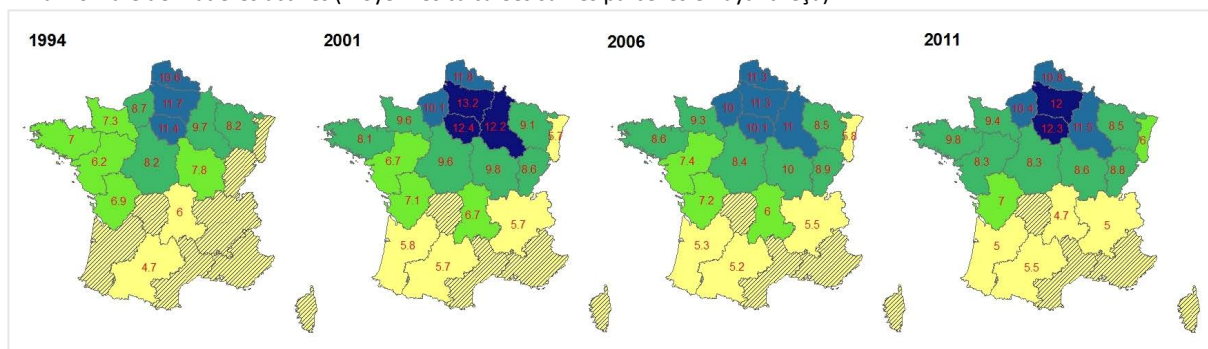
La QMA, qui comme on l'a vu, a fortement diminué entre 1994 et 2001, présente également de forts écarts régionaux (Figure 6-5b). Entre 2001 et 2011, elle suit globalement un gradient Nord-Sud avec des rapports pouvant aller de 1 à 4 avec de plus fortes QMA au Nord de la France (ex. 1 500 g/ha en Aquitaine à 4 000 g/ha en Nord-Pas-de-Calais en 2001). En 1994, c'est en Bourgogne et en Haute-Normandie que les quantités appliquées ont été les plus fortes (5 600 et 6 500 g/ha en moyenne).

Figure 6-5. Evolution du nombre (a.) et de la quantité (b.) de matières actives appliquées sur blé tendre entre 1994 et 2011

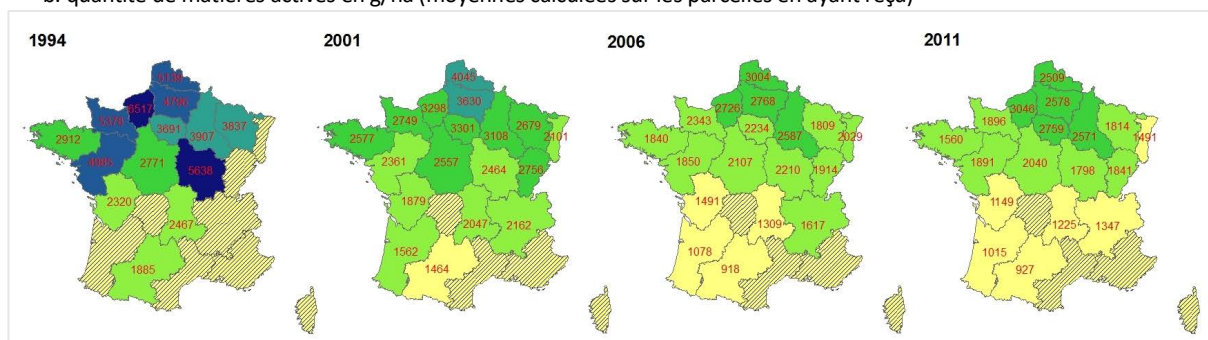
Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

En hachuré, non enquêté ou secret statistique.

a. nombre de matières actives (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)



b. quantité de matières actives en g/ha (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)



Le nombre global de traitements est assez stable en moyenne nationale (autour de 6 traitements) mais pouvant aller de 2 à 8 selon les périodes et les régions (Voir Annexes, Figure 1). Tout comme le nombre de MA, le nombre moyen de produits herbicides, fongicides et insecticides varie peu entre 1994 et 2011 : les produits fongicides sont les plus nombreux (2,5 fongicides appliqués en moyenne nationale) suivis de près par les herbicides (2 herbicides appliqués en moyenne nationale). Les insecticides, produits anti-limaces et régulateurs de croissance sont stables (autour de 1 produit utilisé quelles que soient la période et la région). En revanche, le pourcentage de parcelles traitées varie beaucoup selon les types de traitement. Le pourcentage de parcelles désherbées suit les tendances de l'ensemble des parcelles traitées avec des traitements presque systématiques avant 2011 (à l'exception de l'Aquitaine où le désherbage ne présentait que 83 % des surfaces en blé en 2001 et plus que 74 % en 2011, et secondairement la région Rhône-Alpes où le taux de désherbage chimique tourne autour de 90 % des surfaces). En 2011, la plupart des régions montre un léger recul des surfaces ayant reçu un herbicide, notamment le Midi-Pyrénées (89 %) et l'Alsace (90 %).

Le **traitement herbicide** se fait en moyenne en 1,4 passage permettant d'appliquer 2 à 2,3 produits en moyenne nationale, mais on note là encore de fortes différenciations régionales. C'est dans la moitié Nord et notamment dans régions d'Ile-de-France, Haute-Normandie, Picardie, Champagne et Lorraine que le nombre de passage est le plus élevé (entre 1,5 et 1,8), contrairement aux régions « périphériques » (Bretagne, Alsace, Nord-Pas-de-Calais, ainsi que tout le Sud de la France), où le nombre de passage est généralement inférieur à 1,3.

Le pourcentage de parcelles traitées avec un **fongicide** est déjà beaucoup plus variable : les traitements fongicides ne sont systématiques ou presque que dans la moitié Nord de la France (hors Alsace, et dans une moindre mesure, la Lorraine). Au Sud, entre 70-80 % de parcelles sont traitées avant 2011, avec une forte baisse en 2011 (30 % des parcelles non traitées en moyenne nationale). La durée plus longue du cycle végétatif en zone Nord (284 jours, contre 272 en zone centrale et 258 jours en zone Sud) accroît le risque de maladies et, dans un climat plus humide et plus frais, le risque plus spécifique de septoriose. *A contrario*, les surfaces des zones à fort ensoleillement en début de printemps sont moins sensibles aux attaques fongiques (Mercier, 2013). Sur les parcelles ayant reçu un fongicide, les traitements se font généralement en 2 passages permettant d'appliquer 2,5 produits. Les régions recevant le plus grand nombre de passages de fongicides sont la Picardie, le Nord-Pas-de-Calais, la Champagne et l'Ile-de-France (>2,4 passages), contrairement au Sud de la France, ainsi que l'Alsace-Lorraine qui n'en reçoit que 1,5 en moyenne. L'essor des mélanges de produits est particulièrement fort dans la moitié Nord de la France, là où les phénomènes de résistance aux fongicides sont les plus fréquents selon le réseau Performance coordonné par Arvalis-Institut du végétal (Cassagne, 2009). On observe ainsi des régions où les agriculteurs mélangent jusqu'à 3,5 produits en moyenne en 2011 (Champagne-Ardenne, Picardie, Nord-Pas-de-Calais).

Les traitements **insecticides** sont encore plus variables dans le temps et dans l'espace (« effet année » important). On note une tendance globale à la baisse entre 1994 et 2006 car on passe à l'échelle de la France de 52 % des surfaces traitées en 1994 à 23 % en 2011. On note également une forte amplitude régionale entre les régions où ces traitements concernent moins de 20 % environ des parcelles (Alsace, Aquitaine, Franche-Comté, Lorraine etc.) à plus de 80 % des parcelles (en Ile-de-France par exemple). En 1994, les régions les plus traitées sont situées sur une bande au centre de la France du Nord-Pas-de-Calais au centre (avec plus de 60 % des surfaces). En 2011, on retrouve l'Ile-de-France, la Champagne et la Picardie avec plus de 40 % de surfaces traitées, mais également la Bretagne, qui était relativement peu traitée les autres années. Le nombre de produits utilisés est assez peu variable, compris entre 1 et 1,4.

Les **régulateurs de croissance** ne sont pas non plus un traitement systématique puisqu'ils ne concernent qu'environ 50 à 60 % des surfaces sur la période 1994-2006 et 35 % en 2011. Ils montrent également une forte variabilité régionale : de presque nuls au Sud de la France (Aquitaine, Midi-Pyrénées) à quasi-systématiques (supérieurs à 90 % en Nord-Pas de Calais et Picardie). Ceci s'explique par une croissance de la paille plus limitée au Sud (Mercier, 2013). On observe une forte tendance à la baisse en 2011 qui peut aller jusqu'à 35 % de surfaces traitées en moins (Picardie, Lorraine). Si le nombre de passages et de produits de régulation de croissance reste stable dans le temps (entre 1,1 et 1,3), les écarts régionaux sont également importants : c'est encore dans le Nord qu'on traite le plus (>1,5 passage).

Les **traitements anti-limaces** sont peu fréquents car ils sont inférieurs à 10 % des surfaces traitées à l'échelle nationale (sauf en 2001 où ils ont atteint 25 %). Selon les régions, ils peuvent être nuls ou presque (Alsace,

Auvergne, Bretagne) ou atteindre jusqu'à 30 % des surfaces (Bourgogne, Franche-Comté, Lorraine) avec une forte amplitude interannuelle (jusqu'à 50 % des parcelles traitées en 2001 dans ces mêmes régions). On n'observe pas de gradient Nord-Sud contrairement aux autres traitements, puisque les régions Aquitaine et Midi-Pyrénées sont autant traitées que celles du Nord. Cela serait à mettre en relation avec le non-labour plus développé au Sud qui aurait tendance à favoriser la présence de limaces (Cassagne, 2009). Le nombre de passages est compris entre 1 et 1,4, sauf les années exceptionnelles comme 2001, où il a atteint 1,7 en Champagne-Ardennes. Le nombre de produits utilisés est compris entre 1 et 1,2.

6.1.2.2. Le tournesol

Les indicateurs de pression phytosanitaire apparaissent également relativement stables sur le tournesol. Le pourcentage de parcelles traitées est stable (>90%) avec une légère baisse en 2011. Le nombre moyen de MA utilisées par parcelle, comme le nombre de traitements, est constant, autour de 3 sur les 4 années de l'enquête, et présente une faible variabilité inter-régionale, hormis en région Midi-Pyrénées qui se distingue par une diminution visible de la diversité des MA utilisées qui passent de 3,6 en moyenne en 1994 à 2,6 en 2011. Les QMA moyennes sont en forte diminution entre 1994 et 2001, certainement en relation avec la mise sur le marché de nouvelles matières actives à faible grammage ; elles passent de plus de 3 kg/ha en 1994 à 2 kg/ha en 2011. Les traitements herbicides restent relativement stables dans le temps et quasi-systématiques (>90% de parcelles traitées) Le nombre de produits herbicides augmente très légèrement entre 1994 et 2001, puis se stabilise à un peu moins de 2 herbicides en moyenne par parcelle, appliqués en 1,5 passage en moyenne alors que le nombre des autres produits diminuent légèrement sur la même période (1,2 produits appliqués en 1,2 passages à l'échelle nationale entre 2001 et 2011).

6.1.2.3. Le colza

Les pratiques d'usage des pesticides apparaissent en évolution plus forte sur colza, dont les surfaces ont fortement augmenté au cours de la période étudiée. Le nombre moyen de MA utilisées par parcelle augmente tout au long de la période, passant de 5,3 MA en moyenne nationale en 1994 à 8,2 MA en 2011, ce qui se retrouve également dans le nombre de traitements qui varie de 5,5 à 7 à l'échelle nationale (Figure 6-7a). Il semble par contre y avoir une faible différenciation régionale des pratiques, hormis dans certaines régions périphériques comme Bretagne et Midi Pyrénées en 2011 ou la Basse-normandie et le Poitou-Charentes en 1994.

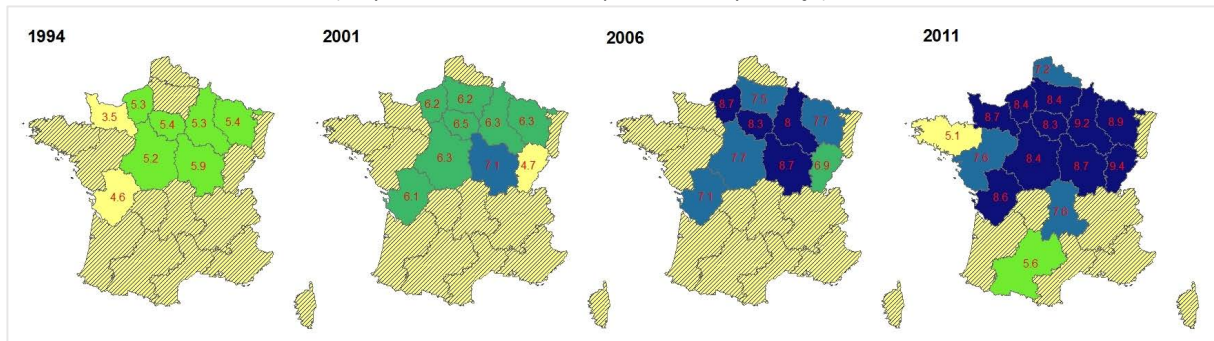
Même si nous retrouvons la même tendance à la baisse de la QMA que sur blé entre 1994 et 2001 (Figure 6-7b), les QMA varient ensuite très peu entre 2001 et 2011 et s'élèvent à plus de 2 kg/ha en moyenne. On notera cependant que la Bourgogne, la Champagne et la Lorraine, régions où la présence du colza est la plus forte, semblent également être celles où les QMA appliquées les plus fortes.

Figure 6-7. Evolution du nombre (a.) et de la quantité (b.) de matières actives appliquées sur colza entre 1994 et 2011

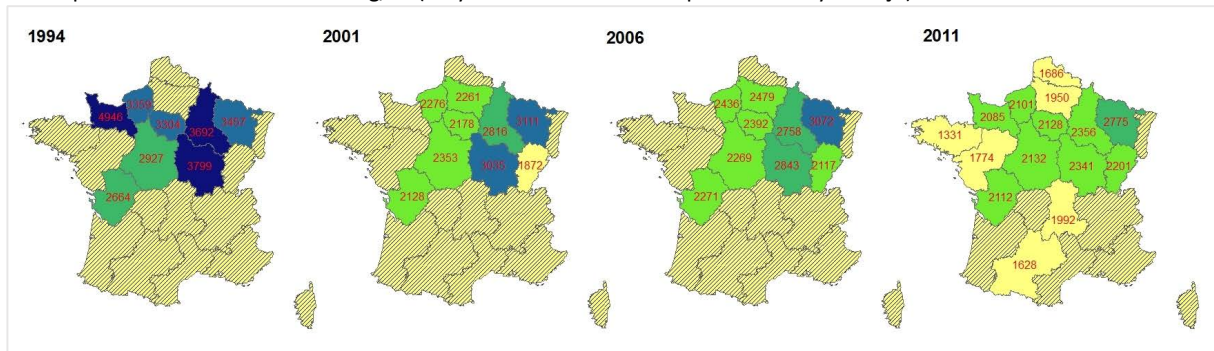
Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

En hachuré, non enquêté ou secret statistique.

a. nombre de matières actives (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)



b. quantité de matières actives en g/ha (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)



Plus que toute autre culture, le colza est traité systématiquement quelles que soient la région et la période (pourcentage de parcelles traitées autour de 100 %). Le **désherbage chimique** est quasi-systématique (avec une légère baisse en 2011). L'application des désherbants est réalisée après la levée du colza et nécessite dans la plupart des cas deux produits (Cassagne, 2010). Le nombre moyen d'herbicides utilisés est fortement corrélé au nombre de passages et augmente dans la plupart des régions. Il passe de 1,7 herbicide en 1994 en moyenne nationale à 2,1 en 2011, après un maximum à 2,3 herbicides en 2006, avec un nombre de passages légèrement plus faible. A noter un nombre de désherbages particulièrement plus élevés en Lorraine sur toute la période étudiée (>2 passages). Le niveau élevé d'utilisation de désherbants en colza révèle une difficulté des agriculteurs à gérer les adventices dans les parcelles, notamment dans les rotations basées sur une succession de cultures d'hiver, céréales à paille et colza, qui rendent difficile l'élimination en un seul passage des adventices (Cassagne, 2010).

Les **traitements fongicides** sont moins systématiques que le désherbage : autour de 85 % des surfaces traitées entre 1994 et 2011 à l'échelle nationale (en hausse jusqu'en 2006 puis une légère baisse en 2011) avec une relative disparité régionale (<80 % des surfaces traitées dans les régions à faible présence de colza à + de 80 % dans les régions plus spécialisées). Le nombre de produits fongicides reste stable (1,5 fongicide en moyenne nationale) entre 1994 et 2006, mais il augmente en 2011 dans toutes les régions enquêtées et passe à 1,8. Cette tendance se retrouve également au niveau du nombre de passages, mais de manière plus atténuée. Il y a donc sans doute un léger « effet année » mais surtout la recherche constante de nouvelles solutions chimiques pour contrer les phénomènes de résistances apparaissant sur le colza. A noter que les traitements fongicides sont beaucoup plus importants en Haute-Normandie sans doute en lien avec un effet « climat ».

La couverture **insecticide** est beaucoup plus systématique que pour les autres cultures (autour de 90 % des surfaces traitées), particulièrement en Bourgogne sur toute la période étudiée. On note plutôt une tendance à la hausse entre 1994 et 2006 puis une légère baisse à l'échelle nationale. Les insecticides constituent la part la

plus importante des produits utilisés sur le colza. A l'automne, au moins un produit insecticide est utilisé sur la culture et au printemps l'usage de deux produits est très répandu (Cassagne, 2010). Le nombre d'insecticides augmente de manière importante entre 2001 et 2006 (alors qu'il était stable entre 1994 et 2001, autour de 1,4) et il reste élevé en 2011 (à près de 2 insecticides en moyenne nationale). Le nombre de passages suit les mêmes tendances et passe de 2,2 passages en 1994 et 2001 à 2,5 voire presque 3 en 2006 (avec un maximum de 3,4 en Bourgogne en 2006). On note donc une forte tendance à l'augmentation du recours aux insecticides sur la période 1994-2006.

Enfin, les **traitements anti-limaces** ne sont pas systématiques mais plus importants que sur les autres cultures : Ils passent de 50 % à plus de 60 % des surfaces traitées à l'échelle nationale entre 1994 et 2001 puis diminuent en 2011 à 27 %. Contrairement aux autres traitements, les traitements anti-limaces sont donc en forte baisse depuis 2001 dans la plupart des régions, mais restent localement très importants comme en Bourgogne, Lorraine et Franche-Comté (entre 40 et 80 % de parcelles traitées). Comme pour le blé, on note que les traitements anti-limaces existent également au Sud de la France, comme en témoigne la région Midi-Pyrénées avec 44 % de surfaces traitées en 2011. Le nombre de passage est assez stable autour de 1,2 (jusqu'à 1,4 en 2001) mais le nombre de produits appliqués est assez stable entre 1 et 1,2 (maximum en Franche-Comté et Champagne-Ardennes). C'est dans le quart Nord-est que les surfaces semblent le plus traitées.

La forte progression des surfaces en colza qui se concentrent de manière importante, en particulier dans les régions du Nord de la France, et qui s'inscrivent dans des successions culturales courtes (délai de retour du colza inférieur à deux ans) semble ainsi s'accompagner d'un usage plus intensif de pesticides.

6.1.2.3. Le maïs

Dans le cas du maïs, les traitements sont systématiques, sauf en 2011 où l'on constate une légère baisse avec environ 5 % de parcelles non traitées. Ce sont les traitements herbicides qui composent la quasi-totalité des QMA apportées (en particulier sur maïs ensilage).

Les QMA ont enregistré une forte baisse en tonnage depuis le début des années 2000 (liée en particulier au retrait de l'atrazine) : en 2011, elle s'élève à un peu plus de 1 kg/ha sur maïs ensilage et maïs grain alors qu'elle dépassait 3 kg/ha en 1994 (Figure 6-8a). La QMA reçue sur maïs ensilage semble suivre un gradient Est-Ouest en 1994 et 2001, avec des QMA plus fortes à l'Ouest et un gradient Nord-Sud en 2006 et 2011 avec des QMA plus fortes au Sud. Pour le maïs grain, le gradient Nord-Sud est très marqué, avec des QMA plus fortes en Aquitaine et Midi-Pyrénées.

En parallèle, le nombre moyen de MA utilisées (Figure 6-8b) est en augmentation depuis 2006 (de 2,8 MA en moyenne nationale en 1994 à 3,5 MA en 2011 sur maïs fourrage ; de 3,3 MA en 1994 à 4,1 MA en 2011 sur maïs grain), témoignant à nouveau d'une diversification des molécules utilisées, notamment depuis le retrait de l'atrazine. On ne note pas vraiment de différenciations régionales, hormis un gradient Nord-Sud en 2011 pour le maïs fourrage (plus de diversité de MA dans le Nord), en Alsace-Lorraine et Ile-de-France pour le maïs grain.

La part de surfaces **désherbées chimiquement** est assez stable sur la période, même si on note un léger fléchissement en 2011, notamment en région Midi-Pyrénées où 8 % des surfaces ne reçoivent pas d'herbicides (ainsi que les régions Bretagne, Auvergne et Franche-Comté, autour de 5 %). Le nombre de désherbage sur maïs est assez stable à l'échelle nationale (autour de 1,4 pour le maïs ensilage et 1,7 pour le maïs grain) et apporte entre 2 et 2,7 produits. La répartition régionale du nombre de passages d'herbicides ne montre pas de tendances nette, ni pour le maïs fourrage, ni pour le maïs grain.

C'est au niveau des **traitements insecticides** que les pratiques diffèrent le plus entre maïs grain et ensilage. Sur maïs ensilage, les traitements insecticides concernaient au maximum 56 % des surfaces en 1994 (notamment Bretagne, Poitou-Charentes, Pays de Loire) avec de forts écarts inter-régionaux et de fortes tendances à la baisse dans le temps (moins de 10 % des parcelles traitées en 2011). Concernant le maïs grain, le pourcentage de surfaces ayant reçu un insecticide varie de 45 à 70 % en 1994 à moins de 34 % en 2011 (sauf en Alsace où il reste très élevé avec 70 % de surfaces traitées). A noter que certaines régions traitent très peu comme le Nord-Pas-de-Calais. Le nombre de passages et de produits insecticides utilisés au cours du temps varie assez peu.

Seul le nombre de passages sur maïs grain présente une certaine différenciation régionale avec un maximum de 1,5 passage en Ile-de-France en 2006.

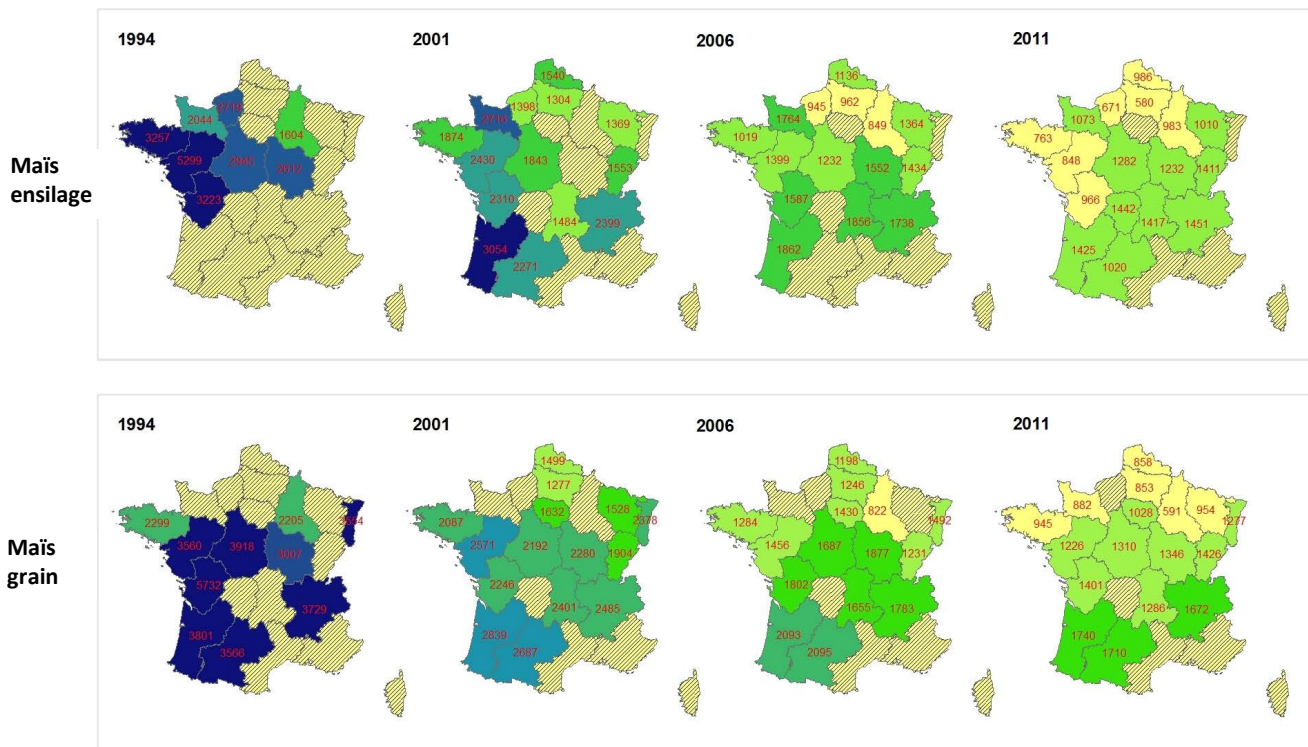
En conclusion, le changement le plus important mis en évidence ces 20 dernières années dans les pratiques d’usage des pesticides sur les 4 cultures annuelles étudiées est le remplacement de molécules « phares » telles que l’atrazine, utilisée massivement à fortes doses, par des molécules plus diversifiées, efficaces à doses beaucoup plus faibles. Ces constatations générales à l’échelle nationale rejoignent celles issues d’une étude approfondie réalisée sur le bassin versant de l’Orgeval (Seine-et-Marne) à partir de l’analyse des carnets de plaine des agriculteurs (Schott *et al.*, 2015). C’est sur la culture du colza que sont observées les plus fortes évolutions qui sont le signe d’une dépendance accrue de son mode de conduite à l’usage de pesticides, en parallèle à la forte augmentation de ses surfaces en France. Ces résultats vont dans le même sens que ceux de Schott *et al.* (2010) qui mettent en évidence une corrélation positive significative entre le pourcentage de colza dans la SAU d’une région agricole et le nombre moyen de traitements herbicides (et plus généralement le nombre moyen de traitements phytosanitaires totaux) effectués sur colza dans la même région (Urruty *et al.*, 2016).

Figure 6-8. Evolution du nombre (a.) et de la quantité (b.) de matières actives appliquées sur maïs entre 1994 et 2011

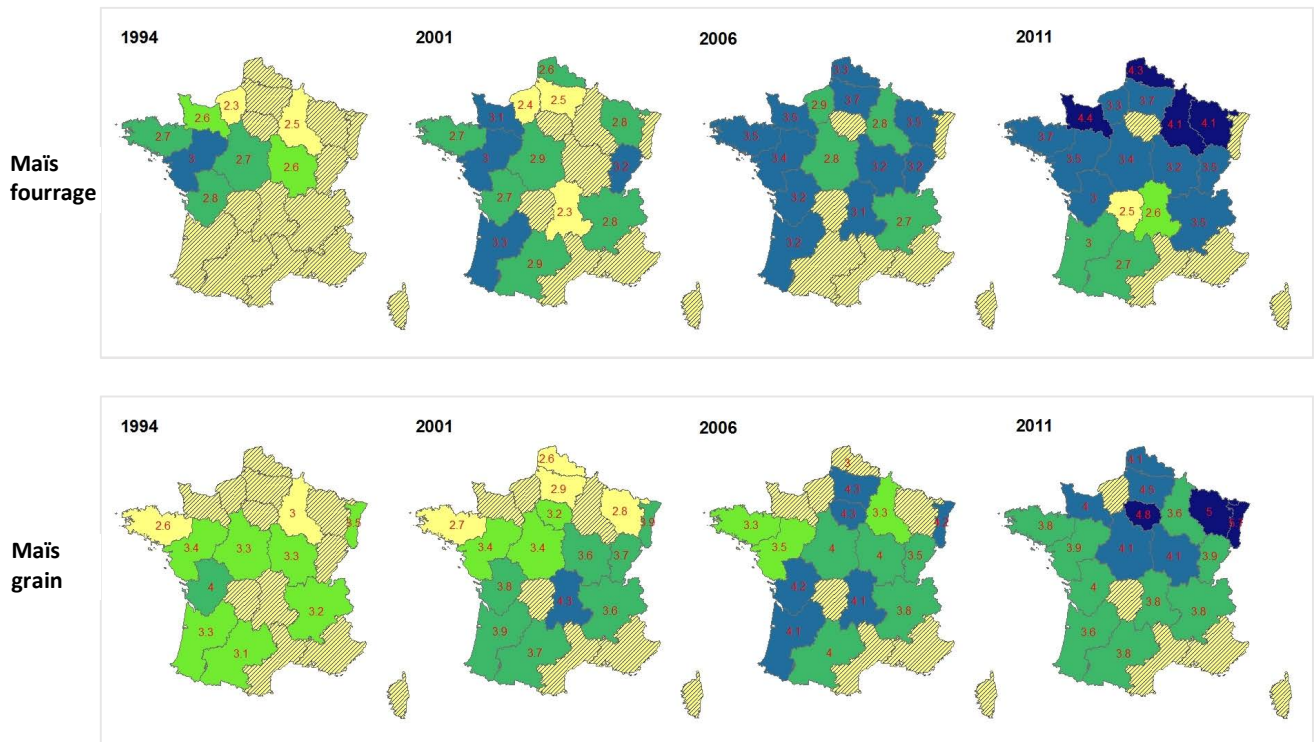
Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

En hachuré, non enquêté ou secret statistique.

a. nombre de matières actives (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)



b. quantité de matières actives en g/ha (moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)



6.2. Pratiques de fertilisation azotée

Experts scientifiques : Catherine Migolet, Céline Schott

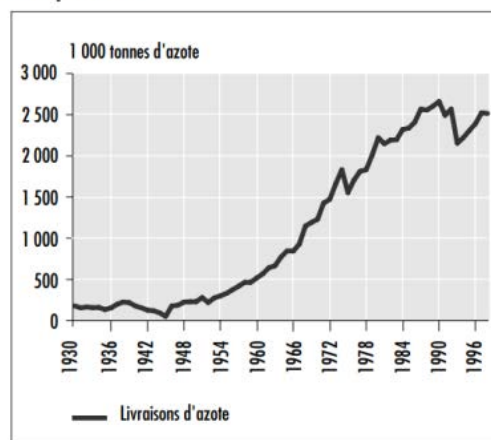
Ingénierie de données : Calypso Picaud, Thomas Puech, Céline Schott

L'agriculture pratiquée il y a 50 ans était encore une agriculture à cycle fermé dont la capacité à exporter en dehors du territoire rural dépendait étroitement de la capacité de fixation d'azote atmosphérique par les prairies et les cultures de légumineuses, ainsi que de la capacité du bétail à transférer l'azote avec ses déjections vers les terres labourables. Avec l'invention du procédé Haber-Bosch qui rend possible la production industrielle d'engrais azotés à partir de l'azote atmosphérique, c'est désormais l'industrie chimique lourde et non plus le bétail qui assure la fertilité des sols. L'agriculture a d'autant moins besoin de l'élevage que la mécanisation se substitue à la traction animale. Les rendements sont multipliés par 10 en 50 ans (Boulaine, 1995 ; Bisault, 2008).

L'intensification agricole s'est donc avant tout appuyée sur l'utilisation d'engrais minéraux de synthèse, avec en premier chef les engrais azotés (figure 6-9), qui se généralise après la seconde guerre mondiale et progresse jusqu'à atteindre son maximum au début des années 1990 (Casagrande et Chapelle, 2001).

Figure 6-9. Evolution des quantités d'azote épandues depuis les années 1950
Extrait de Casagrande et Chapelle (2001)

Les quantités d'azote épandues ont fortement progressé à partir des années cinquante



Source : UNIFA

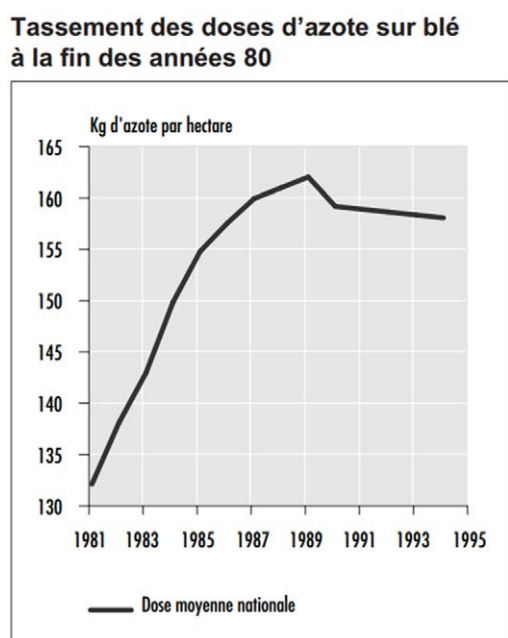
La spécialisation croissante des exploitations renforcé également l'utilisation des engrais minéraux dans les zones de grandes cultures et concentre les productions animales et donc les déjections animales dans d'autres régions (Casagrande et Chapelle, 2001 ; Schott et Billen, 2012). A partir du début des années 1990, les accords européens et mondiaux qui conditionnent la production agricole, le coût économique de l'usage des intrants de synthèse et la prise en compte des risques de pollution liés au lessivage des nitrates, introduisent de nouvelles pratiques de gestion de la fertilisation azotée, raisonnées en fonction des besoins des plantes, qui induisent une diminution des quantités d'engrais minéraux azotés (Meynard et Girardin, 1991 ; Meynard et Savini, 2003).

6.2.1. Historique des pratiques de fertilisation azotée minérale

Avant 1994, la seule source d'information nationale existante sur les pratiques agricoles est l'enquête Terres Labourables (1982-1990) non utilisée dans cette étude. Les résultats présentés ici sont issus de traitements réalisés par le Service de la Statistique et de la Prospective (Casagrande et Chapelle, 2001).

Sur blé tendre, en moyenne nationale, les doses d'azote minéral pratiquées ont connu une croissance forte et régulière au cours des années 1980 pour se stabiliser et même régresser légèrement après 1990 (Figure 6-10). Ces doses étaient d'environ 130 kg N/ha en 1980, dépassent 160 kg N/ha en 1989, puis redescendent légèrement en-dessous de 160 kg N/ha sur la première moitié des années 1990. Selon Meynard et Girardin (1991), cette forte augmentation au cours des années 1980 est due à des stratégies d'assurance basées sur un suremploi d'intrants dans un contexte de prix garantis relativement élevés sur la production. Cette tendance est encore renforcée par l'effet positif de la dose d'engrais azoté sur la teneur en protéines du grain. Même si la sur-fertilisation accroît les risques de maladies et de verse, ceux-ci sont gérés par des stratégies du même type, qui privilégient les interventions préventives basée sur la protection phytosanitaire.

Figure 6-10. Evolution des doses d'azote apportées sur blé depuis 1981
Extrait de Casagrande et Chapelle (2001)

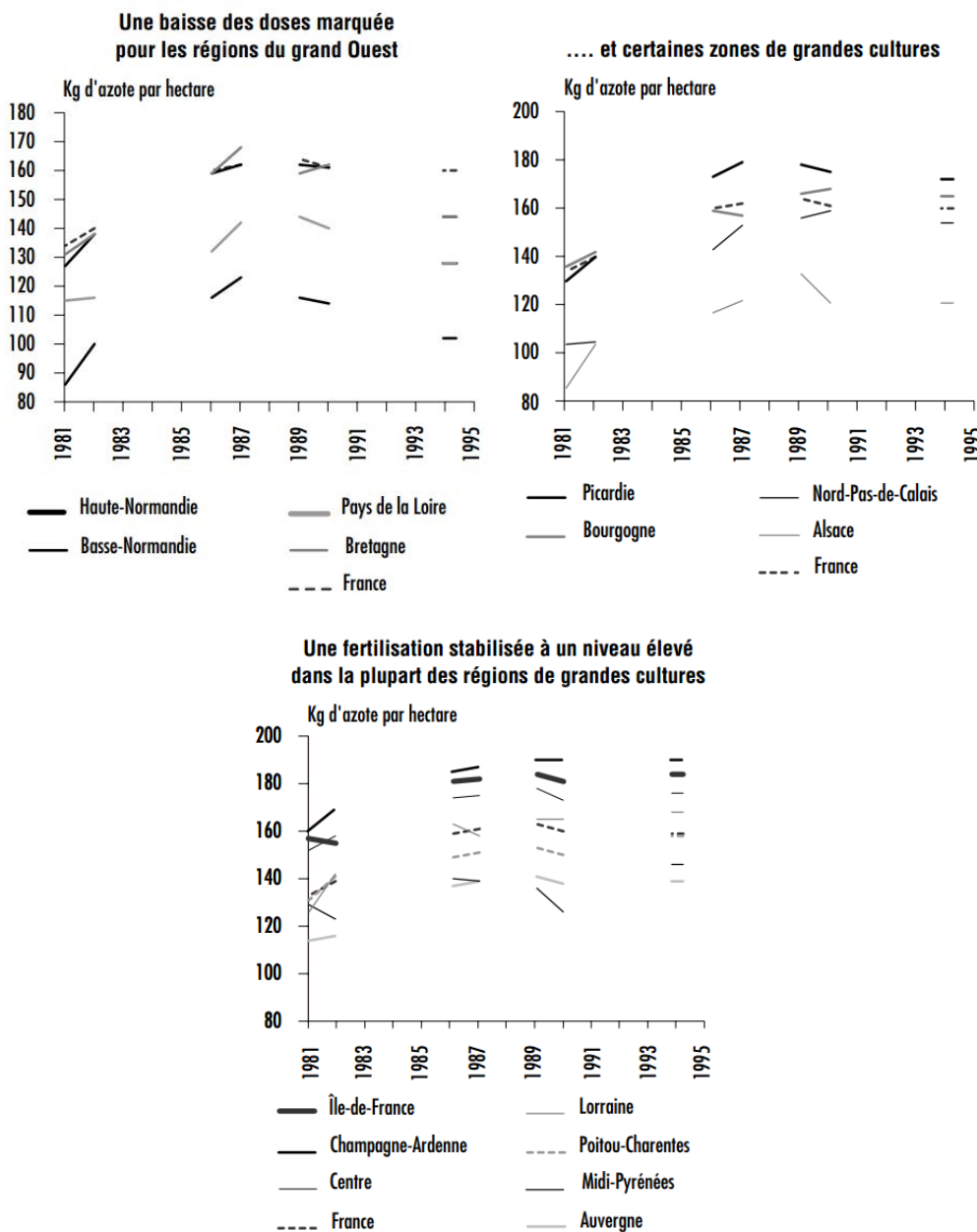


Les évolutions régionales sont assez parallèles de 1981 à 1987 (Figure 6-11) : les doses d'engrais azotés augmentent fortement dans toutes les régions. C'est ensuite que les évolutions divergent : certaines régions ralentissent puis stabilisent leur fertilisation à un niveau élevé (Ile-de France, Champagne-Ardenne, Centre, Lorraine, Poitou-Charentes, Midi-Pyrénées, Auvergne). En revanche, d'autres régions connaissent une inversion de tendance entre 1987 et 1989, avec une diminution des doses apportées. Cette tendance est très marquée dans les régions du grand Ouest (Bretagne, Pays de la Loire, Haute et Basse-Normandie) et, dans une moindre mesure, dans certaines régions de grandes cultures (Bourgogne, Nord-Pas-de-Calais et Picardie).

De 1987 à 1990, les rendements du blé ayant continué à augmenter alors que les doses d'azote se stabilisaient, c'est la « dose relative » d'azote (ratio du nombre d'unités d'azote par quintal de blé produit) qui diminue avant la baisse de la « dose absolue ». Ce phénomène précède la réforme de la PAC de 1993, parfois évoquée comme point de rupture des pratiques de fertilisation. Les régions à plus forte dose relative sont les régions de grandes cultures, qui utilisent peu ou pas de fertilisation organique et qui ont de faibles rendements relatifs en blé (Midi-Pyrénées, Poitou-Charentes, Centre, Lorraine, Bourgogne), alors que les ratios les plus bas sont ceux des zones d'élevage de l'Ouest qui utilisent des engrais organiques (Bretagne, Pays de la Loire, Normandie),

mais également de l'Alsace et des régions du Nord du Bassin Parisien (Picardie, Nord-Pas-de-Calais) qui obtiennent généralement des rendements élevés par rapport à la dose d'azote employée.

Figure 6-11. Evolution des doses d'azote apportées sur blé par région depuis 1981
 Source : AGRESTE - Enquêtes terres labourables sur la culture de blé tendre



De manière similaire au blé, les cultures de maïs, d'orge, de colza, de tournesol et de betterave industrielle connaissent une diminution des doses relatives d'engrais azoté minéral apportées après 1986. L'évolution nationale des doses utilisées sur orge est assez parallèle à celle du blé, avec toutefois un niveau général inférieur et une baisse, observée dans la plupart des régions, qui intervient non pas avant mais après 1990. Pour la pomme de terre, les résultats sont également proches de ceux du blé. Le colza est également comparable, avec toutefois une baisse dès 1986. Par contre, le maïs grain se démarque : les doses augmentent sur toute la période, avec toutefois une progression plus forte entre 1986 et 1990.

Les évolutions régionales sont contrastées entre les régions du grand Ouest pour lesquelles les doses régressent après 1990 et la plupart des autres pour lesquelles elles progressent. À l'inverse, l'évolution des

doses utilisées sur maïs ensilage, tournesol et betteraves se singularisent par leur réduction constante sur l'ensemble de la période.

Cette baisse continue des doses relatives sur ces cultures est vraisemblablement liée à la forte croissance des rendements maïs également à la présence de fertilisation organique : en 1994, 25 % des maïs grain (71 % en Bretagne) et 75 % des maïs ensilage (82 % en Bretagne) en recevaient, contre 5 à 12 % pour les autres cultures (28 à 35 % en Bretagne).

Une étude conduite sur le bassin de la Seine illustre ces évolutions sur un pas de temps plus long, entre 1970 et 2005 (Encadré 6.1).

Encadré 6.1 – Evolution des pratiques de fertilisation azotée minérale entre 1970 et 2005 sur le bassin de la Seine

L'enquête Pratiques culturales sur grandes cultures ne permet pas d'analyser l'évolution des pratiques de fertilisation minérale azotée avant les années 1990. Une étude réalisée sur le bassin hydrographique de la Seine, qui couvre près de 100 000 km² et 23 départements du Nord de la France, appuyée sur l'analyse conjointe de statistiques agricoles et de dires d'acteurs d'organismes professionnels, permet d'illustrer cette évolution entre le début des années 1970 et le milieu des années 2000 (Mignolet *et al.*, 2004 ; Mignolet *et al.*, 2007).

Sur la culture du blé, cette étude montre que la dose totale d'azote minéral apportée s'accroît de manière continue entre le début des années 1970 et le milieu des années 1980, où elle atteint plus de 210 kg d'azote par hectare (kg N/ha) dans les modes de conduite du blé les plus intensifs. Cette augmentation se fait corrélativement aux potentiels de rendement, qui augmentent notablement du fait du progrès génétique et de l'arrivée des fongicides au milieu des années 1970, puis des régulateurs de croissance qui limitent la verse liée aux excès d'azote dans le sol. Parallèlement, les apports d'azote sont progressivement fractionnés, de manière à ajuster la fourniture d'azote avec les besoins des plantes, passant ainsi de deux apports dans les années 1970 à trois voire quatre apports dans la plupart des régions au cours des années 1990 (le quatrième apport permettant d'assurer la teneur en protéine pour la farine panifiable). Les doses d'azote les plus élevées diminuent alors et les pratiques de fertilisation minérale azotée deviennent relativement homogènes dans les régions céréalières du Nord de la France (170 – 200 kg N/ha fractionnés en 3 apports) bien qu'une diversité de pratiques apparaisse dans les régions d'élevage (Normandie) où les pratiques sont moins intensives en azote minéral. Plus récemment apparaît une tendance au recul du premier apport ou à une diminution de la dose qui y est apportée (qui est reportée sur le deuxième apport). Fractionnement des apports et ajustement de la date et de la dose du premier apport sont des pratiques qui limitent les risques de lixiviation des nitrates.

Sur betterave, l'étude montre que les doses totales apportées connaissent une évolution inverse : alors que les rendements moyens ne cessent d'augmenter grâce à la sélection variétale et à l'amélioration de la technicité des agriculteurs (de 50 t/ha à 16 % de sucre dans les années 1970 à 74 t/ha à 17 % de sucre au milieu des années 2000, d'après l'Institut Technique de la Betterave), les quantités d'engrais azoté diminuent régulièrement sur cette période étudiée, passant de 200 à 120 kg N/ha en moyenne. Cette diminution est due à une forte pression des sucreries qui rencontraient des problèmes de qualité des jus de betterave en raison d'excès d'azote.

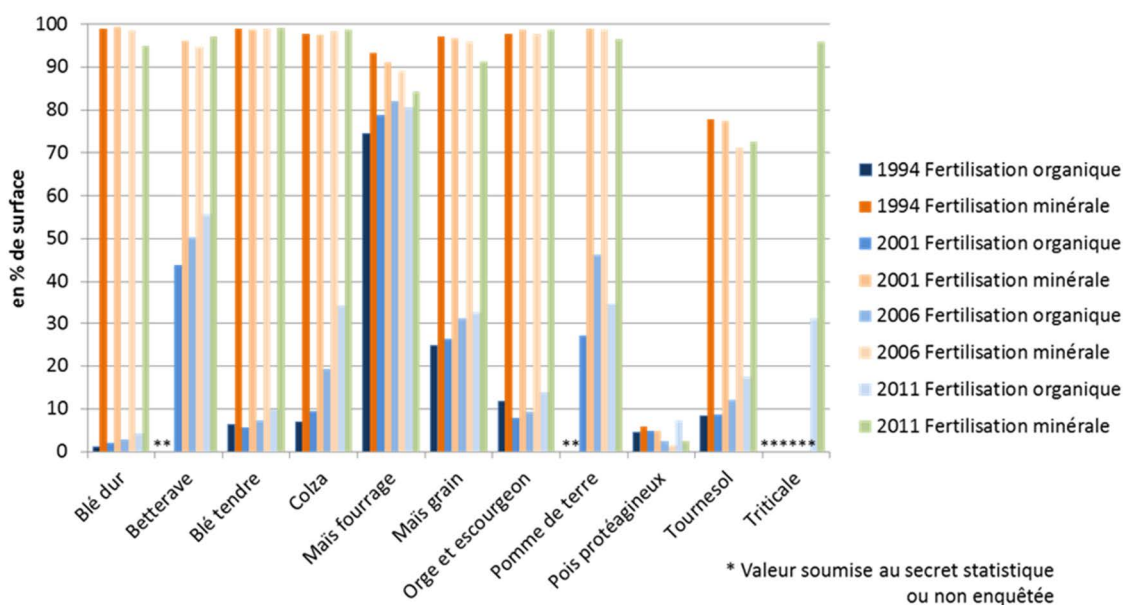
Plus généralement, l'étude a noté la disparition de certaines pratiques de fertilisation azote minérale, telles que l'apport d'azote réalisé après moisson sur les pailles dans les régions de grandes cultures de 1970 à 1985, pour aider à leur décomposition (entre 20 et 50 kg N/ha sous forme uréique ou d'ammonitrate) qui favorisait le risque de lixiviation des nitrates. En revanche, de nouvelles pratiques sont mises en œuvre dans le sens d'une meilleure gestion de la fertilisation azotée. A partir de la fin des années 1970, la méthode des bilans simplifiés d'azote, qui permet de raisonner la fumure azotée, se généralise dans les départements de l'Aisne, de Seine-et-Marne et de l'Oise. Cette méthode est reprise dans les années 1980 par certains agro-industriels, concernés par des problèmes de qualité des produits (betteraves, légumes, pommes de terre) dus à des teneurs excessives en azote, qui la diffusent auprès des agriculteurs sous contrat. Dans les années 1990, la mesure des reliquats d'azote se généralise, principalement dans les départements de l'Oise et de l'Aisne, dans lequel par exemple 30 à 40 % des parcelles en betterave en 1997 ont fait l'objet d'une mesure en sortie d'hiver.

6.2.2. Evolution de la part de fertilisation azotée organique et minérale depuis 1994

Depuis 1994, on assiste globalement à une inversion entre fréquence dans la SAU de la fertilisation organique qui tend à augmenter en celle de la fertilisation minérale qui tend à diminuer (Figure 6-12, Annexes Tableau 4).

Figure 6-12. Fréquence des apports de fertilisation azotée organique et minérale par culture depuis 1994 en % de surface

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011.



Globalement, les **céréales à paille** (blé dur, blé tendre et orge) suivent la même tendance : quasiment toutes les surfaces reçoivent des engrais minéraux (sauf 5 % des blés durs en 2011) mais l'apport d'engrais organique est rare, voire anecdotique, mais en augmentation (entre 1 et 4 % des surfaces pour le blé dur, entre 6 et 10 % pour le blé tendre et entre 11 et 14 % pour l'orge). En 2011, plus de 85 % des surfaces de blé et d'orge sont fertilisées avec de l'azote minéral sans apport organique. Le triticale, enquêté en 2011 uniquement, est la céréale qui reçoit le plus souvent un engrais organique (31 % en 2011) car il est généralement implanté dans des exploitations d'élevage où il est apprécié pour sa rusticité et sa production de pailles.

Le **colza** est, quant à lui, presque toujours fertilisé avec des engrais minéraux, mais la part des surfaces ayant reçu un engrais organique augmente très rapidement (de 7 % en 1994 à 34 % en 2011).

Le **tournesol**, qui est considéré comme une culture peu gourmande en azote, ne reçoit des engrais minéraux que sur 78 % de ses surfaces en 1994 à 71 % en 2006 alors que les apports d'engrais organiques augmentent de 8 % en 1994 à 18 % en 2011.

La **betterave** et la **pomme de terre** figurent parmi les cultures qui reçoivent le plus fréquemment des apports organiques, même si elles reçoivent presque toujours un apport minéral. La betterave reçoit un apport organique sur 43 % de ses surfaces en 2001, 50 % en 2006 et 56 % en 2011. Pour la pomme de terre, ces pourcentages s'élèvent à 27 % en 1994, 46 % en 2006 et 35 % en 2011.

Le **maïs**, reçoit fréquemment les deux formes d'apports. Le maïs fourrage tend à recevoir moins d'engrais minéraux (de 93 % en 1994 à 84 % en 2011) et presque toujours autant d'engrais organique (entre 74 % des surfaces en 1994 et 81 % en 2011). Le maïs grain suit la même tendance, mais avec une part plus faible d'engrais organique (25 % des surfaces en 1994 et 33 % en 2011).

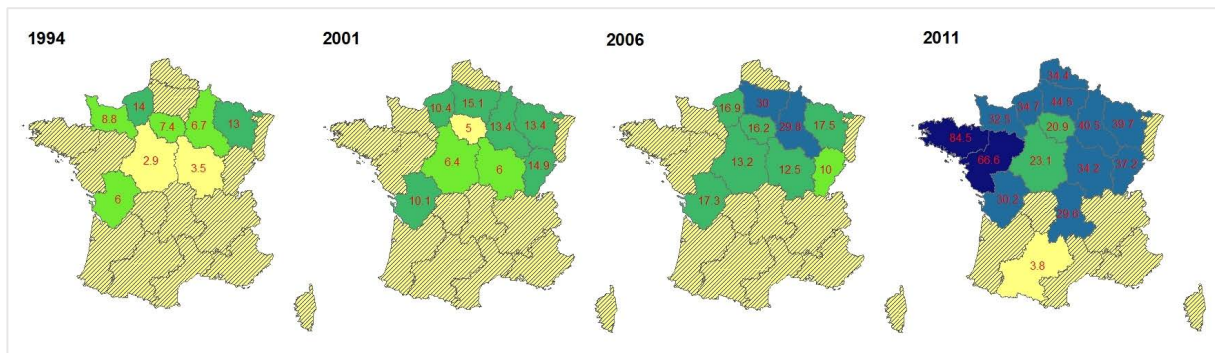
Enfin, le **pois**, qui est une légumineuse qui fixe l'azote atmosphérique de l'air, ne reçoit presque aucun apport d'azote, ni organique ni minéral (moins de 7 % des surfaces sont concernées par un apport).

A l'échelle de la France, les apports d'engrais organiques (en complément ou non d'un engrais minéral) concernent un quart des surfaces en cultures annuelles en 2011 mais ils montrent une forte variabilité régionale (voir Annexes Figure 3, Annexes Tableau 4). Concernant le blé tendre, les régions où les apports organiques sont plus fréquents qu'en moyenne nationale sont l'Auvergne (jusqu'à 30 % des surfaces en 2011, alors qu'ils concernaient 8 % des surfaces en 2006), la Bretagne (entre 28 % en 1994 et 16 % en 2001), la Franche-Comté (entre 12 et 22 % des surfaces), la Lorraine (entre 14 et 17 % des surfaces) et les Pays de Loire (entre 8 et 17 % des surfaces).

Le **colza** (Figure 6-13), dont les surfaces recevant des apports organiques ont été multipliées par 4 entre 2001 et 2011, est plus fréquemment concerné par les effluents organiques en Bretagne (84 % des surfaces en 2011), Lorraine (de 13 % en 1994 à 40 % des surfaces en 2011), Pays de Loire (66 % des surfaces en 2011) et dans une moindre mesure en Picardie (de 15 % en 2001 à 44 % en 2011). En 2011, il est également fortement fertilisé dans les régions de grandes cultures comme l'Île-de-France (21 % en 2011) ou la Champagne-Ardenne (40 % en 2011).

Figure 6-13. Evolution de la fertilisation azotée organique sur colza entre 1994 et 2011 en % de surface
 Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

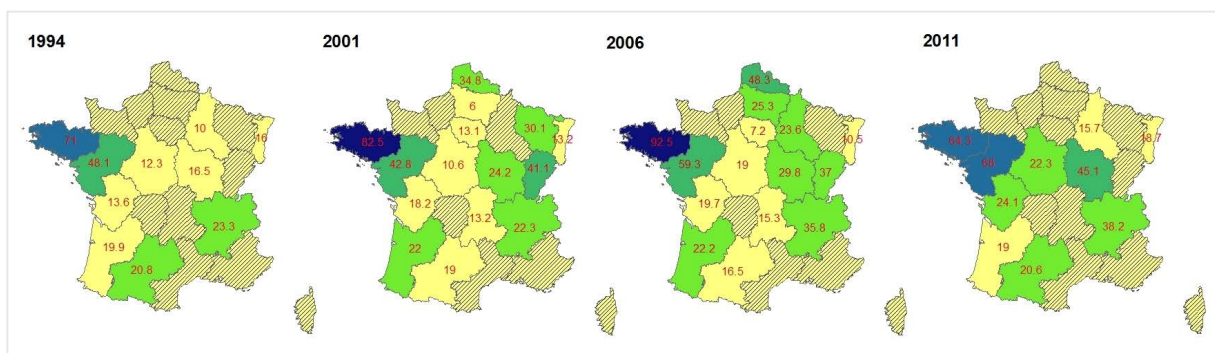
En hachuré, non enquêté ou secret statistique.



Le **maïs fourrage** (Figure 6-14) ne présente globalement pas de grande variabilité régionale, car il est produit uniquement dans les régions d'élevage et donc dans des régions où les engrais organiques sont disponibles. Il reçoit un engrais organique sur plus de 60 % des surfaces quelle que soit la région enquêtée. Le maïs grain présente les mêmes variabilités régionales que les autres céréales mais avec une fréquence des apports plus importante. Ils sont au-dessus de la moyenne nationale en Bretagne (> à 64 % des surfaces), Pays de Loire (entre 43 et 68 % des surfaces), Basse-Normandie (54 % des surfaces en 2011), Nord-Pas-de-Calais (35 à 45 % des surfaces), Lorraine (30 à 39 % des surfaces) et Franche-Comté (34 à 41 % des surfaces). Ils ne sont pas pour autant négligeables dans les régions de grandes cultures où ils sont compris entre 10 et 20 % des surfaces.

Figure 6-14. Evolution de la fertilisation azotée organique sur maïs grain entre 1994 et 2011 en % de surface
 Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

En hachuré, non enquêté ou secret statistique.



Le **tournesol** a vu également ses surfaces de plus en plus fréquemment fertilisées avec un engrais organique au cours de la période récente. Les régions où ces apports sont les plus fréquents sont les Pays de Loire (entre 17 % en 1994 et 40 % en 2011), Poitou-Charentes (entre 10 % en 1994 et 29 % en 2011), Centre et Bourgogne (environ 20 % en 2011). Ces apports sont en revanche très rares en Midi-Pyrénées où ils restent inférieurs à 5 % des surfaces en tournesol. La betterave ne présente pas une grande variabilité car elle est généralement produite dans des régions de grandes cultures où les effluents d'élevage sont rares. En revanche, elle reçoit plutôt des effluents industriels ou urbains comme les vinasses de sucreries, boues de stations d'épuration ou les fumiers de champignons. Mis à part en Ile-de France en 2001, de 30 à 60 % des surfaces en betterave reçoivent un effluent organique, avec une forte progression entre 2001 et 2011, sauf en Nord-Pas-de-Calais où les surfaces concernées atteignaient déjà 60 % en 2001.

Tout comme pour la fréquence de labour à l'échelle du système de culture, la fréquence des apports organiques sur une parcelle dépend étroitement de la succession de cultures qui y est conduite. Ainsi, en 2006, pour les surfaces fertilisées avec azote organique, la fréquence des apports est faible. Sur une période de 10 ans, 63 % des surfaces ne reçoivent de l'azote organique que de temps en temps. Le quart de la sole en reçoit tous les 2 ou 3 ans et seulement 20 % de la surface est fertilisée tous les ans. Les apports annuels touchent 46 % des surfaces fertilisées avec de l'azote organique en Aquitaine, 32 % en Bretagne et Basse-Normandie, et 31 % en Rhône-Alpes. Plus de 60 % de la sole de maïs est fertilisée tous les 2 ou 3 ans, ce pourcentage s'élevant à 40 % de la sole pour la betterave et la pomme de terre (Agreste, 2010). En 2011, les rotations intégrant du maïs fourrage reçoivent en moyenne 2,3 apports organiques sur 5 ans alors que, toutes rotations confondues, les surfaces en grandes cultures reçoivent 1,2 apport sur 5 ans (Agreste, 2014).

La majorité des effluents proviennent d'élevages bovins : 75 % en 2011 (Chapelle, 2003), 70 % des surfaces en 2006 (Agreste, 2010), 59 % en 2011 (Agreste, 2014), majoritairement sous forme de fumier (50 % des surfaces) mais également de lisier (moins de 10 % des surfaces) en 2006 (Agreste, 2010). Les autres fumiers sont utilisés sur 10 % de la sole recevant de l'azote organique et les fientes de volailles sur seulement 5 % des surfaces. L'apport d'effluents bovins est majoritaire dans toutes les régions d'élevage. En revanche, la Bretagne qui concentre en 2006, 56 % du cheptel porcin, concentre également 57 % des superficies françaises fertilisées avec du lisier de porcs. Ainsi, la part des surfaces avec apports de lisiers de porcs atteint 40 % en Bretagne (33 % en 2011) alors qu'elle se situe autour de 10 % pour l'ensemble de la France (Agreste, 2010 ; Agreste, 2014). Dans les régions autour du Bassin parisien (Île-de-France, Champagne-Ardenne, Picardie, Centre), environ 60 % de la fumure est importée, essentiellement en provenance des élevages de volailles, des industries agroalimentaires ou des stations d'épuration des villes. Dans ces régions, le quart des surfaces recevant un épandage organique sont fertilisées avec des effluents issus des industries ou des villes (Agreste, 2014).

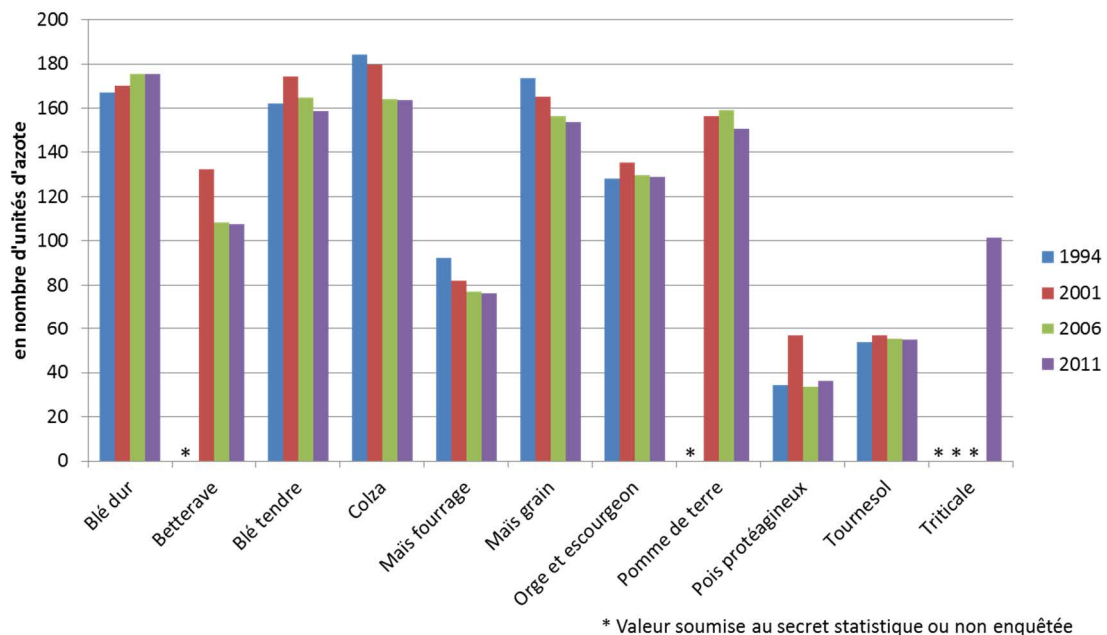
6.2.3. Evolution des doses et du fractionnement de la fertilisation minérale

L'analyse de l'évolution des doses totales d'azote minéral moyennes par culture (calculées sur toutes les surfaces ayant reçu au moins un apport minéral) ne montre pas de tendances nettes sur les deux dernières décennies, à part une légère baisse entre 1994 et 2001 suivie d'une stagnation entre 2006 et 2011 (Voir Annexes, Figure 2).

Les cultures recevant le plus de fertilisation azotée (voir Figure 6-15) sont le **blé** (avec une légère tendance à la hausse pour le blé dur, de 167 kg N/ha en 1994 à 176 kg N/ha en 2006 et 2011, et pour le blé tendre, de 159 kg N/ha en 2001 à 174 kg N/ha en 2011), le **colza** (avec une tendance à la baisse de 184 kg N/ha en 1994 à 164 kg N/ha en 2006) et le **maïs grain** (avec une tendance à la baisse également de 173 kg N/ha en 1994 à 154 kg N/ha en 2006). Viennent ensuite la **pomme de terre** (entre 150 et 160 kg N/ha), l'**orge** (stable autour de 130 kg N/ha), le **triticale** (102 kg N/ha en 2011), le **maïs fourrage** (avec une tendance à la baisse de 92 kg N/ha en 1994 à 76 kg N/ha en 2011), la **betterave** (entre 133 kg N/ha en 2001 et 108 kg N/ha en 2006 et 2011), le tournesol (autour de 55 kg N/ha) et enfin le **pois** (qui, comme évoqué précédemment, est très rarement fertilisé).

Figure 6-15. Dose d'azote minérale moyenne par culture sur les surfaces en ayant reçu depuis 1994 en nombre d'unités d'azote par hectare

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011.



En termes de variations inter-régionales, les quantités d'azote minéral apportées sur **blé tendre** (Figure 6-16a) sont plus élevées en Champagne-Ardenne (entre 190 et 200 kg N/ha), Ile-de-France (entre 180 et 200 kg N/ha) et Picardie (entre 175 et 189 kg N/ha) –régions à forts potentiels de rendements- et plus faibles dans le Grand Ouest, notamment en Bretagne (entre 100 et 120 kg N/ha) et Pays de Loire (entre 130 et 140 kg N/ha) – régions où les apports d'engrais organiques sont fréquents. Pour presque toutes les régions, 2001 semble être l'année où les apports minéraux azotés ont été les plus importants, ce qui est peut-être à mettre en lien avec un effet « année ».

Sur **colza** (Figure 6-16b), la variabilité inter-régionale paraît plus faible que pour le blé. C'est à nouveau en Champagne-Ardenne que les doses appliquées sont les plus fortes (entre 198 kg N/ha en 1994 et 182 kg N/ha en 2011). En 2011, si l'on excepte la Bretagne, l'Auvergne et les Pays de Loire, où l'apport d'azote organique est plus fréquent, les doses totales varient entre 155 et 180 kg N/ha sur l'ensemble des régions.

Sur **maïs grain** (Figure 6-16c), c'est dans les régions d'élevage (Bretagne, Basse Normandie et Pays de Loire), mais également dans la région Nord-Pas-de-Calais, que les doses totales apportées sont les plus faibles (inférieures à 120 kg N/ha), alors qu'elles sont les plus élevées en Alsace, en Midi-Pyrénées et en Aquitaine (respectivement 166 et 173 kg N/ha) où le maïs grain est fréquemment irrigué et conduit en monoculture ou dans des rotations très courtes sans fumure organique.

On retrouve les mêmes tendances pour le **maïs fourrage** (Figure 6-16d) qui est fortement fertilisé en Aquitaine (mais en baisse de 158 kg N/ha en 2001 à 123 kg N/ha en 2011⁶), mais également en Lorraine, Centre et en Franche-Comté où il reçoit en moyenne plus de 115 kg N/ha. En revanche, dans les régions du grand Ouest, le maïs fourrage reçoit des doses plus faibles que la moyenne nationale (entre 70 et 40 kg N/ha en Bretagne, entre 75 et 50 kg N/ha dans les Pays de la Loire).

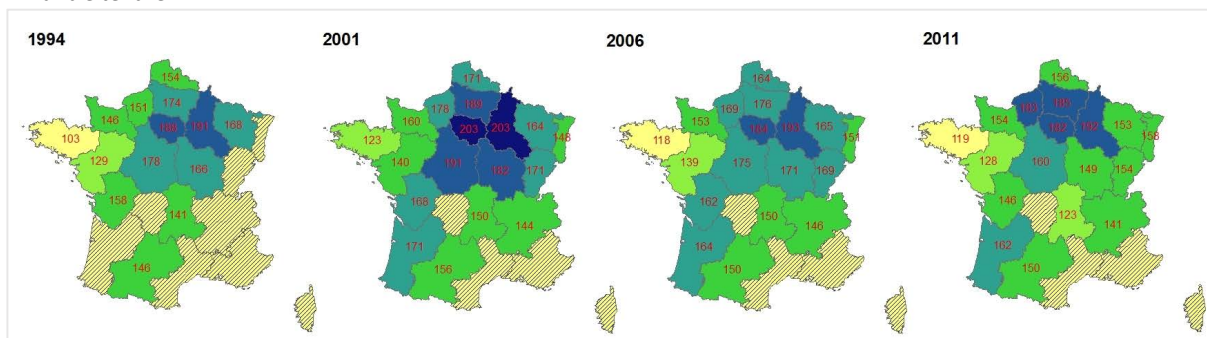
Enfin la **betterave sucrière** ne montre guère de variabilité. En 2011, les doses sont un peu plus fortes (de 20 kg N/ha) en Basse-Normandie, Centre et Ile-de-France. Dans les régions enquêtées depuis 2001 (Champagne-Ardenne, Picardie, Ile-de-France), les doses ont beaucoup baissé depuis (de l'ordre de 15 à 40 kg N/ha).

⁶ L'année 1994 apparaît difficilement comparable aux trois autres années car le nombre de régions enquêtées pour la culture du maïs ensilage est très inférieur à celui de 2011 (8 régions enquêtées en 1994 contre 17 en 2011, alors que le maïs ensilage s'est surtout développé en France dans les années 1980). Cette différence du nombre de régions enquêtées en 1994 s'observe aussi pour les autres cultures maïs de manière un peu moins marquée.

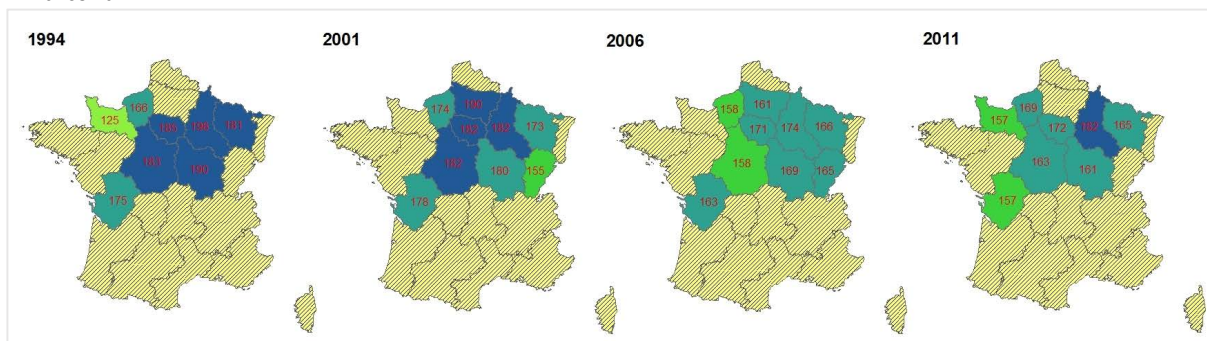
Figure 6-16. Evolution de la fertilisation azotée minérale sur 4 cultures entre 1994 et 2011 en % de surface
 Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

En hachuré, non enquêté ou secret statistique.

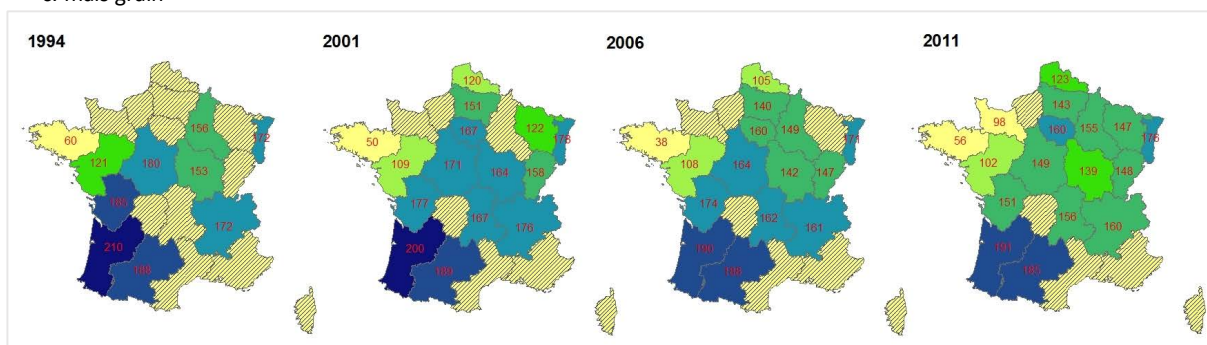
a. blé tendre



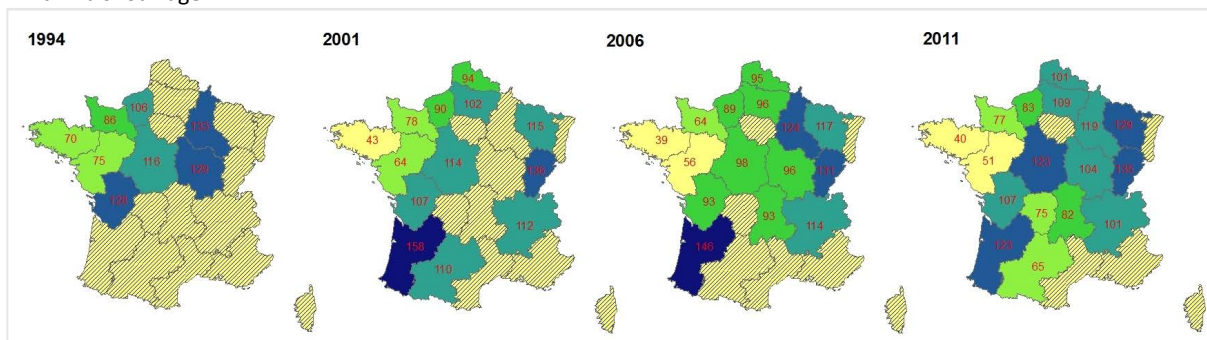
b. colza



c. maïs grain



d. maïs fourrage



Pour augmenter son efficacité, l'ajustement de la fumure azotée doit s'accompagner d'un fractionnement des doses d'azote tout au long de la croissance de la plante. En 2011, pour les surfaces fertilisées en azote minéral exclusif, l'apport se fait en 3 passages en moyenne pour le blé et le colza, 2 pour l'orge, le triticale, le maïs, la pomme de terre et la betterave, et 1 pour le tournesol et le pois. Le nombre d'apports est notamment plus faible pour les cultures dont le développement empêche les passages répétés (maïs) ou les cultures faiblement fertilisées en azote (tournesol) (Agreste, 2014). Cependant, ces pratiques ont beaucoup évolué au cours du temps (Figure 6-17).

Par exemple, dans le cas du **blé tendre**, Près de 70 % des surfaces recevaient déjà en 2001 au moins trois apports d'azote minéral durant le cycle cultural. Cette pratique du fractionnement s'est fortement développée depuis 1994, où moins d'un quart des surfaces en blé tendre faisaient l'objet de trois apports ou plus. Entre 2001 et 2006, la situation est restée stable (71 % des blés recevaient 3 apports et plus) et s'est ensuite légèrement inversée entre 2006 et 2011 (66 % des blés ont reçu 3 apports et plus en 2011). En 2001, le fractionnement des apports en trois apports ou plus concerne majoritairement les grands bassins céréaliers, au moins 80 % des blés étant dans ce cas en Picardie, Haute-Normandie, Île-de-France, Champagne-Ardenne et dans le Centre. La pratique est presque aussi fréquente en Bourgogne. A l'inverse, en Bretagne ou Rhône-Alpes, régions plus orientées vers l'élevage, le fractionnement de l'azote en trois apports ou plus ne concerne respectivement que 38 % et 44 % des surfaces en blé tendre (Rabaud, 2005).

Les évolutions sont moins marquées sur **blé dur** entre 1994 et 2011 : le fractionnement en 3 apports et plus était déjà majoritaire en 1994 (56 % des surfaces en blé dur) et a continué à augmenter jusqu'en 2006 (76 % des surfaces), pour rester stable ensuite (seules les surfaces non fertilisées ont augmenté).

Concernant l'**orge et l'escourgeon**, le fractionnement en 2 apports est toujours resté majoritaire, mais la part du fractionnement en 3 apports a augmenté entre 1994 et 2011 (passant de 9 à 29 % des surfaces), tandis que celle des orges qui ne reçoivent qu'un apport a diminué (de 29 à 12 %).

Sur **colza**, les pratiques sont restées relativement stables entre 1994 et 2006, avec une majorité de deux apports (55 % des surfaces en 1994 et 61 % en 2006). Ce n'est qu'en 2011 que la situation a vraiment changé au profit du 3^{ème} apport généralisé (57 % des surfaces).

Pour les autres cultures, qui sont toutes des cultures de printemps, l'absence de fractionnement était généralement la règle, mais on note pour ces cultures également de fortes évolutions.

Ainsi pour la **pomme de terre**, entre 2001 et 2011, on note une inversion de tendance : en 2001, 75 % des surfaces ne recevaient qu'un apport, tandis qu'en 2011, 62 % des surfaces reçoivent 2 apports et plus.

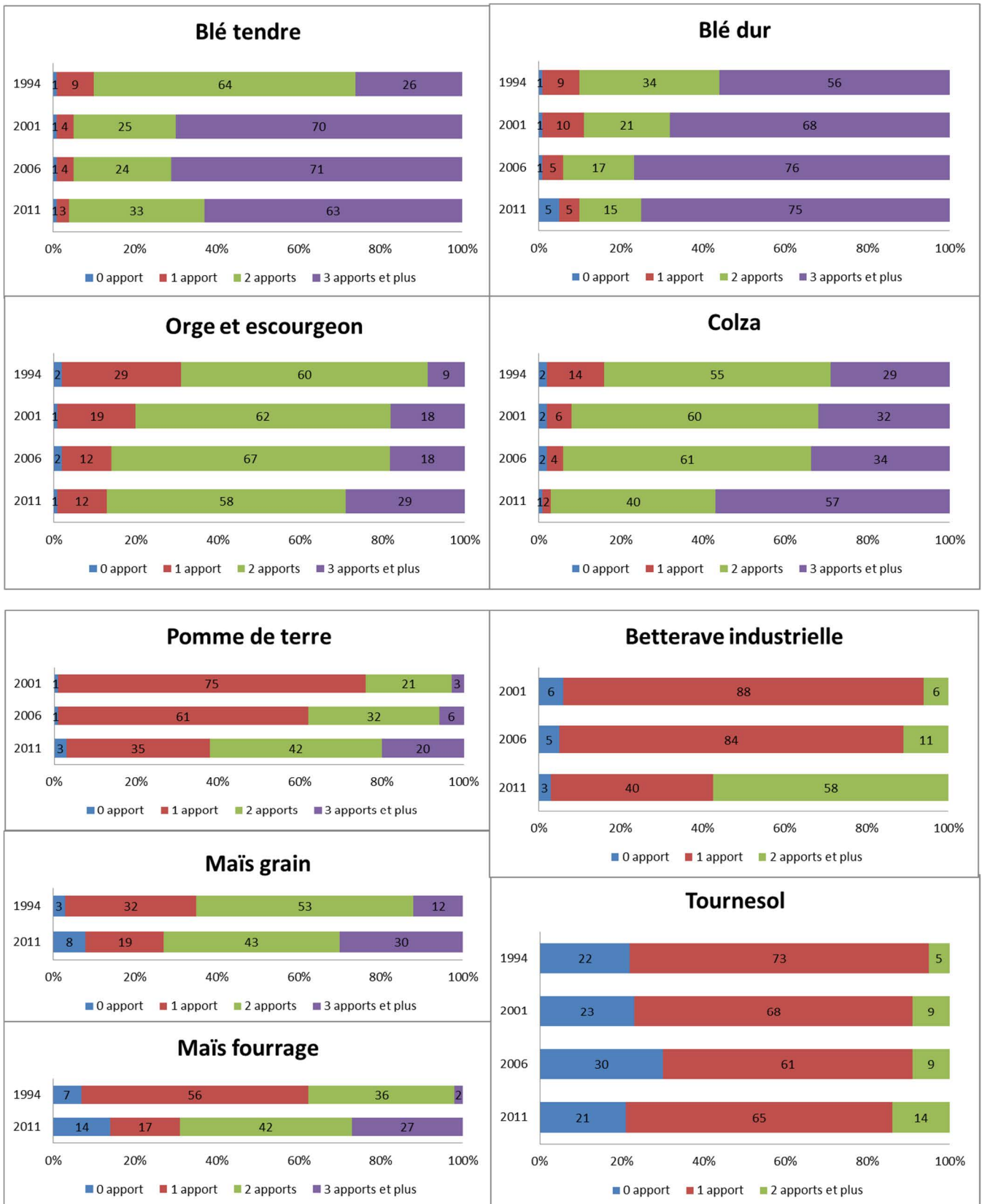
On retrouve les mêmes tendances avec la **betterave industrielle**, qui, en 2001, n'était fertilisée qu'en un seul apport sur 88 % des surfaces, contre 40 % en 2011. Le principal changement a eu lieu entre 2006 et 2011 : 58 % des surfaces ont été fertilisées en 2 apports en plus en 2011.

Le maïs grain et fourrage présentent tous les deux une forte diversité de pratiques de fractionnement. Pour le **maïs grain**, le fractionnement en 2 apports était déjà majoritaire en 1994 (53 % des surfaces), suivi des surfaces ayant été fertilisées en un seul apport (32 %). En 2011, c'est le fractionnement en 2 apports qui domine toujours (43 % des surfaces), mais suivi cette fois de celui en 3 apports et plus (30 % des surfaces).

Le **maïs fourrage** se retrouve en 2011 sur un profil très similaire à celui du maïs grain (avec une majorité du fractionnement en 2 apports en plus), mais son profil en 1994 était très différent avec plus de la moitié des surfaces fertilisées en un seul apport (56 % de surfaces) et seulement 36 % en 2 apports. Les conduites sur les deux types de maïs ont donc eu tendance à s'homogénéiser sur le temps.

Relativement aux autres cultures, le **tournesol** est resté très stable entre 1994 et 2011 : la part de surfaces sans apport d'azote varie entre 21 et 30 % et la pratique d'un apport unique reste majoritaire sur toute la période (73 % des surfaces en 1994, 65 % en 2011).

Figure 6-17. Evolution du fractionnement des apports d'azote minéral sur 9 cultures
 Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011



6.2.4. Le raisonnement de la fertilisation azotée

Le raisonnement de la fertilisation est un moyen d'ajuster les quantités de fertilisants (minéraux et/ou organiques) aux besoins des cultures au regard d'une part à la production espérée mais également des conditions de l'année culturale (reliques de la culture précédente, année climatique...).

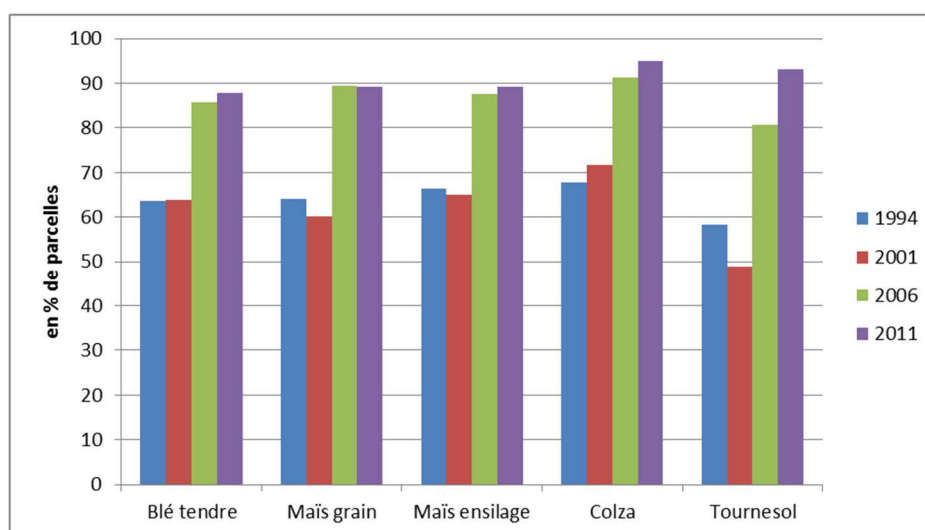
6.2.4.1. La prise en compte de la fertilisation organique

Dans les régions d'élevage, les effluents d'élevage constituent une source importante d'azote, qu'il est important de prendre en compte dans le raisonnement de la fertilisation.

Il semble que la fertilisation organique soit majoritairement prise en compte par les agriculteurs (Figure 6-18) : entre 60 et 70 % des surfaces concernées par un apport organique en 1994 et 2001 (sauf pour le tournesol) ont connu un ajustement de la dose d'azote minéral en fonction de l'apport organique. Cette prise en compte a progressé de 20 à 30 % entre 2001 et 2006 et près de 90 % des surfaces voient leur dose totale d'azote minéral ajustée en cas d'apport organique, avec peu de variabilité entre cultures.

Figure 6-18. Fréquence de prise en compte de la fertilisation organique dans le calcul de la fertilisation azotée minérale entre 1994 et 2011 (en % de parcelles)

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011



L'analyse de la fumure organique permet de déterminer la quantité d'azote qu'elle contient. La teneur en azote de la fumure organique est connue pour les deux tiers des surfaces en 2006, en léger recul en 2011 (61 %). Mais pour quelques régions qui utilisent la fumure organique sur plus du quart de la surface en grandes cultures (Lorraine, Basse-Normandie et Rhône-Alpes), la teneur en azote est connue seulement pour la moitié des surfaces. L'analyse de la fumure organique est majoritaire en Bretagne, sur 51 % de la surface, et est réalisée en Basse-Normandie et Rhône-Alpes sur respectivement 39 % et 31 % de la surface. En revanche pour les autres régions, l'agriculteur a recours à des références techniques (Agreste, 2010). En 2011, des analyses sont réalisées pour 35 % des surfaces fertilisées avec de l'azote organique. Elles sont plus fréquentes pour la betterave (plus de la moitié des surfaces), et beaucoup moins pour le maïs fourrage (1/5^{ème} des surfaces) En effet, la fréquence des analyses varie également selon les types de fumure. Elles sont réalisées pour 71 % des surfaces dans le cas d'épandage de boues ou vinasses, pour 64 % dans le cas de lisiers, et pour 23 % dans le cas de fumiers (Agreste, 2014).

En 2011, lorsqu'il y a un apport organique en complément d'apports minéraux, les surfaces fertilisées reçoivent en moyenne 46 kg/ha d'azote minéral en moins (105 kg d'azote minéral apporté par hectare, contre 151 kg en l'absence de complément organique) (Agreste, 2014). Cette diminution est de 40 kg/ha en 2006 (Agreste, 2010). Cependant, pour les cultures fertilisées avec les deux formes d'azote, la quantité d'azote total (organique et minéral) est en moyenne plus importante que lorsque les apports sont uniquement constitués d'engrais minéraux (Agreste, 2014).

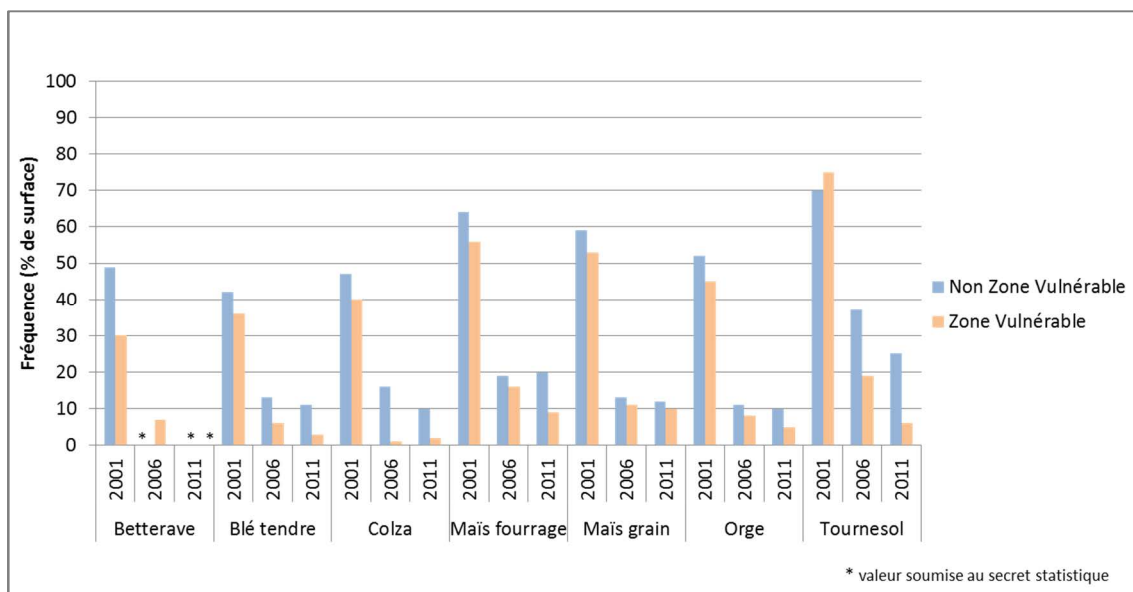
6.2.4.2. La prise en compte de la dose habituelle

La dose que l'agriculteur a l'habitude d'apporter fait partie du raisonnement de la fertilisation azotée minérale. Elle est déterminée à partir de l'habitude de l'exploitant, sans prendre en compte des critères tels que les objectifs de rendement, le précédent cultural ou les conditions annuelles.

Cette question étant la seule commune aux différentes enquêtes « Pratiques culturales » de 2001 à 2011, il a été possible de retracer l'évolution temporelle de ce mode de raisonnement chez les agriculteurs, en distinguant les zones « vulnérables » des zones « non vulnérables (Figure 6-19).

Figure 6-19. Fréquence de la détermination de la dose totale d'azote minéral à partir de la seule dose habituelle entre 2001 et 2011 (en % de surface)

Source : enquête « Pratiques Culturales sur grandes cultures » 2001, 2006 et 2011



En 1994, 43 % des surfaces en blé tendre ont reçu une fertilisation déterminée selon la dose « habituelle » (Rodes, 1996)⁷. Entre 1994 et 2001, l'évolution n'est pas significative, puisque la part des surfaces raisonnée uniquement en fonction de la dose habituelle est de 42 % des surfaces en zone non vulnérable (36 % en zone vulnérable) en 2001. Le mode de raisonnement de la fertilisation change à partir du milieu des années 2000 : la dose d'azote est déterminée à partir de la seule habitude pour 11 % des surfaces en zone non vulnérable (3 % en zone vulnérable) en 2006.

Toutes les autres cultures suivent cette tendance. Elles étaient généralement fertilisées en fonction de la dose habituelle sur plus de 40 % de leurs surfaces en 2001 (jusqu'à 70 % pour le tournesol), avec un léger décalage pour les surfaces en zones vulnérables. En 2006, la plupart de ces surfaces avoisinent les 10 % (sauf pour le maïs fourrage compris entre 19 et 16 %, et le tournesol compris entre 19 et 37 % en fonction du zonage en zone vulnérable/non vulnérable). Ce mode de raisonnement de la dose de fertilisation azotée devient minoritaire en 2011 puisqu'elle ne concerne plus que 7 % des surfaces en grandes cultures (Agreste, 2014).

A noter cependant que, contrairement à ce qu'on pourrait supposer, la dose d'azote minéral apportée dans le cas de la fertilisation selon la dose habituelle est légèrement inférieure de 16,5 kg d'azote minéral en moyenne à toutes les autres modalités de raisonnement, sauf pour la betterave et le colza (Agreste, 2010). Il faudrait cependant vérifier que ces différences sont significatives et qu'elles ne sont pas liées uniquement à des particularités régionales : on sait par exemple qu'on observe une meilleure maîtrise de l'azote dans les bassins céréaliers à forts potentiels de rendement où les doses moyenne d'azote sont également plus élevées (Rabaud, 2005).

⁷ Mais également 32 % selon le rendement espéré, 36 % selon le précédent cultural, 22 % selon les reliquats théoriques et 13 % selon des mesures de reliquats (total supérieur à 100 % car l'exploitant pouvait donner plusieurs réponses. Voir Rodes, V. (1996).

6.3. Travail du sol : évolution de la pratique de non labour

La pratique du non labour également désignée comme « technique culturale sans labour » (TSL) recouvre une grande diversité de modalités, habituellement agrégées en deux grandes « familles » (Labreuche *et al.*, 2007) : les techniques culturales simplifiées (TCS) et le semis direct (SD). Les premières consistent à remplacer le labour par des opérations de travail du sol superficiel qui ne retournent pas les horizons pédologiques comme le ferait un labour. La seconde consiste à ne réaliser aucun travail du sol, même superficiel, et à se limiter à effectuer un semis permettant d'implanter directement les semences dans le sol. Face au labour qui remplit différentes fonctions agronomiques (destruction mécanique des adventices, amélioration de la structure du sol), le développement du non labour répond à d'autres types de motivations notamment sur le plan de l'économie et de l'organisation du travail : il représente un gain de temps pour l'agriculteur (alors que le labour est l'une des opérations culturales les plus coûteuses en temps de travail) et il permet de réaliser des économies d'énergie (carburant) et de matériel (Chapelle-Barry, 2008 ; Goulet et Vinck, 2012) . Dans certains cas, l'enjeu n'est pas seulement économique mais également écologique, le non labour, seul ou combiné à d'autres pratiques, pouvant être associé à certains bénéfices environnementaux (bilan des gaz à effet de serre, stockage du carbone, protection contre l'érosion hydrique etc.) (Labreuche *et al.*, 2007 ; Roger-Estrade *et al.*, 2014).

En France, le développement des Techniques Culturales Sans Labour (TCSL) est souvent considéré comme récent (Labreuche *et al.*, 2007). Or, ces techniques d'implantation se sont développées dès la fin des années 1960, avec l'arrivée du « Semavator⁸ ». L'extension des surfaces en TCSL est cependant restée limitée dans les années 1970 puis elles ont quasiment disparu dans les années 1980 (Labreuche *et al.*, 2007). La réforme de la PAC au début des années 1990 aurait favorisé les TCSL à l'échelle annuelle dont le développement s'est étendu pour atteindre 21 % des surfaces en cultures annuelles en 2001 et un tiers de ces surfaces en 2006 (Chapelle-Barry, 2008 ; Agreste, 2010). Le contexte climatique plutôt sec de ces derniers automnes peut avoir également favorisé les TCSL (labours difficiles à réaliser, bonnes conditions pour mettre en œuvre les TCSL...). La progression des TCSL à l'échelle annuelle se ralentit ensuite avec 35 % des superficies en 2011 (Agreste, 2014). Cette stagnation pourrait s'expliquer en partie par les difficultés de gestion des adventices (Labreuche et Wissocq, 2016).

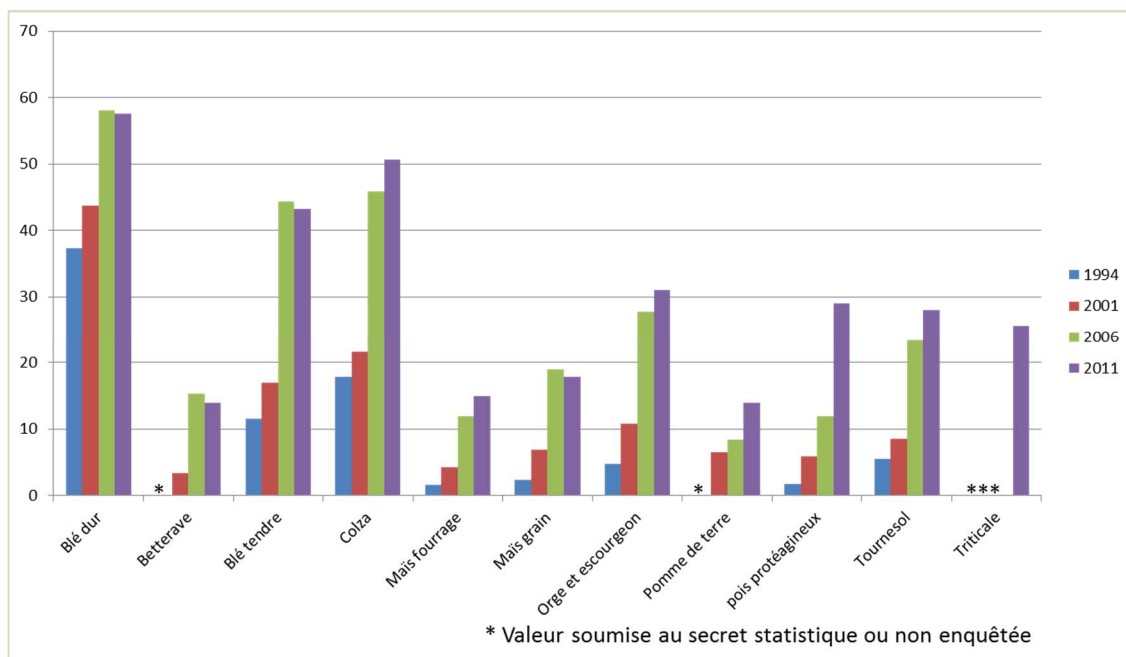
Nous déclinons ces tendances générales par culture et par région à l'échelle annuelle puis à l'échelle pluriannuelle du système de culture.

6.3.1. Analyse des TCSL par culture à l'échelle annuelle

La pratique du labour est plus fréquente pour les cultures de printemps (maïs grain et fourrage, tournesol...) alors que celle des TCSL est plus marquée pour les cultures d'automne, telles que le colza, le blé tendre et le blé dur (Labreuche et Wissocq, 2016). Depuis le début des années 1990, la pratique du non labour à l'échelle annuelle a progressé principalement sur blé et colza, avec un saut observé entre les années 2001 et 2006 de l'enquête Pratiques culturales (Figure 6-20). Sur blé tendre, le non labour a progressé de manière continue entre 1994 et 2006, passant de 12 % des surfaces en 1994 à 17 % en 2001 et à 44 % en 2006 avant de se stabiliser à 43 % des surfaces 2011 (soit une progression d'un facteur 2,5 entre 2001 et 2006). Ces tendances sont identiques sur colza : progression de 18 % à 22 % des surfaces en colza entre 1994 et 2001, suivie d'une progression plus soutenue jusqu'à atteindre 46 % des surfaces en 2006 puis 51 % des surfaces en 2011.

⁸ Le SEMAVATOR est un semoir conçu pour le semis direct en présence d'importants résidus végétaux en condition humide.

Figure 6-20. Evolution du non-labour en France entre 1994 et 2011 par culture en % de surface
 Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011.

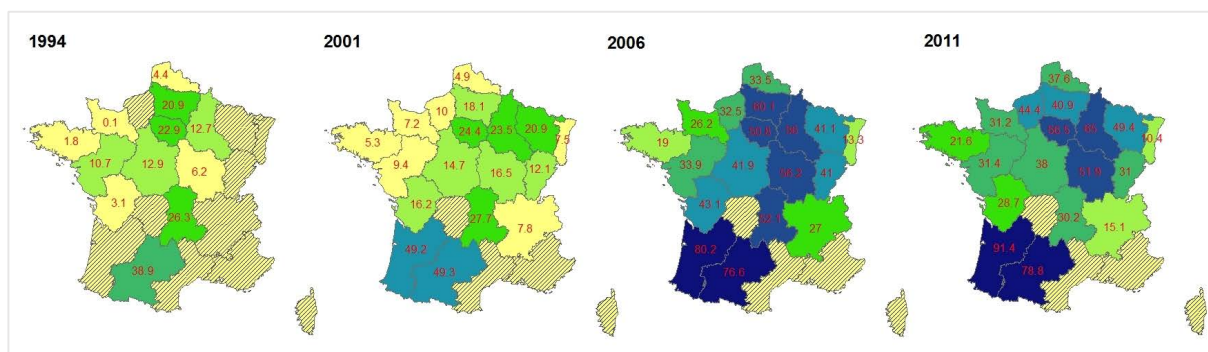


Ces évolutions observées à l'échelle nationale se retrouvent globalement dans toutes les régions, avec toutefois une fréquence du non labour encore très variable d'une région à l'autre (voir Annexes – Figure 4).

Sur blé tendre (Figure 6-21), c'est en régions Aquitaine, Midi-Pyrénées et Champagne-Ardenne que le non labour est le plus répandu (avec des pourcentages qui atteignent respectivement 80, 77 et 56 % en 2006 puis 91, 79 et 65 % en 2011), alors que les régions Alsace (13 % de non labour en 2006 et 10 % en 2011), Bretagne (19 % en 2006 et 22 % en 2011), Rhône-Alpes (27 % en 2006 et 15 % en 2011) et Basse-Normandie (26 % en 2006 et 31 % en 2011) sont celles où la pratique reste la moins répandue. L'implantation d'un blé précédé d'un labour est ainsi moins fréquente dans les régions du Sud-Ouest, possiblement en raison des aléas d'érosion élevés (Rabaud, 2004 ; Chapelle-Barry, 2008) Les régions qui bordent la Manche, de la Bretagne au Nord Pas de Calais, sont celles où le labour est la pratique la plus courante (Labreuche *et al.*, 2007).

Figure 6-21. Evolution du non labour en France sur blé tendre entre 1994 et 2011 en % de surface
 Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

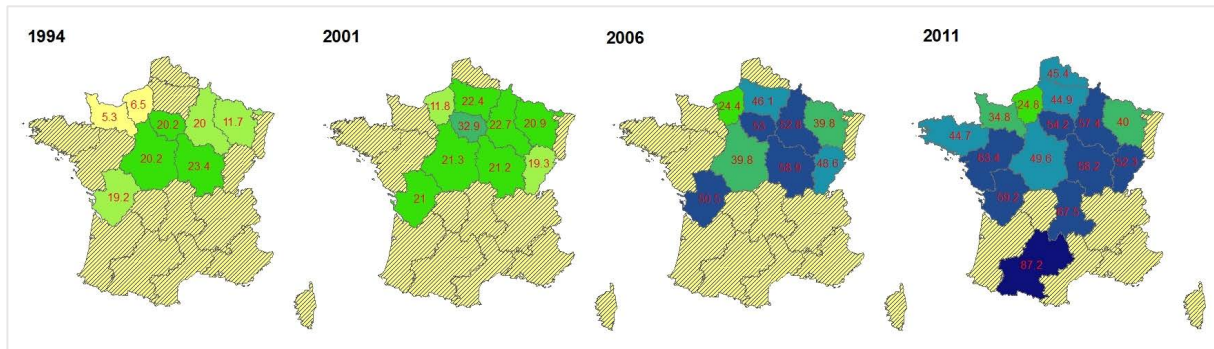
En hachuré, non enquêté ou secret statistique.



Sur **colza**, la pratique du non labour apparaît plus homogène entre régions : 40 % de non-labour dès 2006 dans toutes les régions enquêtées (Figure 6-22), sauf la Haute-Normandie qui stagne autour de 25 % de non labour entre 2006 et 2011. Cette pratique est en revanche bien développée en Bourgogne (59 % des surfaces en 2006 et 58 % en 2011), en Poitou-Charentes (51 % en 2006 et 59 % en 2011) et en Champagne-Ardenne (53 % des surfaces en 2006 et 57 % en 2011), mais également en Ile-de-France ou en Franche-Comté où elle dépasse 50 % des surfaces cultivées.

Figure 6-22. Evolution du non labour en France sur colza entre 1994 et 2011 en % de surface
Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

En hachuré, non enquêté ou secret statistique.



Le **blé dur** est la culture sur laquelle la pratique du non labour est la plus répandue (37 % des surfaces en 1994, 44 % en 2001, 58 % en 2006 et 2011). En revanche, cette pratique apparaît extrêmement différenciée selon les régions : très peu répandu en région PACA (de 16 % en 2001 à 27 % des surfaces enquêtées en 2006 au maximum), le non labour est au contraire largement dominant en Midi Pyrénées, où il représente plus de 60 % des surfaces sur les 4 années de l'enquête (et jusqu'à 91 % en 2011), et est très pratiqué en Languedoc-Roussillon (de 42 à 77 % des parcelles selon les années). Cette forte variabilité peut s'expliquer par une plus forte occurrence de la monoculture du blé dur en région PACA qui s'accommode mal du non labour en raison du risque de transmission de maladies fongiques, alors qu'en Midi-Pyrénées, il est plus souvent associé à un tournesol.

Sur **orge et escourgeon** (catégorie qui regroupe orge d'hiver et orge de printemps), la pratique du non labour suit les mêmes tendances que sur blé tendre mais en proportion moindre : 5 % des surfaces en non labour en 1994, 11 % en 2001 et 28 % en 2006, puis légère stagnation en 2011 avec 31 % des surfaces. C'est en Champagne-Ardenne, Pays de Loire et en Poitou-Charentes qu'il est le plus développé en 2011 (entre 40 et 47 % des surfaces) et en progression par rapport à 2006. En revanche, il recule dans de nombreuses régions comme la Bourgogne, la Franche-Comté, l'Île-de-France, le Midi-Pyrénées ou la Picardie.

La progression du non labour est également observée sur les cultures de printemps, mais dans une moindre mesure par rapport aux cultures d'hiver. Dans le cas du **tournesol**, les surfaces estimées sans labour sont presque multipliées par six, passant de 5 % en 1994 à 28 % en 2011. C'est en Aquitaine, que cette pratique est la plus développée (38 % des surfaces en 2006 et 2011) mais elle semble avoir atteint son maximum. Elle continue de progresser dans les autres régions où elle dépasse généralement 25 % des surfaces de tournesol en 2011. Cependant, ces taux de non labour restent limités car le tournesol est sensible à la qualité de la préparation du sol pour son enracinement (Chapelle-Barry, 2008). Sur **maïs**, les surfaces sans labour passent de 2 à 18 % des surfaces entre 1994 et 2011 pour le grain, et de 1,5 à 15 % des surfaces pour l'ensilage. Cette proportion reste très faible car le maïs est souvent conduit en monoculture. Or, le broyage et l'enfouissement par le labour des résidus de maïs constituent l'une des meilleures solutions de lutte contre la pyrale (Chapelle-Barry, 2008). Ceci explique le très faible taux de non labour en Alsace notamment (qui diminue de 13 % en 2001 à 1 % en 2011), où la pression pyrale est élevée. Dans les régions où le maïs est assolé, comme en Bretagne, Franche Comté, Pays de Loire ou Picardie, le taux de non labour dépasse 25 % en 2006 et 2011. La pratique du non labour annuel reste limitée pour la **betterave**, mais passe cependant de 3,5 % en 2001 à 15 % en 2006 (avec un léger recul en 2011, avec 14 % des surfaces). La **pomme de terre** est dans des fourchettes identiques passant de 6,5 % en 2001 à 14 % en 2011.

6.3.2. Les TCSL à l'échelle pluriannuelle du système de culture

Les résultats précédents illustrent les tendances une année donnée pour une culture donnée, mais n'apportent pas d'information sur la pratique du non labour à l'échelle du système de culture. En effet, une parcelle peut avoir été enquêtée une année en non-labour parce qu'elle était implantée en blé, alors qu'elle était labourée

l'année précédente parce qu'elle était semée en tournesol. Il est courant qu'un agriculteur alterne labour et TCSL sur une même parcelle : le labour est réalisé à chaque fois que la parcelle (infestation trop importante d'adventices, présence de résidus en trop grande quantité ou infectés, structure du sol dégradée) ou le climat (excès d'eau pendant la période d'implantation par exemple) l'exigent. Cette pratique est alors souvent nommée « non labour occasionnel » ou « simplification partielle du travail du sol » que l'on peut opposer à la simplification totale (Boisgontier *et al.*, 1994) avec un non labour systématique, pour toute la durée de la rotation (Labreuche *et al.*, 2007).

Il existe peu d'enquêtes permettant de caractériser les modalités de travail du sol sur un pas de temps pluriannuel, hormis les enquêtes Pratiques Culturelles de 2006 et 2011 qui renseignent sur les précédents culturels et la présence de labour sur les 5 années précédant l'enquête. Les travaux de Labreuche *et al.* (2007) et de Labreuche et Wissocq (2016)⁹ montrent que sur la période 2001-2006, les stratégies d'alternance du labour et des techniques culturales sans labour (TCSL) sont légèrement plus répandues que le labour systématique (44,6 % des surfaces contre 43,7 %). Pendant la période 2006-2011, l'écart se creuse encore un peu (46,8 % contre 40,3 %). L'alternance entre labour et TCSL va d'un non-labour opportuniste (une à deux fois en six ans) à une pratique très occasionnelle du labour (14,5 % des surfaces avec au maximum deux labours en six ans). Le non labour continu reste assez peu développé avec 11 % des surfaces sur 2001-2006 et 13 % sur 2006-2011. Ces résultats sont confirmés dans Chapelle-Barry (2008) qui indique que 34 % des surfaces sont dispensées de labour en 2006 mais que seules 11 % n'ont jamais été retournées depuis 2001. Sur une période plus ancienne, l'enquête Du Pont (Labreuche *et al.*, 2007) quantifie entre 1997 et 2001 une proportion de 59 % de parcelles avec labour continu, 29 % avec alternance labour-TCSL et 12 % en TCSL continues.

Ces valeurs très globales à l'échelle de la France doivent cependant être nuancées selon la nature de la succession culturale. Selon Labreuche et Wissocq (2016), la pratique des TCSL systématique est plus répandue dans le cas des rotations largement composées de cultures d'automne (colza-blé-orge d'hiver). A contrario, les rotations très largement composées de céréales, soit de printemps (maïs-maïs), soit alternant automne et printemps (maïs-blé), incluent assez rarement du non labour continu. C'est aussi le cas des rotations incluant de la prairie temporaire.

6.3.3. Localisation des Techniques Culturelles sans labour en France

Selon Labreuche *et al.* (2007), les TCSL sont présentes partout en France, quels que soient les cultures, les sols ou les régions. Cependant, ces auteurs montrent que les TCSL semblent plus pratiquées sur les sols argilo-calcaires, dans les régions du grand Sud-Ouest, avant les cultures d'automne et dans les exploitations de plus grande taille que la moyenne. Inversement, sur des sols peu argileux, avant les cultures de printemps ou dans des régions au climat humide (bordure de la Manche), les agriculteurs ont tendance à moins pratiquer les TCSL.

L'effet du sol n'est donc significatif que pour les sols argilo-calcaires. En 2011, le recours à un travail superficiel, voire très superficiel, y est beaucoup plus fréquent avec 39 % des surfaces concernées, à comparer aux 14 % du total des surfaces en grandes cultures. Il existe une interaction entre type de sol et bassin de production, les sols argilo-calcaires étant très largement représentés dans le Sud-Ouest et le Nord-Est (Labreuche et Wissocq, 2016). La présence d'élevage sur l'exploitation est rarement renseignée dans les enquêtes culturelles mais les indicateurs comme l'apport d'engrais de ferme ou l'exportation des pailles ne semblent pas avoir d'incidence sur la fréquence des TCSL.

En conclusion, si les statistiques nationales font clairement état d'une progression de la pratique du non labour entre le début des années 1990 et la moitié des années 2000, il semble moins facile d'interpréter la diminution observée sur la seconde moitié de cette décennie, qui peut être liée à un effet année ayant eu par exemple pour conséquence un tassement important des sols (ex. récolte en condition humide) ou la prolifération de populations d'adventices difficilement contrôlables justifiant, pour une partie des agriculteurs, le recours à la charrue. En effet, le travail du sol est un des leviers de la gestion des adventices car il empêche leur

⁹ Travaux sur les pratiques agricoles de travail du sol du GIS Grande Culture à Hautes Performances Economiques et Environnementales (GIS GCHP2E) : Etude des résultats de l'enquête pratiques culturelles 2011 (Agreste)

germination (par un enfouissement profond des graines) ou les détruit à des stades précoces de développement. La réduction du travail du sol (notamment l'absence de labour qui limite l'enfouissement) prive les agriculteurs d'un levier pour cette gestion des adventices, nécessitant l'adaptation de leurs pratiques (Cavan *et al.*, 2015). Il en résulte certaines évolutions au niveau de la gestion du système de culture (Labreuche *et al.*, 2007) comme une couverture automnale des sols (cultures intermédiaires) un peu plus fréquente en TCSL.

6.4. Irrigation

Accompagnant l'augmentation des tailles d'exploitation et la baisse du nombre d'actifs agricoles, les **grands aménagements et équipements parcellaires** se sont fortement développés dans l'objectif de réduire l'hétérogénéité du milieu qui s'exprime, par exemple, par l'hydromorphie (saturation régulière du sol en eau) ou les sécheresses édaphiques. Ainsi, drainage et irrigation représentaient 2 % des surfaces agricoles françaises en 1970. Après une forte progression dans les années 1980, le premier concerne désormais en moyenne plus de 10 % de la SAU (et s'élève même à plus de 25 % de la SAU dans les régions du Centre Ouest et du Sud-Ouest) et est aujourd'hui présent sur presque tout le territoire, hormis dans le quart Sud-Est et sur les plateaux limoneux du Nord de la France (Figure 6-23). La seconde s'est comparativement moins développée, les surfaces irriguées représentant depuis la fin des années 1990 un peu moins de 6 % de la SAU. Initialement surtout pratiquée en milieu méditerranéen et dans quelques régions agricoles du Nord de la France (périphérie parisienne, Beauce, Plaine d'Alsace), l'irrigation s'est progressivement amplifiée autour de la Vallée du Rhône (jusqu'à 41 % de la SAU), du grand Sud-Ouest (jusqu'à 76 % de la SAU dans les Landes), de la Beauce (jusqu'à 44 % de la SAU), en périphérie parisienne et en Alsace (jusqu'à 85 % de la SAU) (Figure 6-24).

Figure 6-23. Evolution de la proportion de surfaces drainées dans la SAU par région agricole entre 1970 et 2010
Source : Recensements agricoles

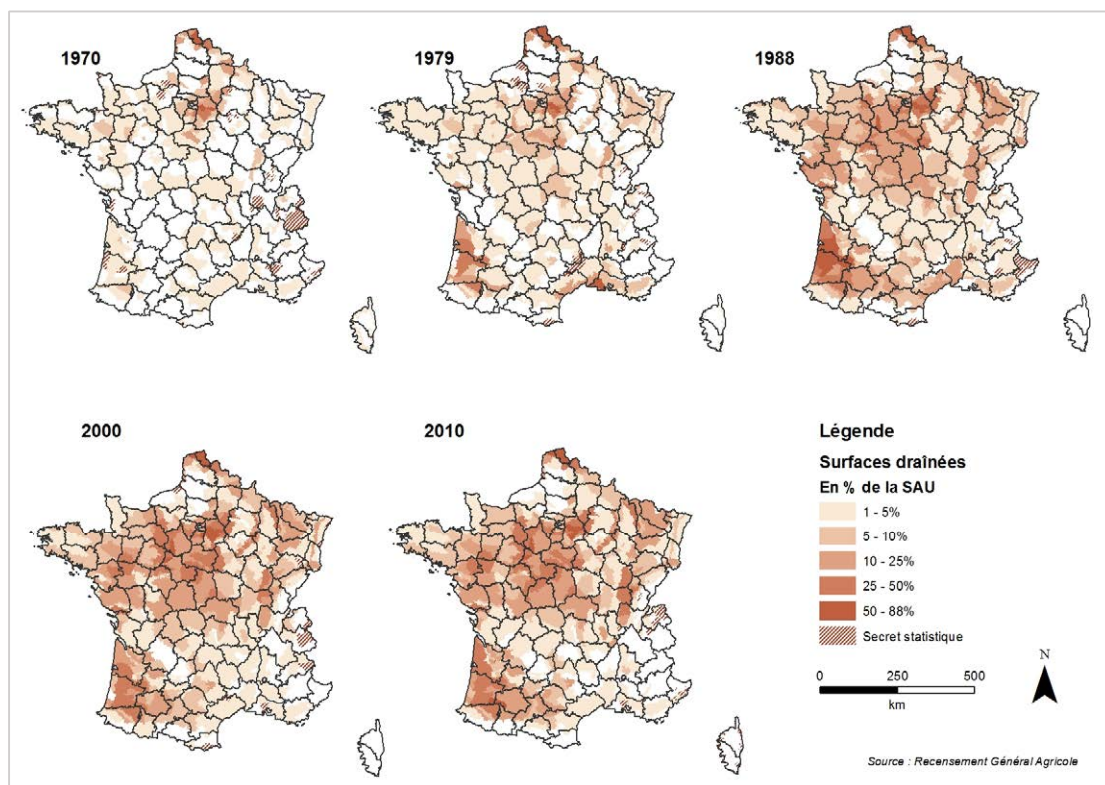
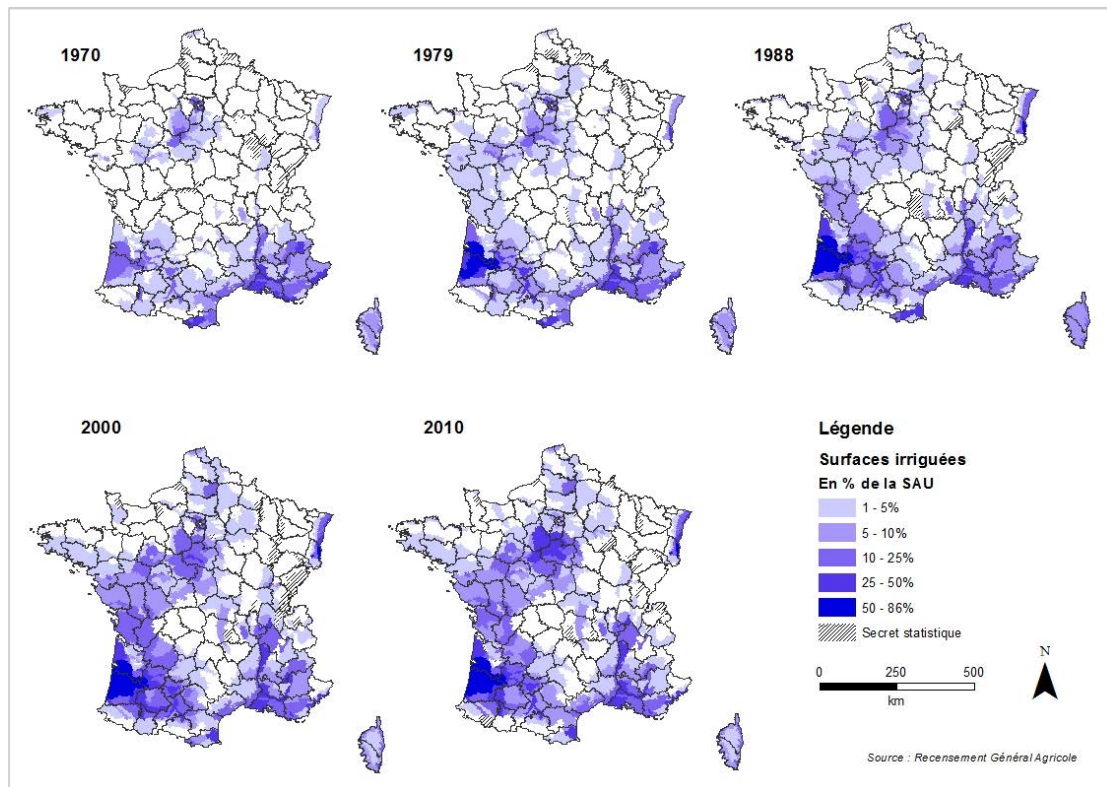


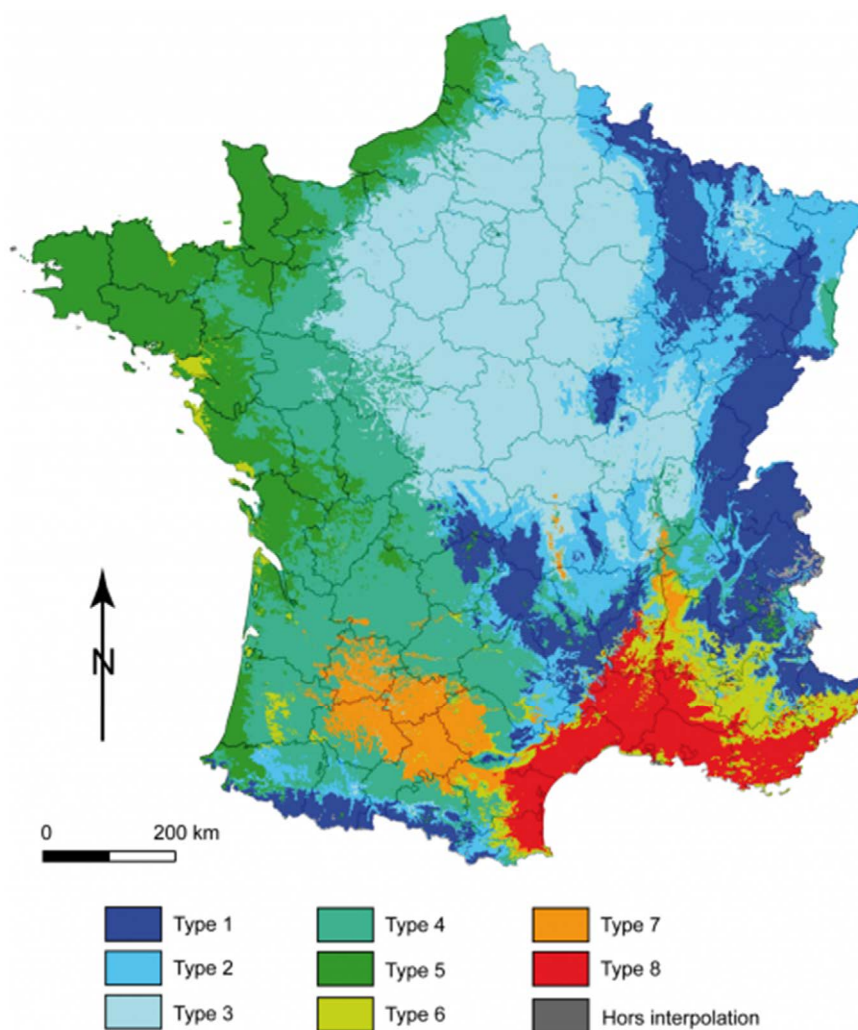
Figure 6-24. Evolution de la proportion de surfaces irriguées dans la SAU entre 1970 et 2010
 Source : Recensements Agricoles



6.5. Climat

De nombreuses typologies de climat existent. Nous présentons ci-après celle qui a été utilisée pour interpréter les résultats d'évaluation des SE dans EFESE-écosystèmes agricoles : la typologie en huit grands types de climats proposée par Joly *et al.* (2010) (Figure 6-25 et Encadré 6.2). Cette typologie est basée sur l'analyse des précipitations annuelles et de la température de l'air annuelle. Elle discrimine, par exemple, le « climat du Bassin du Sud-Ouest » (type 7) où les grandes cultures sont majoritairement de type Blé - tournesol - maïs et le « climat méditerranéen franc » (type 8) où le blé dur est particulièrement cultivé.

Figure 6-25. Les 8 grands types de climat en France (Joly *et al.*, 2010)



Cette typologie est construite sur l'analyse des précipitations annuelles et de la température de l'air annuelle.

Encadré 6.2. Les différents types de climat en France selon Joly *et al.* (2010) :

Type 1 : les climats de montagne - Les influences montagnardes et/ou semi-continentales y sont prépondérantes, c'est-à-dire que le cumul de précipitation est élevé, avec une forte variabilité interannuelle des précipitations du mois de juillet. La température moyenne est inférieure à 9,4°C. Ce climat s'étend sur l'ensemble des zones de montagne.

Type 2 : le climat semi-continental et le climat des marges montagnardes – ces climats regroupent les zones de périphérie montagnarde, avec des températures moins froides qu'en montagne, et des précipitations légèrement plus faibles. Ils s'étendent en Bourgogne, Alsace et Lorraine.

Type 3 : Le climat océanique dégradé des plaines du Centre et du Nord - Les précipitations sont faibles (moins de 700 mm de cumul annuel), surtout en été, et la variabilité interannuelle des précipitations est faible. Les températures sont intermédiaires (environ 11°C en moyenne annuelle) mais leur variabilité interannuelle est élevée. Ce climat s'étend sur l'ensemble du Bassin Parisien, dans la vallée moyenne de la Loire, le Nord du Massif central et la vallée de la Saône.

Type 4 : Le climat océanique altéré (transition entre le climat océanique franc de type 5 et le climat océanique dégradé de type 3) - Les précipitations moyennes cumulées sont de l'ordre de 800 à 900 mm et tombent surtout l'hiver, l'été étant assez sec. La température moyenne annuelle est assez élevée (12,5°C). Ce climat s'étend, d'une part, le long d'une fine bande entre le Nord-Pas-de-Calais et la Normandie et, d'autre part, vers le Sud-Ouest du Massif central et le Nord des Pyrénées.

Type 5 : Le climat océanique franc - Les précipitations sont annuellement abondantes (un peu plus de 1000 mm) : elles sont fréquentes en hiver, avec une forte variabilité interannuelle. L'été est également pluvieux mais les cumuls sont réduits. Les températures sont modérées, avec de faibles amplitudes annuelles. Ce climat s'étend en bordure de la mer du Nord, en Normandie, Bretagne, Vendée, Charentes.

Type 6 : Le climat méditerranéen altéré - Les précipitations moyennement abondantes (800-950 mm) mais réparties très inégalement au cours de l'année : l'automne et l'hiver sont humides (avec des variabilités interannuelles cependant), tandis que l'été est sec. La température moyenne annuelle est élevée, et l'été est toujours chaud. Ce climat s'étend sur les Alpes de Haute-Provence et la Drôme, en Ardèche, et entre les Pyrénées et l'Hérault.

Type 7 : Le climat du Bassin du Sud-Ouest - Les précipitations sont peu abondantes en cumul annuel (moins de 800 mm), avec une faible variabilité interannuelle ; leur intensité est faible l'hiver (précipitations océaniques) et plus élevées l'été (perturbations orageuses venant de l'Espagne ou du golfe de Gascogne). La température moyenne annuelle est élevée (supérieure à 13°C), avec une forte amplitude thermique annuelle. Ce climat est centré sur le bassin moyen de la Garonne/

Type 8 : Le climat méditerranéen franc - Les caractères climatiques de ce climat sont très tranchés, plus que dans chacun des sept précédents types. Le cumul annuel des précipitations est faible avec un été aride mais un hiver plutôt bien arrosé malgré un faible nombre de jours de pluie. Les températures annuelles sont élevées, associées à des jours froids rarissimes et des jours chauds fréquents. Ce climat s'étend en bordure de la Mer Méditerranée, en Camargue, dans la Vallée du Rhône jusque dans la Drôme.

Références bibliographiques citées dans le chapitre 6

Références Agreste

- Casagrande, P., Chapelle, C. (2001). Fertilisation azotée minérale: assagissement à la fin des années 80. *Agreste cahiers*, 2, 3-10.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/articles01062A1.pdf>
- Rodes, V. (1996). Les pratiques culturales sur grandes cultures en 1994 (France). *Agreste Données Chiffrées (France)*. no. 85.
https://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/24263/1/CDI_085_a.pdf
- Rabaud, V. (2003). L'utilisation des produits phytosanitaires sur blé et maïs en 2001. *Davantage de traitements mais réduction des doses*. Ministère de l'agriculture et de la pêche. *Agreste Primeur*, 137.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur137.pdf>
- Chapelle, C. (2003). Des nitrates agricoles à l'Ouest et dans les plaines céréalières. *Ministère de l'Alimentation de l'Agriculture et de la Pêche*, *Agreste Primeur*, 123.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/PRIMEUR123.pdf>
- Rabaud, V. (2004). Peu de pratiques alternatives en grandes cultures. *Agreste Primeur*, 149(4).
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur149.pdf>
- Rabaud, V. (2005). Gestion de l'azote sur le blé: une affaire de spécialistes. *Agreste Primeur*, 159.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur159.pdf>
- Chapelle-Barry C. (2008). Dans le sillon du non-labour : Un tiers des grandes cultures semées en 2006 sans retournement des sols. *Agreste Primeur*, 207.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur207.pdf>
- Cassagne J.-P. (2010). Pratiques phytosanitaires du colza en 2006 - Pression phytosanitaire sur le colza. *Agreste Primeur*, 237.
http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_primeur237.pdf
- Bisault, L. (2008). Une période favorable de 50 années s'est achevée. *Agreste Primeur*, 210.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur210.pdf>
- Cassagne, J. P. (2009). La protection phytosanitaire du blé tendre. Davantage de traitements pour les cultures à hauts rendements. *Agreste Primeur*, (226).
http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_primeur226.pdf
- Agreste (2010). Pratiques culturales 2006. *Agreste les Dossiers*, 8.
http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier8_integral.pdf
- Mercier S. (2013). Pratiques culturales sur le blé tendre d'hiver en 2010/2011 - Six traitements en moyenne sur le blé tendre en 2011 – *Agreste Primeurs*, 304.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur304.pdf>
- Agreste (2014). Enquête Pratiques culturales 2011 : Principaux résultats. *Agreste Dossiers*, 21.
http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier21_integral.pdf

Autres références

- Aubertot, J. N., Barbier, J. M., Carpentier, A., Gril, J. J., Guichard, L., Lucas, P., ... Voltz, M. (2005). Pesticides, agriculture et environnement. *Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*. *Rapport d'expertise scientifique collective*, INRA et Cemagref (France).
- Benett A. J., Bending G. D., Chandler D., Hilton S., Mills P., 2012, « Meeting the demand for crop production: the challenge of yield decline in crops grown in short rotations », *Biol. Rev.*, 87, pp. 52-71.
- Bernard, J. L., Rameil, V. (2006). L'innovation en protection des cultures: quelle influence sur la consommation de produits phytosanitaires par l'agriculture française?. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 53(53), 63-82.
- Boisgontier, D., Bartholomy, P., Lescar, L. (1994, June). Feasibility of minimum tillage practices in France. In *Proceedings of the EC-Workshop-I*, Giessen (pp. 27-28).
- Bouchet, F., 1982. Intérêt et perspective de l'intensification céréalière en France. *Fertilisants et agriculture*, 83,3-18.
- Boulaine, J., 1995. Quatre siècles de fertilisation. *Etude et Gestion des Sols* 2(4) : 219-226.
- Brun, A., Lasserre, F., Bureau, J. C. (2006). Mise en perspective comparée du développement de l'irrigation aux États-Unis et en France. *Géocarrefour*, 81(1), 5-14.

- Butault J.-P., Dedryver C. A., Gary C. et al., 2010, *Ecophyto R & D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ? Synthèse du rapport d'étude*, Inra, Paris, 90 p.
- Cavan, N., Labreuche, J., Cousin, I., Wissocq, A., Angevin, F. (2015). Effet d'une réduction du travail du sol sur la gestion des adventices : une analyse de l'enquête SSP (2011). In: *Rencontres sur la Gestion Durable des Adventices. « Comment maîtriser les adventices dans de nouveaux contextes de production ? »* (p. 24-26). Presented at *Rencontres sur la Gestion Durable des Adventices. « Comment maîtriser les adventices dans de nouveaux contextes de production ? »*, Paris, FRA (2015-12-15 - 2015-12-15). <http://prodinra.inra.fr/record/354390>
- Chauvel, B., Guillemain, J. P., Colbach, N., Gasquez, J. (2001). Evaluation of cropping systems for management of herbicide-resistant populations of blackgrass (*Alopecurus myosuroides* Huds.). *Crop protection*, 20(2), 127-137.
- Colbach, N., Meynard, J. M., Duby, C., Huet, P. (1999). A dynamic model of the influence of rotation and crop management on the disease development of eyespot. Proposal of cropping systems with low disease risk. *Crop protection*, 18(7), 451-461.
- Frandon, J., Kabiri, F., Pizzol, J. (2002). La lutte biologique contre la pyrale du maïs avec les Trichogrammes. In *Bilan des derniers développements. 2ème Conférence Internationale sur les Moyens Alternatifs de Lutte Contre les Organismes Nuisibles des Végétaux*, Lille (pp. 33-40).
- Frejefond, E., Zimmer, D., Vaquié, P., Lagoutte, M. (1996). Le drainage agricole après la réforme de la PAC. *La Houille Blanche*, (8), 35-39.
- Goulet, F., Vinck, D. (2012). L'innovation par retrait. Contribution à une sociologie du détachement. *Revue française de sociologie*, 53(2), 195-224.
- Janin, J. L. (1996). L'irrigation en France depuis 1988. *La Houille Blanche*, (8), 27-34.
- Jeuffroy M. H., Michel L., Guichard L., Makowski D., Mignolet C., 2012, Conséquences de l'évolution des systèmes de culture en France sur les rendements du blé et du colza, Colloque SFER-ABER « Le foncier dans tous ses états : productivité, marché et gestion », Lille, 25 mai 2012.
- Jeuffroy M. H., Baranger E., Carrouée B., de Chezelles E., Gosme M., Hénault C., Schneider A., Cellier P., 2013, « Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, rapeseed and dry peas », *Biogeosciences*, 10, pp. 1787-1797.
- Labreuche, J., Wissocq, A., Cavan, N. (2016). Travail du sol : implantation durable du non labour occasionnel. *Perspectives Agricoles*, 437, 4-8.
- LABREUCHE J., LE SOUDER C., CASTILLON P., OUVRY J.F., REAL B., GERMON J.C., de TOURDONNET S. (coordinateurs), 2007. Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour en France. ADEME-ARVALIS Institut du végétal-INRA-APCA-AREAS-ITB-CETIOMIFVV. 400 p. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51256&p1=00&p2=11&ref=17597>
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P., Trommetter M. (dir), 2008, *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*, Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France).
- Magrini, M. B., Anton, M., Cholez, C., Corre-Hellou, G., Duc, G., Jeuffroy, M. H., ... Walrand, S. (2016). Why are grain-legumes rarely present in cropping systems despite their environmental and nutritional benefits? Analyzing lock-in in the French agrifood system. *Ecological Economics*, 126, 152-162.
- Meynard, J. M., Girardin, P. (1991). Produire autrement. *Courrier de la Cellule Environnement INRA*, 15(15), 1-19.
- Meynard, J. M., Savini, I. (2003). La désintensification: point de vue d'un agronome. *Désintensification de l'agriculture. Questions et débats. Les Dossiers de l'environnement de l'INRA*, (24).
- Meynard, J. M., Doré, T., Lucas, P. (2003). Agronomic approach: cropping systems and plant diseases. *Comptes Rendus Biologies*, 326(1), 37-46.
- Mignolet C., Schott C., Benoît M. (2004). Spatial dynamics of agricultural practices on a basin territory: a retrospective study to implement models simulating nitrate flow. The case of the Seine basin. *Agronomie* : 24 (4), 219-236.
- Mignolet C., Schott C., Benoît M., (2007). Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. In: Billen G., Garnier J., Mouchel J.M., Human activity and material fluxes in a regional river basin: The Seine River watershed. *Seine Special Issue, Science of the Total Environment*, 375 (1-3), 13-32.
- Mignolet C. (2013). Changements d'usage des terres par l'agriculture en France depuis les années 1970 : une spécialisation des territoires aux conséquences environnementales majeures, *Comptes-rendus de l'Académie d'Agriculture* Vol. 99, n°4, pp 140-141.
- Nemecek T., Von Richthofen J. S., Dubois G., Casta P., Charles R., Pahl H. (2008) « Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations », *Eur J Agron*, 28, pp. 380-393.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J. P., Chenu C., Colnenne David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M. H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L. (2013) *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction*

- des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, Inra (France), 92 p.
- Pingault, N., Pleyber, E., Champeaux, C., Guichard, L., Omon, B. (2009). *Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures : l'indicateur de fréquence de traitement*. Notes et études socio-économiques, Ministère de l'agriculture et de la pêche, 32, 61-94.
- Pinochet X., Noël V. (2012) « Colza : les changements de pratique nuancent les progrès de la sélection », *Perspect. Agric.*, 393, pp. 34-35.
- Puech, T., Schott, C., Mignolet, C. (2015). Évolution des systèmes de culture sur le bassin Seine- Normandie depuis les années 2000 : construction d'une base de données spatialisée sur les pratiques agricoles. Modélisation de la pollution nitrique d'origine agricole des grands aquifères du bassin de Seine-Normandie à l'échelle des masses d'eau, Volume 1/4.
- Roger-Estrade, J., Labreuche, J., Boizard, H. (2014). Importance du travail du sol : typologie des modes de mise en œuvre et effet sur le rendement des cultures. In: Labreuche, J., Laurent, F., Roger-Estrade, J., Faut-il travailler le sol ? (p. 11-25). *Savoir Faire* (Quae). Versailles, FRA : Editions Quae. <http://prodinra.inra.fr/record/334472>
- Schmidt A., Guichard L., Reau R. (2010) « Le colza est très dépendant des pesticides dans les rotations courtes sans labour », *Agreste Synthèses*, 121, 7 p.
- Schott, C., Barataud, F., Mignolet, C. (2015). Les "carnets de plaine" des agriculteurs : une source d'information sur l'usage des pesticides à l'échelle de bassins versants? *Agronomie, Environnement et Sociétés*, 4 (2), 179-197.
- Schott C., Mignolet C., Meynard J.-M. (2010). Les oléoprotéagineux dans les systèmes de culture : évolution des assolements et des successions culturales depuis les années 1970 dans le bassin de la Seine. *OCL Oléagineux Corps Gras Lipides*, 17 (5), 276-291.
- Schott, C., Billen, G. (2012). Agriculture et qualité des eaux dans le bassin de la Seine: une résistible dégradation?. *Pour*, (1), 45-52.
- Urruty, N., Deveaud, T., Guyomard, H., Boiffin, J. (2016). Impacts of agricultural land use changes on pesticide use in French agriculture. *European Journal of Agronomy*, 80, 113–123. <http://doi.org/10.1016/j.eja.2016.07.004>
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J. M., Baudry, J. (2013) « The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 166, pp. 3-14.

Référence citée dans la section 6.5.

- Daniel Joly, Thierry Brossard, Hervé Cardot, Jean Cavailhes, Mohamed Hilal et Pierre Wavresky, 2010. « Les types de climats en France, une construction spatiale », *Cybergeo : European Journal of Geography*
URL : <http://cybergeo.revues.org/23155> ; DOI : 10.4000/cybergeo.23155

Annexes du chapitre 6. Figures complémentaires

Tableau 1. Nombre de Matières Actives et Quantité de Matières Actives utilisées par culture et par région entre 1994 et 2011

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

Régions	Nombre de Matières Active utilisées				Quantité de Matières Active utilisées				
	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	
Betterave	Basse-Normandie			10,7				4874	
	Centre			12,6				5119	
	Champagne-Ardennes		9,7	10,3	11,7	4479	3219	5478	
	Haute-Normandie			9,7				4945	
	Ile-de-France		9,6	10,2	12,4	3742	3675	4970	
	Nord-Pas-de-Calais		9,2	9,1	10,1	3476	3174	4663	
	Picardie		10,2	10,3	11,0	3689	3391	5103	
	France		9,8	10,1	11,2	3850	3342	5055	
Blé dur	Centre	9,6	8,8	8,5	9,7	3164	2523	1675	2292
	Languedoc-Roussillon	5,1	5,7	4,7	5,3	2334	1429	715	865
	Midi-Pyrénées	5,9	7,7	7,0	7,0	1632	1544	1018	1047
	Pays-de-Loire				7,9				1181
	Poitou-Charentes				8,8				1402
	Provence-Alpes-Côte-d'azur	3,0	4,3	2,8	3,1	2504	1016	657	640
	Rhône-Alpes				4,4				1109
	France	5,6	6,6	6,5	7,0	2252	1554	1103	1326
Blé tendre	Alsace		5,7	5,8	6,0		2101	2029	1491
	Aquitaine		5,8	5,3	5,0		1562	1078	1015
	Auvergne	6,0	6,7	6,0	4,7	2467	2047	1309	1225
	Basse-Normandie	7,3	9,6	9,3	9,4	5378	2749	2343	1896
	Bourgogne	7,8	9,8	10,0	8,6	5638	2464	2210	1798
	Bretagne	7,0	8,1	8,6	9,8	2912	2577	1840	1560
	Centre	8,2	9,6	8,4	8,3	2771	2557	2107	2040
	Champagne-Ardennes	9,7	12,2	11,0	11,5	3907	3108	2587	2571
	Franche-Comté		8,6	8,9	8,8		2756	1914	1841
	Haute-Normandie	8,7	10,1	10,0	10,4	6517	3298	2726	3046
	Ile-de-France	11,4	12,4	10,1	12,3	3691	3301	2234	2759
	Lorraine	8,2	9,1	8,5	8,5	3837	2679	1809	1814
	Midi-Pyrénées	4,7	5,7	5,2	5,5	1885	1464	918	927
	Nord-Pas-de-Calais	10,6	11,8	11,3	10,8	5139	4045	3004	2509
	Pays-de-Loire	6,2	6,7	7,4	8,3	4985	2361	1850	1891
	Picardie	11,7	13,2	11,3	12,0	4796	3630	2768	2578
	Poitou-Charentes	6,9	7,1	7,2	7,0	2320	1879	1491	1149
Rhône-Alpes		5,7	5,5	5,0		2162	1617	1347	
France	8,6	9,7	9,0	8,5	3978	2759	2139	1853	
Colza	Auvergne			7,6				1992	
	Basse-Normandie	3,5			8,7	4946		2085	
	Bourgogne	5,9	7,1	8,7	8,7	3799	3035	2843	2341
	Bretagne				5,1				1331
	Centre	5,2	6,3	7,7	8,4	2927	2353	2269	2132
	Champagne-Ardennes	5,3	6,3	8,0	9,2	3692	2816	2758	2356
	Franche-Comté		4,7	6,9	9,4		1872	2117	2201
	Haute-Normandie	5,3	6,2	8,7	8,4	3359	2276	2436	2101
	Ile-de-France	5,4	6,5	8,3	8,3	3304	2178	2392	2128
	Lorraine	5,4	6,3	7,7	8,9	3457	3111	3072	2775
	Midi-Pyrénées				5,6				1628
	Nord-Pas-de-Calais				7,2				1686
	Pays-de-Loire				7,6				1774
	Picardie		6,2	7,5	8,4		2261	2479	1950
	Poitou-Charentes	4,6	6,1	7,1	8,6	2664	2128	2271	2112
	France	5,3	6,4	7,9	8,2	3418	2574	2545	2071

.../...

Régions	Nombre de Matières Actives utilisées				Quantité de Matières Actives utilisées				
	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	
Mais fourrage	Aquitaine		3,3	3,2	3,0		3054	1862	1425
	Auvergne		2,3	3,1	2,6		1484	1856	1417
	Basse-Normandie	2,6	3,1	3,5	4,4	2044	2716	1764	1073
	Bourgogne	2,6		3,2	3,2	2612		1552	1232
	Bretagne	2,7	2,7	3,5	3,7	3257	1874	1019	763
	Centre	2,7	2,9	2,8	3,4	2945	1843	1232	1282
	Champagne-Ardennes	2,5		2,8	4,1	1604		849	983
	Franche-Comté		3,2	3,2	3,5		1553	1434	1411
	Haute-Normandie	2,3	2,4	2,9	3,3	2719	1398	945	671
	Limousin				2,5				1442
	Lorraine		2,8	3,5	4,1		1369	1364	1010
	Midi-Pyrénées		2,9		2,7		2271		1020
	Nord-Pas-de-Calais		2,6	3,3	4,3		1540	1136	986
	Pays-de-Loire	3,0	3,0	3,4	3,5	5299	2430	1399	848
	Picardie		2,5	3,7	3,7		1304	962	580
	Poitou-Charentes	2,8	2,7	3,2	3,0	3223	2310	1587	966
Rhône-Alpes		2,8	2,7	3,5		2399	1738	1451	
France	2,8	2,9	3,4	3,5	3627	2120	1347	1054	
Mais grain	Alsace	3,5	3,9	4,2	5,7	3554	2378	1492	1277
	Aquitaine	3,3	3,9	4,1	3,6	3801	2839	2093	1740
	Auvergne		4,3	4,1	3,8		2401	1655	1286
	Basse-Normandie				4,0				882
	Bourgogne	3,3	3,6	4,0	4,1	3007	2280	1877	1346
	Bretagne	2,6	2,7	3,3	3,8	2299	2087	1284	945
	Centre	3,3	3,4	4,0	4,1	3918	2192	1687	1310
	Champagne-Ardennes	3,0		3,3	3,6	2205		822	591
	Franche-Comté		3,7	3,5	3,9		1904	1231	1426
	Ile-de-France		3,2	4,3	4,8		1632	1430	1028
	Lorraine		2,8		5,0		1528		954
	Midi-Pyrénées	3,1	3,7	4,0	3,8	3566	2687	2095	1710
	Nord-Pas-de-Calais		2,6	3,0	4,1		1499	1198	858
	Pays-de-Loire	3,4	3,4	3,5	3,9	3560	2571	1456	1226
	Picardie		2,9	4,3	4,5		1277	1246	853
	Poitou-Charentes	4,0	3,8	4,2	4,0	5732	2246	1802	1401
Rhône-Alpes	3,2	3,6	3,8	3,8	3729	2485	1783	1672	
France	3,3	3,6	3,9	4,1	3777	2396	1695	1268	
Orge	Auvergne				5,2				1855
	Basse-Normandie	6,3			8,3	7461			1956
	Bourgogne	6,8	7,8	8,6	8,3	4769	2609	2275	2034
	Bretagne	6,0	6,7	7,3	7,7	3455	2210	1996	2045
	Centre	6,7	7,0	7,8	7,7	2537	2523	2176	1937
	Champagne-Ardennes	7,7	8,1	8,8	8,8	3239	2501	2280	1806
	Franche-Comté		6,8	7,2	9,3		3209	2518	3097
	Haute-Normandie	7,0	7,6	8,1	8,7	4544	2735	2362	2365
	Ile-de-France		7,9	8,6	9,3		2489	2211	1921
	Lorraine	6,6	6,7	8,0	7,4	3945	2769	2302	1807
	Midi-Pyrénées	3,1	4,0	4,1	4,2	2382	1515	1111	807
	Nord-Pas-de-Calais	8,6	8,4	9,3	9,6	3243	2708	2607	2095
	Pays-de-Loire				6,8				1991
	Picardie	9,7	9,6	9,6	9,2	5140	2849	2419	1959
	Poitou-Charentes	5,0	6,0	6,2	6,2	5223	1632	1673	1653
	France	6,9	7,5	8,1	7,9	3859	2497	2204	1938
Pomme de terre	Basse-Normandie			8,3				6949	
	Bretagne			7,4				14018	
	Centre			10,6				11986	
	Champagne-Ardennes			12,7				18649	
	Haute-Normandie			9,8				25538	
	Ile-de-France			10,6				13951	
	Nord-Pas-de-Calais		6,4	7,8	8,7		25792	21256	20752
	Picardie		7,1	7,9	10,1		23997	23883	20972
France		6,7	7,8	9,9		25044	22311	16428	

.../...

Régions	Nombre de Matières Actives utilisées				Quantité de Matières Actives utilisées				
	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	
Pois	Basse-Normandie	7,4			7,8	6833		3216	
	Bourgogne				5,3			2643	
	Bretagne				5,6			2035	
	Centre	7,4	7,1	6,6	6,3	4923	3889	3395	2926
	Champagne-Ardenne	6,3	7,1	6,2	5,6	3343	2368	2535	2551
	Haute-Normandie	6,3	6,5	7,4	7,5	4690	3707	3964	3741
	Ile-de-France	6,8	6,9	6,3	6,6	4834	3734	2797	2894
	Languedoc-Roussillon				6,1				2662
	Lorraine				4,7				2092
	Midi-Pyrénées				5,6				2206
	Nord-Pas-de-Calais	7,3	7,6			5604	6043		
	Pays-de-Loire				6,4				2513
	Picardie	8,0	7,6	7,0	7,3	4027	3554	3473	2965
	Poitou-Charentes				5,7				2175
	France	7,1	7,2	6,7	6,3	4546	3666	3221	2691
Tournesol	Aquitaine		2,9	3,1	2,8		2616	2200	2288
	Auvergne	2,7			2,3	1904			2026
	Bourgogne	3,0			3,8	3912			2592
	Centre	3,2	2,5	2,8	3,3	2367	2188	2220	2126
	Champagne-Ardenne				3,6				2045
	Languedoc-Roussillon	2,4		2,4	2,3	3224		1595	1583
	Midi-Pyrénées	3,7	3,2	3,2	2,6	4055	2392	2097	1717
	Pays-de-Loire	2,7	2,9	2,8	3,0	3088	2242	2109	2047
	Poitou-Charentes	3,0	2,7	3,0	2,7	3705	2349	2252	1846
	Rhône-Alpes	2,7			2,9	2672			2215
France	3,1	2,8	3,0	3,0	3301	2341	2158	2043	
Triticale	Aquitaine				2,8			833	
	Auvergne				3,4			1435	
	Basse-Normandie				7,6			1335	
	Bourgogne				4,3			1690	
	Bretagne				7,7			1127	
	Centre				4,9			1600	
	Champagne-Ardenne				7,5			1450	
	Franche-Comté				5,7			1546	
	Limousin				2,9			1357	
	Lorraine				6,3			1274	
	Midi-Pyrénées				4,1			722	
	Pays-de-Loire				6,3			1739	
	Poitou-Charentes				4,8			1578	
	Rhône-Alpes				3,6			1743	
France				5,2			1383		

Tableau 2. Fréquence de traitement par culture et par région entre 1994 et 2011 (en % de surface traitée)

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

En % de surfaces traitées		Herbicides				Fongicides				Insecticides				Molluscicides				Régulateurs de croissance			
	Région	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011
Betterave	Basse-Normandie				100				86				12				0				0
	Centre				100				96				22				0				0
	Champagne-Ardennes		100	99	100		92	94	92		42	53	16		0	1	0				0
	Haute-Normandie				100				77				22				0				0
	Ile-de-France		99	100	100		93	97	89		48	52	21		11	0	0				0
	Nord-Pas-de-Calais		100	100	100		82	86	81		54	27	12		24	8	0				0
	Picardie		100	100	99		92	94	82		63	42	22		23	5	0				0
	France		99	99	99		90	93	87		55	43	18		17	4	1				0
Blé dur	Centre	100	100	100	99	99	99	100	93	72	54	17	44	2	18	4	4	36			46
	Languedoc-Roussillon	77	73	81	66	59	57	70	46	17	14	11	3	0	5	0	0	0			0
	Midi-Pyrénées	100	99	99	89	99	97	95	90	22	30	15	8	9	20	27	9	2			0
	Pays-de-Loire				99				97				10				0				3
	Poitou-Charentes				99				94				29				0				22
	Provence-Alpes-Côte-d'azur	85	76	58	64	31	37	25	16	4	2	5	0	0	0	0	0	0			0
	Rhône-Alpes				74				55				7				0				0
France	88	85	89	84	71	71	80	68	23	22	13	16	3	11	11	2	5			12	
Blé tendre	Alsace		97	99	90		77	85	70		9	0	0		0	0	0		43	49	28
	Aquitaine		83	88	74		80	74	61		15	12	0		23	17	10		8	6	1
	Auvergne	99	98	97	93	79	76	75	39	27	25	16	16	0	6	2	0	11	27	21	6
	Basse-Normandie	99	99	98	97	99	96	97	87	35	22	10	28	3	19	1	0	46	70	78	48
	Bourgogne	99	98	99	97	94	96	97	83	28	23	30	24	25	53	27	16	39	53	54	29
	Bretagne	98	96	99	98	90	93	96	92	34	30	12	40	0	4	0	0	45	55	55	30
	Centre	99	99	99	97	98	97	97	90	64	44	28	26	5	25	12	2	34	58	50	33
	Champagne-Ardennes	100	99	99	98	99	98	99	93	47	43	35	45	4	25	13	8	77	87	87	76
	Franche-Comté		99	100	99		95	97	82		7	15	13		46	23	23		52	58	39
	Haute-Normandie	100	100	100	99	97	98	99	90	52	35	32	24	0	19	6	0	82	81	86	68
	Ile-de-France	100	100	100	99	100	98	98	96	88	78	45	51	0	27	9	1	81	85	86	73
	Lorraine	99	99	99	98	87	88	89	78	18	8	18	9	15	49	25	13	74	66	61	39
	Midi-Pyrénées	96	96	91	89	77	86	83	67	16	18	9	4	10	22	28	19	3	7	5	2
	Nord-Pas-de-Calais	100	100	100	99	97	97	99	92	60	62	39	28	0	8	4	0	91	90	94	84
	Pays-de-Loire	97	97	99	99	91	92	97	91	51	22	9	26	0	12	1	0	28	31	38	21
	Picardie	99	99	99	99	99	98	98	99	70	62	37	43	0	24	5	0	97	95	92	66
	Poitou-Charentes	98	99	99	95	97	96	95	82	57	33	37	19	3	23	4	2	7	20	17	6
Rhône-Alpes		91	90	93		80	78	64		15	10	0		11	4	0		26	18	7	
France	99	98	98	95	95	94	95	81	52	38	26	23	5	24	10	5	53	61	59	35	

.../...

En % de surfaces traitées		Herbicides				Fongicides				Insecticides				Molluscicides				Régulateurs de croissance					
	Région	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011		
Colza	Auvergne				95				67				95				31				0		
	Basse-Normandie		99		99		70		93		49		97		65		16		0			11	
	Bourgogne	100	100	100	98	92	89	94	87	98	95	99	98	66	78	47	42	0				6	
	Bretagne				95				59				46				23					19	
	Centre		99	100	99	98	82	92	94	92	92	93	98	92	43	49	27	23	0				12
	Champagne-Ardennes	100	100	98	99	90	93	95	96	88	87	97	97	31	54	33	20	0					13
	Franche-Comté			99	99	94		82	99	98		83	100	99		72	37	60					20
	Haute-Normandie	100	99	100	98	88	96	96	97	85	83	94	94	49	46	21	6	0					14
	Ile-de-France	99	100	99	96	82	91	95	92	90	88	94	93	28	57	41	21	0					15
	Lorraine	99	99	100	97	84	82	92	82	82	89	97	90	69	83	65	60	0					4
	Midi-Pyrénées				92				59				76				44						0
	Nord-Pas-de-Calais				99				93				90				27						3
	Pays-de-Loire				99				87				88				24						12
	Picardie		100	98	99		91	93	95		89	96	96		57	21	17						13
	Poitou-Charentes	97	100	99	99	50	81	79	85	77	95	97	97	68	72	31	19	0					9
		France	99	100	99	98	84	89	93	87	88	91	97	91	52	62	35	27	0				
Maïs fourrage	Aquitaine		99	99	95		0	0	0		40	54	13		27	15	31					0	
	Auvergne		100	99	83		0	0	0		32	24	2		0	0	0						0
	Basse-Normandie	100	99	100	99	4	1	0	0	19	12	48	5	0	2	0	0	0			0		0
	Bourgogne	100		95	97	0		0	0	40		21	8	10		0	0	0					0
	Bretagne	100	97	99	97	0	0	0	0	52	27	26	5	0	0	0	0	0					0
	Centre	99	99	99	91	0	0	0	0	36	13	13	8	0	5	0	0	0					0
	Champagne-Ardennes	100		100	97	0		0	0	43		11	5	0		0	0	0					0
	Franche-Comté		99	100	99		0	0	0		30	33	13		10	5	0	0					0
	Haute-Normandie	100	100	100	100	0	0	0	0	20	5	8	0	0	4	3	0	0	0				0
	Limousin				87				0				0				0						0
	Lorraine		99	99	99		0	0	0		14	19	7		8	0	2						0
	Midi-Pyrénées		97		88		0		0		17		6		23		0						0
	Nord-Pas-de-Calais		100	99	98		0	0	0		9	14	0		0	0	0						0
	Pays-de-Loire	99	98	99	96	3	0	0	0	49	26	45	12	2	4	0	0	0			0		0
	Picardie		99	100	97		0	0	0		12	21	2		4	0	0						0
	Poitou-Charentes	100	99	100	89	0	0	0	0	56	15	34	7	0	0	0	0	0					0
Rhône-Alpes		100	99	96		0	0	0		15	9	14		9	0	0						0	
	France	99	98	99	95	2	1	0	0	45	21	32	7	3	5	2	2	0					0

.../...

En % de surfaces traitées		Herbicides				Fongicides				Insecticides				Molluscicides				Régulateurs de croissance						
	Région	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011			
Maïs grain	Alsace	100	100	100	99	0	0	0	0	71	64	54	70	0	0	0	0	0			0	0		
	Aquitaine	100	99	99	93	0	0	0	0	45	35	63	16	25	32	36	27	0			0	0		
	Auvergne		100	100	93		9	0	0		79	70	34		13	0	0				0	0		
	Basse-Normandie				100				0				0				0					0	0	
	Bourgogne	100	100	100	97	5	0	0	0	61	37	56	23	11	12	5	1	0				0	0	
	Bretagne	99	95	99	95	0	0	0	0	45	29	28	5	0	0	0	0	0				0	0	
	Centre	100	99	99	97	4	2	1	0	70	46	47	24	2	5	5	2	0				0	0	
	Champagne-Ardennes	99		100	99	0		0	0	61		35	6	0		0	0	0				0	0	
	Franche-Comté		99	96	94		0	0	0		59	53	26		22	4	4						0	0
	Ile-de-France		99	100	97		1	0	0		42	67	29		4	3	0						0	0
	Lorraine		100		99		0		0		31		24		0		0						0	0
	Midi-Pyrénées	100	99	99	95	2	1	0	0	55	32	54	16	28	49	53	36	0					0	0
	Nord-Pas-de-Calais		100	100	100		0	0	0		24	13	5		0	0	0						0	0
	Pays-de-Loire	100	99	100	97	6	4	0	0	56	27	39	10	0	7	0	0	0					0	0
	Picardie		100	100	99		0	0	0		27	41	11		0	0	0						0	0
	Poitou-Charentes	100	99	100	94	0	1	0	0	67	42	53	22	3	11	9	0	0					0	0
	Rhône-Alpes	100	100	99	95	0	0	0	0	47	31	42	33	13	9	4	0	0					0	0
	France	99	99	99	96	2	1	0	1	55	38	50	20	13	17	15	7	0					0	0
Orge	Auvergne				89				53				5				0						16	
	Basse-Normandie	99			95	86			86	16			0	0			6	43					62	
	Bourgogne	99	98	97	95	90	95	95	88	15	12	16	13	13	48	19	17	50					47	
	Bretagne	96	93	98	95	87	91	90	84	24	9	7	4	0	1	0	0	38					40	
	Centre	98	99	99	95	93	95	95	87	39	21	16	11	6	25	9	5	45					47	
	Champagne-Ardennes	100	99	96	97	93	96	98	94	18	19	15	27	6	17	14	4	81					62	
	Franche-Comté		97	99	93		90	86	93		9	17	4		36	15	41						65	
	Haute-Normandie	99	99	99	97	90	95	96	97	13	16	8	5	10	25	9	3	77					77	
	Ile-de-France		99	99	99		93	99	93		41	17	30		24	7	0							52
	Lorraine	99	98	100	91	83	85	93	76	9	12	31	14	8	28	13	8	72					47	
	Midi-Pyrénées	71	83	78	70	45	68	57	52	3	3	4	0	2	7	6	0	2					0	
	Nord-Pas-de-Calais	97	99	97	100	94	95	95	94	27	14	11	7	0	18	12	0	80					80	
	Pays-de-Loire				94				78				0				4							33
	Picardie	100	100	100	97	100	99	98	92	36	21	9	11	9	32	5	0	95					72	
	Poitou-Charentes	91	95	95	94	70	86	90	79	26	15	17	9	0	14	3	2	9					12	
	France	96	98	97	94	86	92	94	84	22	17	16	11	6	24	10	6	55					47	

.../...

En % de surfaces traitées		Herbicides				Fongicides				Insecticides				Molluscicides				Régulateurs de croissance				
	Région	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	
Pomme de terre	Basse-Normandie				98				99				17				0				0	
	Bretagne				76				92				33				0				0	
	Centre				95				98				68				0				12	
	Champagne-Ardenne				99				99				91				0				7	
	Haute-Normandie				92				95				32				0				0	
	Ile-de-France				97				99				75				0				18	
	Nord-Pas-de-Calais			99	100	96		97	100	99		31	36	37		5	2	0				8
	Picardie			100	100	99		99	100	99		46	56	73		0	0	0				25
	France			99	100	93		98	100	97		37	44	55		3	1	0				10
Pois	Basse-Normandie	99			99	91			76	85			93	0			0			0		1
	Bourgogne				85				69				61				0					0
	Bretagne				95				65				73				0					0
	Centre	100	100	99	97	99	93	94	77	97	99	96	79	0	4	0	1	0				0
	Champagne-Ardenne	100	99	100	98	99	96	97	80	90	96	95	76	0	0	0	1	0				0
	Haute-Normandie	100	99	100	99	99	93	99	85	93	92	99	90	0	3	0	0	0				4
	Ile-de-France	100	99	100	99	99	95	93	74	92	95	96	84	0	3	0	0	0				0
	Languedoc-Roussillon				78				63				66				0					0
	Lorraine				95				36				45				0					0
	Midi-Pyrénées				78				70				72				0					0
	Nord-Pas-de-Calais	100	100			93	95			91	87			0	0			0				
	Pays-de-Loire				90				67				75				2					2
	Picardie	100	100	100	99	99	99	99	92	94	95	92	93	0	3	0	0	0				3
	Poitou-Charentes				90				63				81				0					1
France	99	99	99	93	98	96	96	72	93	95	95	78	0	3	0	1	0				2	
Tourmesol	Aquitaine		97	96	91		24	16	7		4	28	21		70	54	33					0
	Auvergne	99			94	7			0	39			4	24			0	0				0
	Bourgogne	99			90	3			19	36			27	61			16	0				2
	Centre	100	99	99	99	17	2	6	8	43	12	20	22	30	41	19	4	0				0
	Champagne-Ardenne				100				0				47				8					5
	Languedoc-Roussillon	97		99	88	23		0	3	18		9	3	38		24	22	0				0
	Midi-Pyrénées	95	98	98	91	55	25	10	11	20	4	21	8	75	75	65	37	0				0
	Pays-de-Loire	97	99	99	97	5	4	0	0	42	23	25	24	31	27	21	4	0				0
	Poitou-Charentes	100	98	99	93	10	1	1	1	40	9	18	8	44	53	33	4	0				0
	Rhône-Alpes	99			92	0			0	19			6	68			23	0				0
France	99	98	98	94	20	10	6	6	35	8	20	17	48	57	42	15	0				1	

.../...

En % de surfaces traitées		Herbicides				Fongicides				Insecticides				Molluscicides				Régulateurs de croissance				
	Région	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	
Triticale	Aquitaine				67				23				0				0				0	
	Auvergne				71				21				0				0				0	
	Basse-Normandie				91				69				17				0				37	
	Bourgogne				85				26				0				0				13	
	Bretagne				98				82				37				0				19	
	Centre				91				45				3				5				11	
	Champagne-Ardennes				96				64				4				3				38	
	Franche-Comté				92				40				0				5				28	
	Languedoc-Roussillon				3				0				0				0				0	
	Limousin				76				20				0				0				0	
	Lorraine				92				41				2				6				23	
	Midi-Pyrénées				66				36				0				0				0	
	Pays-de-Loire				93				73				19				0				19	
	Poitou-Charentes				85				50				3				0				9	
	Rhône-Alpes				80				26				0				0				5	
		France				80				42				5				2				13

Tableau 3. Nombre de passage et nombre de produits utilisés par type de traitement, par culture et par région entre 1994 et 2011
 (* moyennes calculées sur les parcelles en ayant reçu)

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

	Régions	nb_passages_fongi				nb_passages_herb				nb_passages_insect				nb_passages_limace				nb_passages_regul				nb_produits_fongi				nb_produits_herb				nb_produits_insect				nb_produits_limace				nb_produits_regul						
		1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011			
Betterave	Basse-Normandie				1,6				4,1												1,5				6,1																			
	Centre				2,0				4,5												2,0				6,7																			
	Champagne-Ardenne		1,9	1,9	1,7		3,5	4,2	4,9		1,4	1,7							1,9	1,9	1,7		4,8	5,7	6,8		1,4	1,6																
	Haute-Normandie				1,4				4,9				1,1								1,4				5,9				1,0															
	Ile-de-France		1,8	1,6	1,8		3,6	4,4	4,9		1,5	1,5							1,7	1,5	1,8		5,1	5,9	7,1		1,4	1,4																
	Nord-Pas-de-Calais		1,4	1,4	1,2		3,4	4,0	4,3		1,6	1,3				1,2			1,4	1,3	1,2		5,0	5,2	5,9		1,4	1,2					1,0											
	Picardie		1,6	1,5	1,4		3,5	4,6	4,5		1,9	1,4	1,0			1,1			1,5	1,5	1,4		5,2	6,2	6,7		1,7	1,3	1,0								1,0							
	France		1,6	1,6	1,6		3,5	4,4	4,6		1,7	1,5	1,1			1,1			1,6	1,6	1,6		5,1	5,9	6,5		1,6	1,4	1,0								1,0							
Blé dur	Centre	2,2	2,2	2,2	1,8	1,8	1,7	1,5	1,7	1,2	1,1	1,2	1,1					1,0	1,0	1,0	2,5	2,6	2,6	2,1	2,5	2,5	2,1	2,4	1,2	1,0	1,2	1,1					1,0		1,0	1,0				
	Languedoc-Roussillon	1,6	1,9	1,6	1,8	1,6	1,6	1,2	1,2												1,6	1,9	1,7	1,9	1,8	2,0	1,4	1,4																
	Midi-Pyrénées	1,9	2,3	1,8	1,9	1,7	1,7	1,4	1,3	1,1	1,2			1,1	1,0						1,8	2,4	2,4	2,3	2,0	2,1	1,8	1,7	1,1	1,1			1,0	1,0										
	Pays-de-Loire				2,0				1,2															2,3				1,9																
	Poitou-Charentes				1,9				1,4				1,2											2,2				2,1								1,1								
	Provence-Alpes-Côte-d'azur	1,2	1,4	1,1		1,1	1,3	1,1	1,1												1,2	1,4	1,1		1,2	1,7	1,3	1,2																
	Rhône-Alpes				1,4				1,2															1,5				1,2																
France	1,8	2,1	1,9	1,8	1,6	1,6	1,4	1,4	1,2	1,1	1,2	1,1		1,1	1,0		1,0	1,0	1,0	1,0	1,8	2,2	2,3	2,1	1,9	2,1	1,7	1,8	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0			1,0	1,1	1,0	1,0				
Blé tendre	Alsace		1,5	1,5	1,3		1,2	1,2	1,1							1,0	1,0		1,8	1,7	1,7		1,5	1,4	1,4											1,0	1,0							
	Aquitaine		1,4	1,4	1,4		1,4	1,3	1,1										1,6	1,6	1,7		1,8	1,6	1,4																			
	Auvergne	1,4	1,4	1,3	1,3	1,4	1,3	1,4	1,3	1,1	1,1	1,2			1,3	1,2		1,6	1,6	1,7	1,6	1,9	2,2	2,0	1,8	1,1	1,0	1,0								1,2	1,1							
	Basse-Normandie	2,0	2,2	2,5	2,1	1,4	1,5	1,4	1,4		1,2		1,1		1,4			1,0	1,1	1,1	1,0	1,9	2,8	3,1	2,7	1,4	2,3	2,1	2,1		1,4		1,1			1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0			
	Bourgogne	2,1	2,3	2,1	1,9	1,3	1,4	1,7	1,4	1,2	1,2	1,2	1,1	1,1	1,3	1,1		1,0	1,1	1,1	1,0	2,2	2,8	3,0	2,6	1,8	2,1	2,5	2,0	1,0	1,0	1,1	1,1	1,0	1,1	1,1		1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,2	1,0
	Bretagne	1,7	1,9	2,0	2,2	1,2	1,3	1,4	1,3	1,1	1,1		1,0					1,0	1,0	1,0	1,0	1,8	2,1	2,5	2,8	1,7	2,1	2,2	2,1	1,0	1,0		1,0			1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0			
	Centre	2,0	2,4	2,1	1,7	1,5	1,6	1,6	1,5	1,1	1,1	1,1	1,1		1,3	1,1		1,0	1,0	1,1	1,0	2,3	2,6	2,6	2,3	2,0	2,4	2,2	1,9	1,1	1,1	1,0	1,1			1,1	1,1	1,0	1,0	1,1	1,0			
	Champagne-Ardenne	2,4	2,6	2,4	2,5	1,4	1,6	1,8	1,5	1,1	1,1	1,2	1,1		1,7	1,4		1,3	1,4	1,4	1,3	2,6	3,7	3,4	3,5	2,1	2,6	2,7	2,4	1,2	1,2	1,1	1,1			1,1	1,1	1,2	1,4	1,3	1,2			
	Franche-Comté		2,1	1,9	1,8		1,4	1,5	1,3						1,3	1,3			1,0	1,1	1,0		2,5	2,8	2,7		2,2	2,3	2,1			1,1	1,2			1,1	1,0			1,1	1,0			
	Haute-Normandie	2,3	2,4	2,7	2,3	1,6	1,7	1,8	1,8	1,3	1,3	1,2	1,1					1,1	1,2	1,2	1,2	2,4	2,8	3,2	3,2	2,2	2,5	2,5	2,4	1,2	1,2	1,1	1,1			1,1	1,1	1,1	1,2	1,2	1,2			
	Ile-de-France	2,5	2,7	2,4	2,3	1,8	1,8	1,6	1,8	1,3	1,1	1,3	1,2		1,4			1,1	1,3	1,2	1,1	3,0	3,3	3,0	3,3	2,4	2,7	2,3	2,6	1,3	1,1	1,2	1,2			1,1		1,0	1,0	1,2	1,1			
	Lorraine	2,0	1,9	1,6	1,4	1,6	1,7	1,7	1,6			1,1			1,5	1,3		1,2	1,2	1,1	1,1	2,2	2,3	2,1	1,9	2,1	2,6	2,7	2,5			1,0		1,1	1,1			1,1	1,2	1,1	1,1			
	Midi-Pyrénées	1,6	1,6	1,4	1,4	1,3	1,4	1,3	1,3			1,0			1,1	1,0			1,5	1,6	1,5	1,7	1,6	1,7	1,5	1,5			1,0				1,1	1,0			1,1	1,0						
	Nord-Pas-de-Calais	2,5	2,5	2,6	2,3	1,5	1,4	1,5	1,2	1,1	1,2	1,1	1,1					1,4	1,4	1,5	1,3	3,1	3,0	3,5	3,5	2,1	2,5	2,3	1,8	1,1	1,2	1,0	1,1			1,1	1,1	1,1	1,2	1,3	1,4			
	Pays-de-Loire	1,7	2,0	2,0	1,8	1,2	1,3	1,4	1,3	1,1	1,1		1,0		1,1			1,0	1,0	1,1	1,0	1,9	2,2	2,5	2,4	1,4	1,7	1,9	2,0	1,1	1,2		1,0			1,0		1,0	1,0	1,1	1,0			
	Picardie	2,6	2,5	2,7	2,3	1,7	1,7	1,8	1,5	1,3	1,2	1,2	1,1		1,1			1,4	1,5	1,5	1,3	3,3	3,3	3,4	3,5	2,6	3,0	2,7	2,5	1,1	1,2	1,1	1,1			1,1		1,1	1,4	1,3	1,2			
	Poitou-Charentes	1,9	2,0	1,9	1,5	1,4	1,4	1,3	1,3	1,2	1,2	1,2			1,2				1,0	1,0		1,9	2,3	2,4	2,0	1,9	2,0	1,8	1,9	1,2	1,1	1,1		1,0						1,0	1,1			
Rhône-Alpes		1,6	1,6	1,5		1,2	1,2	1,2			1,1				1,0	1,0		1,9	1,9	1,8		1,6	1,4	1,4			1,0				1,0				1,0	1,0			1,0	1,0				
France	2,1	2,2	2,2	1,9	1,5	1,5	1,6	1,4	1,2	1,1	1,2	1,1		1,2	1,3	1,2	1,2	1,2	1,3	1,3	1,2	2,4	2,7	2,8	2,6	2,0	2,3	2,2	2,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,2	1,2	1,1			
Colza	Auvergne				1,2				2,0												1,6				2,2												1,0							
	Basse-Normandie	1,3			1,7	1,2			1,8						1,1				1,2		1,8		1,2		2,0				1,9	1,0														
	Bourgogne	1,4	1,3	1,4	1,5	1,6	2,0	2,3	2,1	2,6	2,5	3,4	2,8	1,4	1,4	1,2	1,3				2,0	1,7	2,2	2,7	2,5	1,4	1,4	2,3	2,0	1,1	1,2	1,1	1,1				1,0							
	Bretagne				1,1				1,3												1,2				1,5																			
	Centre	1,6	1,7	1,5	1,6	1,5	1,9	1,9	2,0	2,1	2,3	2,6	2,4	1,2	1,1	1,2	1,1		1,1		1,9	1,6	2,1	2,0	2,3	1,3	1,5	1,8	1,7	1,1	1,1	1,2	1,1				1,0							
	Champagne-Ardenne	1,4	1,4	1,3	1,6	1,4	1,9	2,2	2,2	2,1	2,1	3,0	3,0	1,4	1,5	1,3	1,3				1,3	1,5	1,6	1,5	2,0	1,5	2,1	2,3	2,5	1,3	1,4	2,1	2,2	1,1	1,2	1,1	1,1							
	Franche-Comté		1,2	1,2																																								

	Régions	nb_passages_fongi				nb_passages_herb				nb_passages_insect				nb_passages_limace				nb_passages_regul				nb_produits_fongi				nb_produits_herb				nb_produits_insect				nb_produits_limace				nb_produits_regul			
		1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011	1994	2001	2006	2011
Pois	Basse-Normandie	2,1			1,6	1,4			2,1	1,5			2,2									2,0			1,5	1,5			3,4	1,3			1,8								
	Bourgogne				1,5				2,0				1,6												1,3				2,6				1,4								
	Bretagne				1,5				1,4				1,4												1,5				1,9				1,3								
	Centre	2,0	1,6	1,7	1,5	1,3	1,7	1,6	1,9	2,1	2,1	2,4	2,2					1,9	1,7	1,4	1,4	1,6	2,1	2,1	2,3	1,9	1,8	1,9	1,7												
	Champagne-Ardenne	1,7	1,8	1,8	1,5	1,2	1,6	1,9	1,8	1,6	2,4	2,2	2,0					1,8	2,0	1,7	1,5	1,3	2,1	2,4	2,6	1,5	1,7	1,5	1,3												
	Haute-Normandie	2,2	1,9	2,3	1,9	1,4	1,7	2,1	2,1	2,0	1,8	2,9	2,5					2,1	1,8	1,6	1,7	1,6	2,0	2,5	2,8	1,7	1,6	2,0	2,0												
	Ile-de-France	2,0	1,8	1,7	1,6	1,3	1,6	1,7	1,7	1,9	1,9	2,0	2,3					1,9	1,6	1,4	1,4	1,6	2,3	2,2	2,4	1,6	1,7	1,7	1,8												
	Languedoc-Roussillon				1,8																				1,7				1,8				1,5								
	Lorraine																												2,9				1,2								
	Midi-Pyrénées				1,8																				1,8				2,0				1,5								
	Nord-Pas-de-Calais	1,8	1,7			1,2	1,5			1,7	1,8							2,0	2,0			1,6	2,2			1,5	1,4														
	Pays-de-Loire				1,4																				1,3				2,4				1,6								
	Picardie	2,0	1,8	1,9	1,6	1,4	1,6	1,6	1,5	1,9	1,8	2,2	1,9					2,4	1,8	1,6	1,7	1,7	2,3	2,3	2,6	1,9	1,7	1,8	1,5												
	Poitou-Charentes				1,1																								2,1				1,5								
France	2,0	1,8	1,8	1,5	1,3	1,6	1,7	1,8	1,9	2,0	2,3	1,9					2,0	1,8	1,5	1,5	1,6	2,2	2,3	2,5	1,7	1,7	1,8	1,6													
Tournesol	Aquitaine					1,4	1,5	1,3			1,0		1,0	1,0	1,1							1,8	1,9	1,9				1,0	1,0	1,0	1,0										
	Auvergne					1,6		1,5	1,1												1,7			1,8	1,1																
	Bourgogne					1,6		1,7	1,2			1,1	1,2								1,8			2,1	1,2			1,1	1,1												
	Centre	1,0				1,7	1,6	1,8	1,8			1,1	1,1	1,1	1,2		1,0				1,8	1,9	2,0	2,2	1,3		1,0	1,1	1,1	1,0	1,1										
	Champagne-Ardenne							1,6				1,2												1,9				1,1													
	Languedoc-Roussillon					1,4		1,5	1,3				1,0								1,5		1,9	1,6					1,0												
	Midi-Pyrénées	1,0	1,0			1,4	1,5	1,6	1,4	1,0	1,0		1,1	1,2	1,0	1,0	1,0	1,3			1,6	1,9	2,0	1,9	1,0		1,0		1,0	1,1	1,0	1,0									
	Pays-de-Loire					1,7	1,7	1,7	1,5	1,2	1,0	1,2	1,1								2,0	2,1	2,1	2,1	1,2		1,0	1,2	1,0												
	Poitou-Charentes					1,8	1,6	1,9	1,4	1,1	1,0		1,0	1,0	1,0						1,9	2,0	2,2	1,9	1,1		1,0		1,0	1,0	1,0										
	Rhône-Alpes					1,3		1,3		1,1			1,2		1,0						1,7			1,7	1,1				1,1			1,0									
France	1,0	1,0	1,0	1,0	1,6	1,6	1,7	1,5	1,2	1,0	1,0	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,3	1,1	1,2	1,8	1,9	2,0	2,0	1,2	1,1	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0									
Triticale	Aquitaine				1,2				1,1																1,3				1,3												
	Auvergne								1,3																				1,7												
	Basse-Normandie				1,5				1,3			1,0													1,7				2,1				1,0				1,0				
	Bourgogne				1,2				1,3																1,5				1,7												
	Bretagne				1,5				1,3			1,1													1,7				2,0				1,0								
	Centre				1,1				1,4																1,4				1,8												
	Champagne-Ardenne				1,1				1,4																1,3				2,3								1,1				
	Franche-Comté				1,0				1,4																1,1				1,9												
	Limousin								1,2																				1,4												
	Lorraine				1,1				1,3																1,3				2,3								1,0				
	Midi-Pyrénées				1,1				1,2																1,3				1,4												
	Pays-de-Loire				1,3				1,3			1,0													1,5				1,9				1,0								
	Poitou-Charentes				1,2				1,2																1,4				1,7												
Rhône-Alpes				1,1				1,3																1,2				1,6													
France				1,2				1,3				1,1				1,1								1,4				1,8				1,0				1,0					

Tableau 4. Fréquence d’apport d’azote organique et minéral (en % de surface) et quantité moyenne totale d’azote minéral apportée (* sur les parcelles en ayant reçu) sur les principales cultures annuelles par région et France entière
Source : Enquêtes Pratiques culturales 1994, 2001, 2006 et 2011

	1994			2001			2006			2011			
	% surface avec azote minéral	Dose moyenne azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose moyenne azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose moyenne azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose moyenne azote minéral*	% surface avec azote organique	
Betterave	Basse-Normandie									99	121	39	
	Centre									99	122	35	
	Champagne-Ardenne				95	140	41	89	115	46	94	102	58
	Haute-Normandie									92	106	59	
	Ile-de-France				94	142	23	99	119	33	100	124	50
	Nord-Pas-de-Calais				99	116	60	95	111	60	99	101	63
	Picardie				97	133	44	97	101	54	98	107	57
France				96	133	44	95	108	50	97	108	56	
Blé dur	Centre	99	198		99	201	0	100	200		99	206	4
	Languedoc-Roussillon	99	154		99	155	3	96	164		93	144	
	Midi-Pyrénées	100	182		100	185		100	184		99	178	
	Pays de la Loire									100	173	17	
	Poitou-Charentes									99	196	14	
	PACA	100	148	3	99	154	3	97	130		79	130	5
	Rhône-Alpes									99	165		
France	99	167	1	99	170	2	99	176	3	95	176	4	
Blé tendre	Alsace			100	148	6	99	151	10	99	158	4	
	Aquitaine			100	171		96	164	3	98	162	1	
	Auvergne	99	141	9	98	150	11	99	150	8	98	123	30
	Basse-Normandie	99	146		100	160	6	99	153	6	100	154	14
	Bourgogne	99	166	6	99	182	3	100	171	5	99	149	6
	Bretagne	99	103	28	97	123	16	96	118	20	97	119	22
	Centre	99	178	3	99	191	5	99	175	4	99	160	5
	Champagne-Ardenne	99	191	3	99	203	2	99	193	7	99	192	7
	Franche-Comté				100	171	12	100	169	13	99	154	22
	Haute-Normandie	96	151	9	99	178		98	169	8	99	183	4
	Ile-de-France	99	188		97	203	2	99	184		100	182	
	Lorraine	100	168	14	96	164	17	99	165	14	99	153	17
	Midi-Pyrénées	99	146	5	99	156	5	99	150	2	99	150	7
	Nord-Pas-de-Calais	100	154	8	100	171		99	164	6	100	156	
	Pays de la Loire	99	129	8	99	140	11	99	139	13	99	128	17
	Picardie	99	174		98	189	3	99	176	3	99	185	5
	Poitou-Charentes	100	158	4	99	168	6	99	162	9	99	146	12
	Rhône-Alpes				99	144	5	98	146	11	99	141	11
	France	99	162	6	99	174	6	99	165	7	99	159	10

.../...

	1994			2001			2006			2011			
	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	
Colza	Auvergne									99	135	30	
	Basse-Normandie	91	125	9						100	157	33	
	Bourgogne	99	190	4	99	180	6	100	169	13	99	161	34
	Bretagne									83	76	85	
	Centre	99	183	3	99	182	6	99	158	13	99	163	23
	Champagne-Ardenne	97	198	7	99	182	13	97	174	30	98	182	41
	Franche-Comté				100	155	15	100	165	10	100	160	37
	Haute-Normandie	100	166	14	99	174	10	97	158	17	99	169	35
	Ile-de-France	97	185	7	94	182	5	99	171	16	98	172	21
	Lorraine	99	181	13	93	173	13	99	166	18	99	165	40
	Midi-Pyrénées										99	158	4
	Nord-Pas-de-Calais										100	162	34
	Pays de la Loire										97	123	67
	Picardie				94	190	15	96	161	30	99	172	45
	Poitou-Charentes	98	175	6	99	178	10	99	163	17	100	157	30
France	98	184	7	98	180	9	98	164	19	99	164	34	
Maïs fourrage	Aquitaine			99	158	64	99	146	65	100	123	60	
	Auvergne						99	93	75	77	82	79	
	Basse-Normandie	90	86	84	91	78	85	93	64	85	93	77	76
	Bourgogne	96	129	74				99	96	76	98	104	86
	Bretagne	91	70	82	85	43	87	79	39	84	69	40	75
	Centre	91	116	79	99	114	58	99	98	85	81	123	78
	Champagne-Ardenne	99	133	60				99	124	75	99	119	82
	Franche-Comté				100	136	63	99	131	66	99	135	71
	Haute-Normandie	99	106	62	92	90	82	94	89	80	97	83	87
	Limousin										85	75	89
	Lorraine				98	115	77	98	117	81	97	129	74
	Midi-Pyrénées				95	110	76				75	65	99
	Nord-Pas-de-Calais				99	94	71	92	95	80	99	101	73
	Pays de la Loire	93	75	74	89	64	79	85	56	84	78	51	88
	Picardie				95	102	78	97	96	82	97	109	87
	Poitou-Charentes	99	128	66	89	107	68	93	93	87	89	107	85
Rhône-Alpes				99	112	82	92	114	87	96	101	86	
France	93	92	75	91	82	79	89	77	82	84	76	81	

.../...

	1994			2001			2006			2011			
	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	
Maïs grain	Alsace	97	172	16	100	178	13	99	171	11	99	176	19
	Aquitaine	100	210	20	99	200	22	99	190	22	96	191	19
	Auvergne				100	167	13	99	162	15	96	156	29
	Basse-Normandie										97	98	54
	Bourgogne	100	153	17	99	164	24	100	142	30	99	139	45
	Bretagne	84	60	71	78	50	83	81	38	93	55	56	64
	Centre	98	180	12	99	171	11	96	164	19	96	149	22
	Champagne-Ardenne	99	156	10				99	149	24	97	155	16
	Franche-Comté				99	158	41	100	147	37	99	148	34
	Ile-de-France				96	167	13	99	160	7	99	160	14
	Lorraine				100	122	30				100	147	40
	Midi-Pyrénées	99	188	21	99	189	19	100	188	17	99	185	21
	Nord-Pas-de-Calais				100	120	35	87	105	48	94	123	43
	Pays de la Loire	91	121	48	92	109	43	89	108	59	90	102	68
	Picardie				99	151	6	95	140	25	93	143	30
	Poitou-Charentes	100	185	14	100	177	18	97	174	20	94	151	24
Rhône-Alpes	99	172	23	99	176	22	98	161	36	100	160	38	
France	97	173	25	97	165	26	96	156	31	91	154	33	
Orge et escourgeon	Auvergne										99	102	38
	Basse-Normandie	100	118	8							98	138	13
	Bourgogne	99	132	7	100	141	4	100	129	6	100	128	7
	Bretagne	96	93	35	95	104	23	94	99	23	98	101	25
	Centre	99	125	7	99	135	4	98	126	5	99	130	10
	Champagne-Ardenne	98	145	7	99	142	2	97	141	4	98	138	15
	Franche-Comté				99	127	25	99	123	15	96	129	25
	Haute-Normandie	100	128	11	100	137	7	98	135	8	99	129	10
	Ile-de-France				98	134	2	99	121		99	126	
	Lorraine	99	144	16	98	137	17	99	138	14	100	140	20
	Midi-Pyrénées	95	96	33	95	96	44	89	100	43	98	81	51
	Nord-Pas-de-Calais	99	132	5	99	139		99	140	15	100	140	9
	Pays de la Loire										98	112	13
	Picardie	95	144	5	98	149	4	99	135	6	100	133	7
	Poitou-Charentes	97	120	6	99	128	8	99	126	8	97	124	11
France	98	128	12	99	136	8	98	130	9	99	129	14	

.../...

	1994			2001			2006			2011			
	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	
Pomme de terre	Basse-Normandie									100	118		
	Bretagne									81	62	71	
	Centre									100	151	5	
	Champagne-Ardenne									93	144	51	
	Haute-Normandie									99	142	18	
	Ile-de-France									100	180	38	
	Nord-Pas-de-Calais				100	159	24	99	159	49	99	157	30
	Picardie				99	153	31	99	159	42	99	163	39
France				99	156	27	99	159	46	97	151	35	
Pois protéagineux	Basse-Normandie	0									s	4	
	Bourgogne										s	6	
	Bretagne									6	26	5	
	Centre	6	29	3	s	2	s	3	29	3	29	5	
	Champagne-Ardenne	s		3	5	53	0	3	50	3	71	6	
	Haute-Normandie	s		8	s	10		s		0	2	30	4
	Ile-de-France	8	40	5	2	46	4	s			s	6	
	Languedoc-Roussillon										s	8	
	Lorraine										2	13	13
	Midi-Pyrénées										3	31	
	Nord-Pas-de-Calais	16	44	11	11	34	6						
	Pays de la Loire										6	36	8
	Picardie	9	30	3	8	75	7	s		5	s	15	
Poitou-Charentes										3	30	6	
France	6	34	5	5	57	5	2	34	3	3	36	7	
Tournesol	Aquitaine				95	72	9	95	73	6	87	71	11
	Auvergne	83	46	5							74	52	13
	Bourgogne	82	55	8							83	49	22
	Centre	80	51	9	72	51	5	71	48	13	69	51	20
	Champagne-Ardenne										91	56	16
	Languedoc-Roussillon	68	53	4				18	43	0	51	44	
	Midi-Pyrénées	91	58	2	87	59	3	79	53	5	84	54	5
	Pays de la Loire	62	43	17	70	40	29	52	48	30	59	44	40
	Poitou-Charentes	68	57	10	72	57	12	67	56	18	58	57	29
	Rhône-Alpes	93	53	9							83	54	16
	France	78	54	8	78	57	9	71	55	12	73	55	18

.../...

	1994			2001			2006			2011		
	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique	% surface avec azote minéral	Dose azote minéral*	% surface avec azote organique
Triticale	Aquitaine									91	88	23
	Auvergne									90	89	48
	Basse-Normandie									99	127	16
	Bourgogne									96	103	38
	Bretagne									97	110	22
	Centre									98	118	19
	Champagne-Ardenne									99	142	30
	Franche-Comté									99	117	40
	Languedoc-Roussillon									89	61	75
	Limousin									96	79	18
	Lorraine									98	123	27
	Midi-Pyrénées									97	87	53
	Pays de la Loire									97	111	23
	Poitou-Charentes									97	91	35
	Rhône-Alpes									96	96	32
	France										96	102

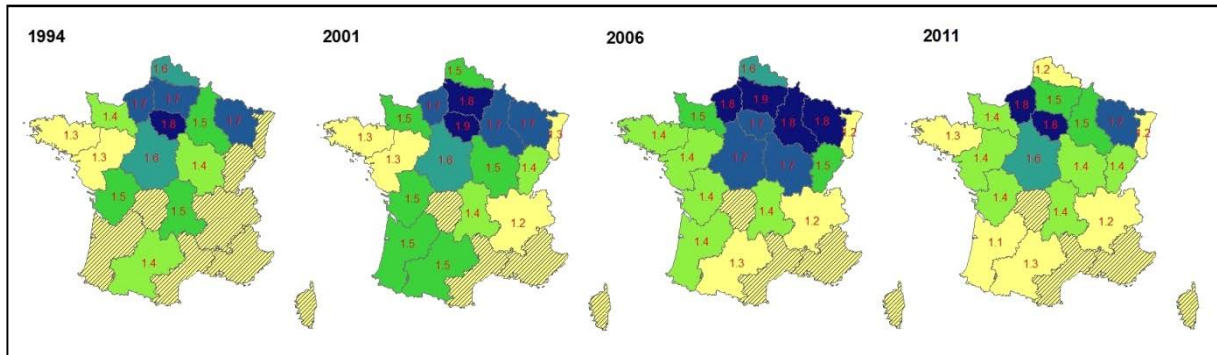
Figure 1. Evolution des pratiques phytosanitaires culture par culture entre 1994 et 2011
(moyennes calculées sur les parcelles concernées par les traitements)

Source : enquête « Pratiques Culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

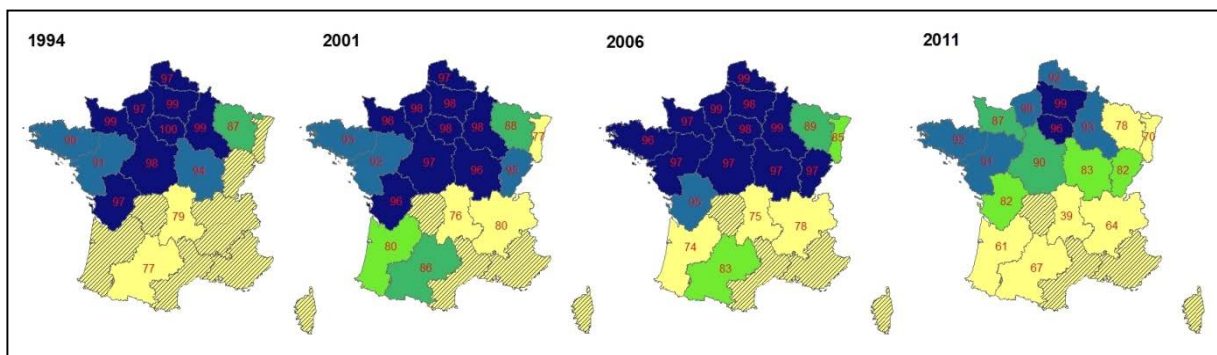
En hachuré, non enquêté ou secret statistique.

Blé

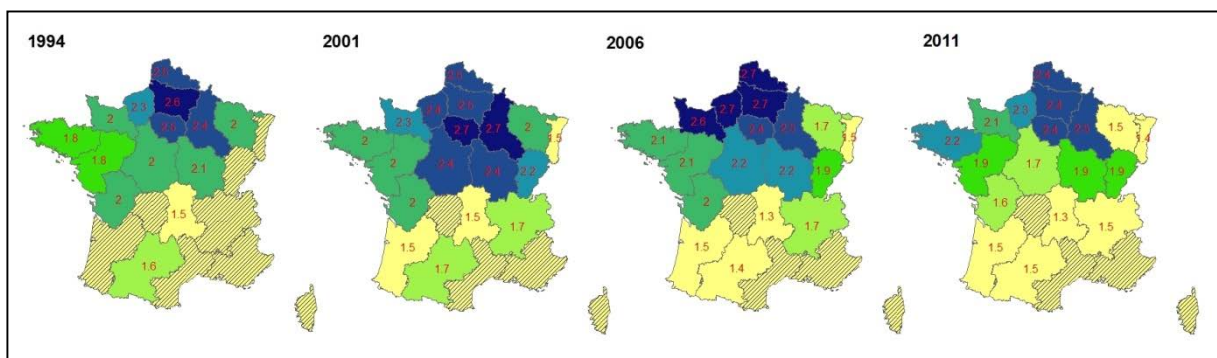
Evolution du nombre de passages d’herbicides sur blé tendre entre 1994 et 2011



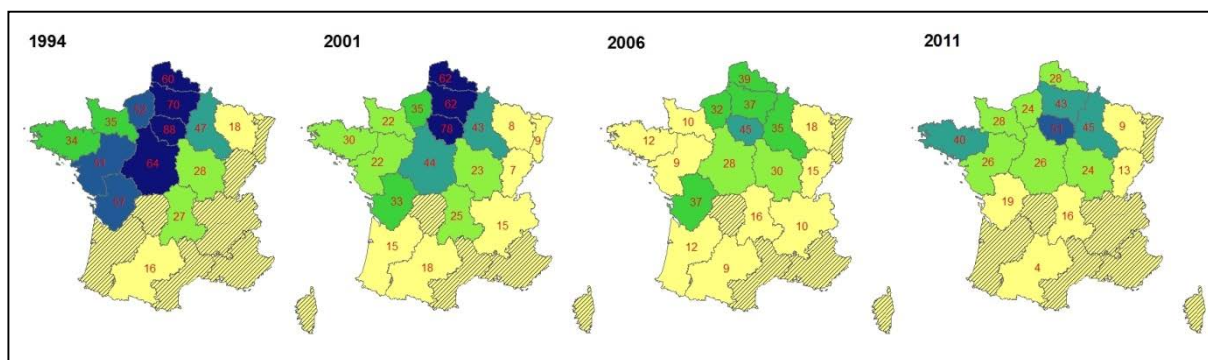
Evolution du % de surface en blé tendre ayant reçu un fongicide entre 1994 et 2011



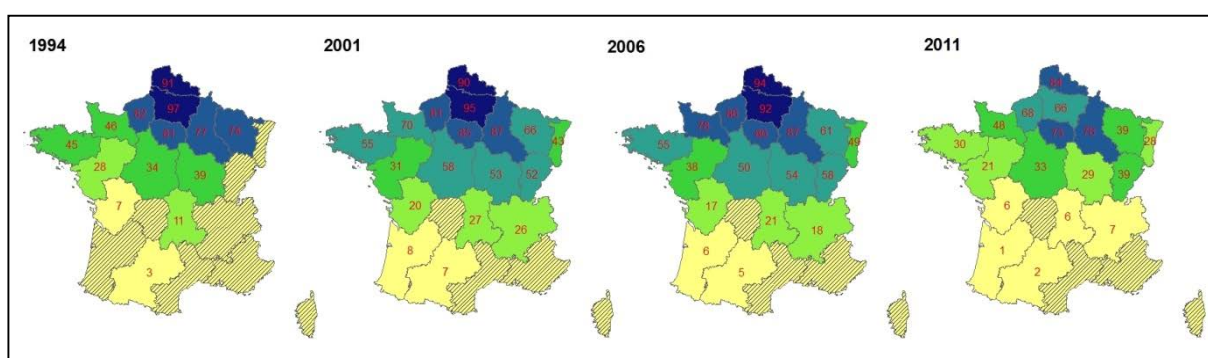
Evolution du nombre de passages de fongicides sur blé tendre entre 1994 et 2011



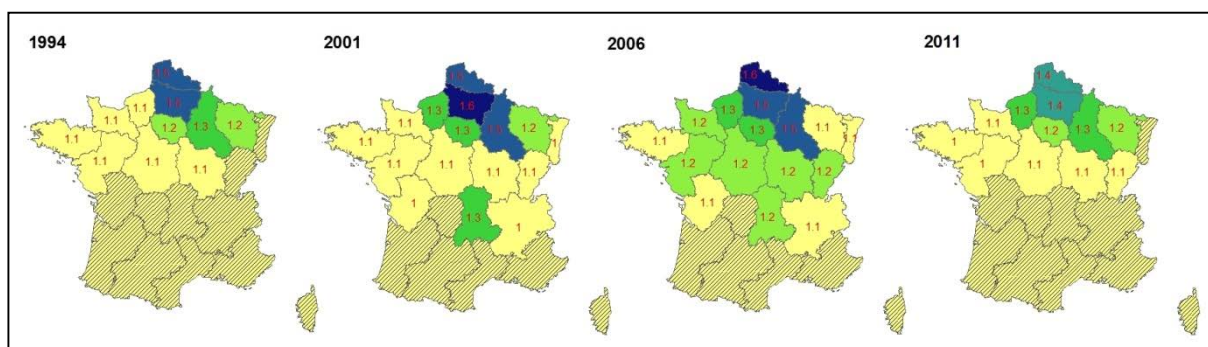
Evolution du % de surface en blé tendre ayant reçu un insecticide entre 1994 et 2011



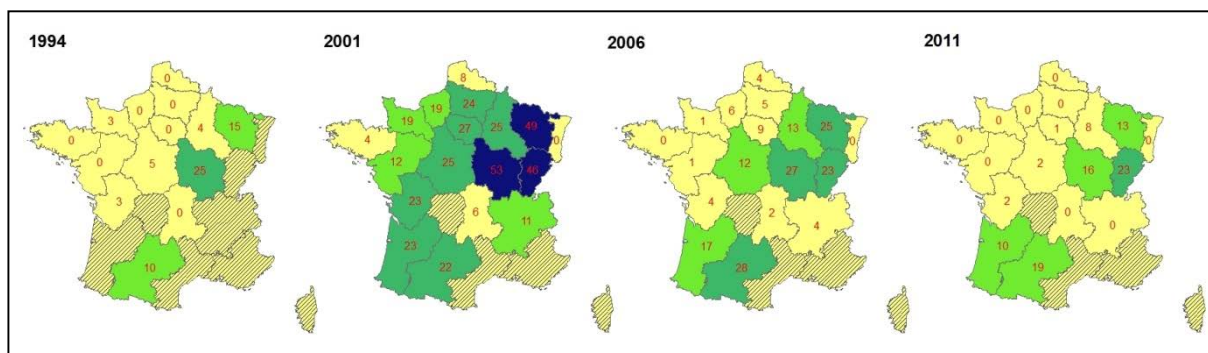
Evolution du % de surface en blé tendre ayant reçu un régulateur de croissance entre 1994 et 2011



Evolution du nombre de passages de régulateurs de croissance sur blé tendre entre 1994 et 2011

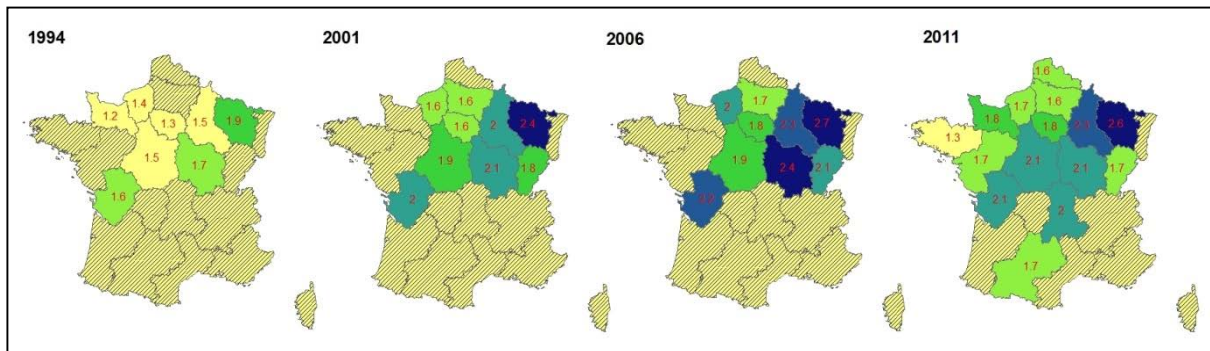


Evolution du % de surface en blé tendre ayant reçu un molluscicide entre 1994 et 2011

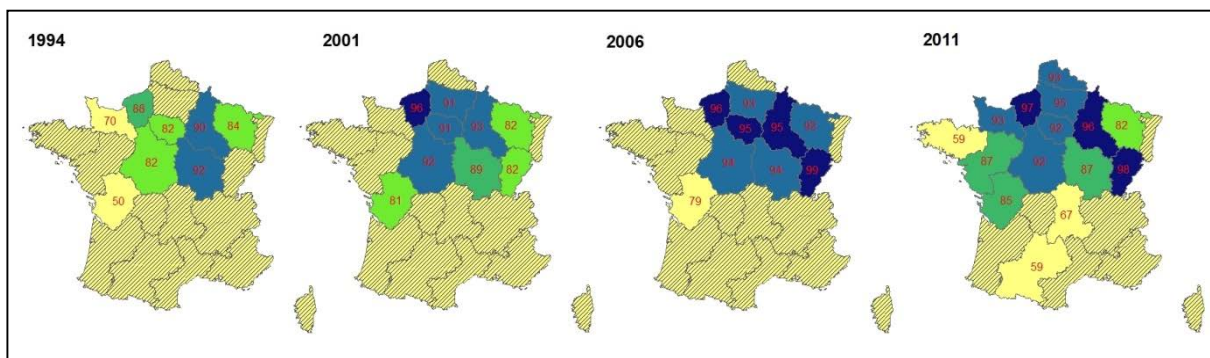


Colza

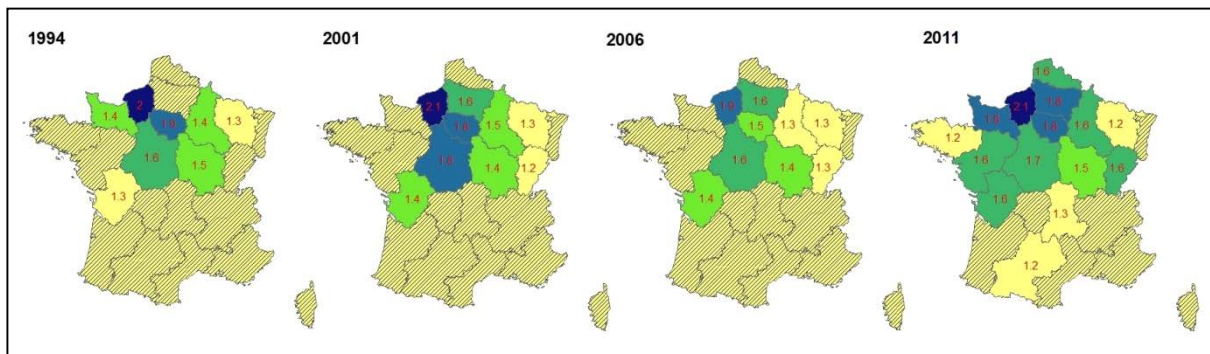
Evolution du nombre de passages d'herbicides sur colza entre 1994 et 2011



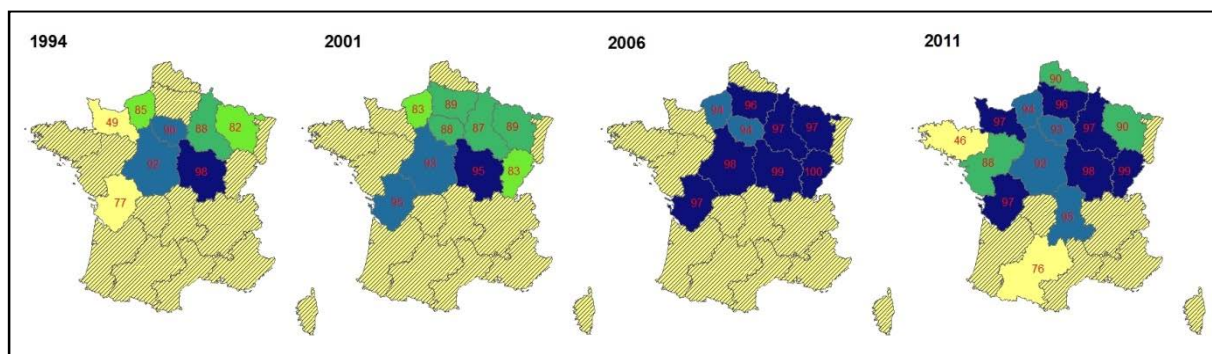
Evolution du % de surface en colza ayant reçu un fongicide entre 1994 et 2011



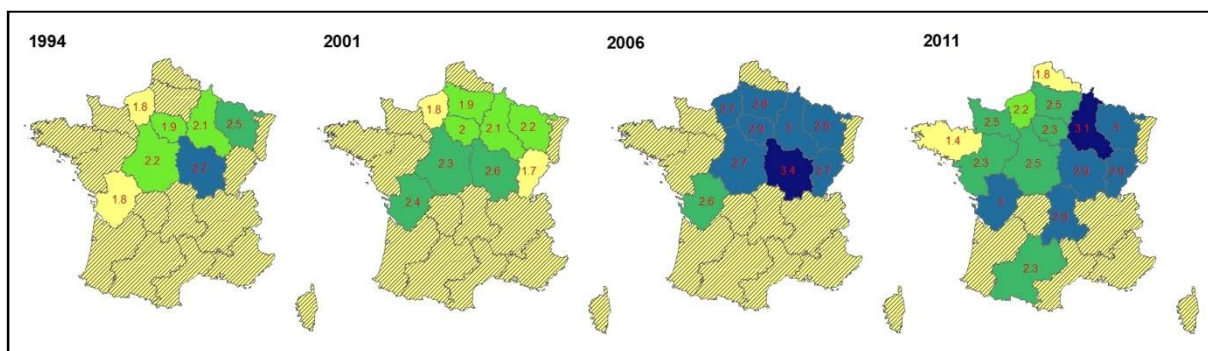
Evolution du nombre de passages de fongicides sur colza entre 1994 et 2011



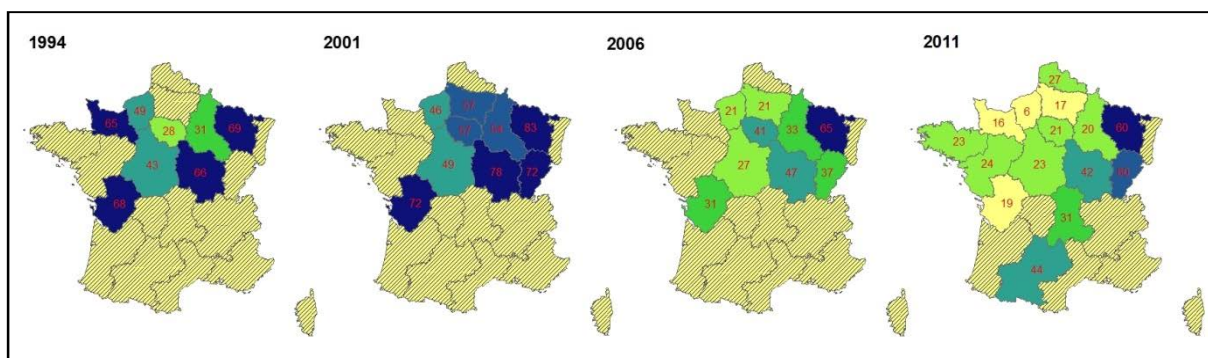
Evolution du % de surface en colza ayant reçu un insecticide entre 1994 et 2011



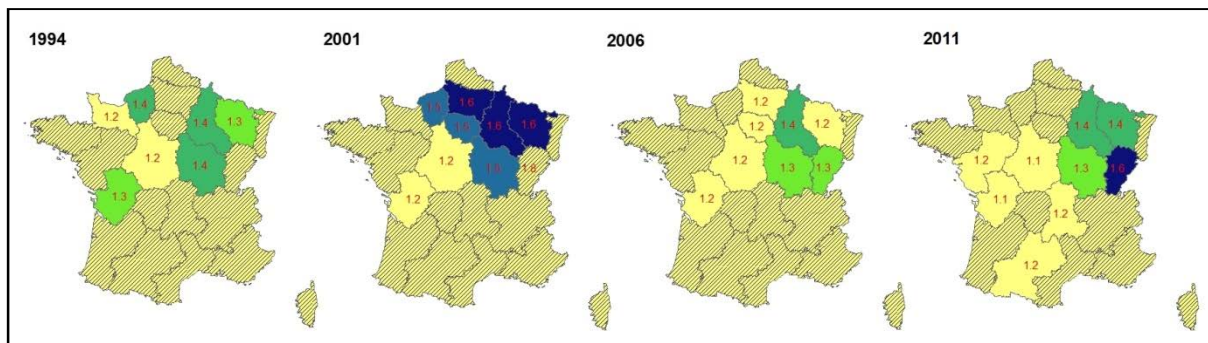
Evolution du nombre de passages d'insecticides sur colza entre 1994 et 2011



Evolution du % de surface en colza ayant reçu un molluscicide entre 1994 et 2011

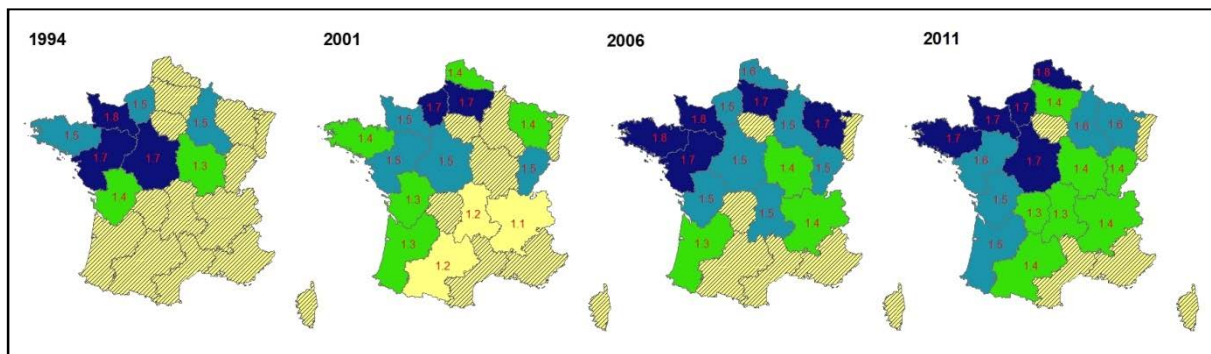


Evolution du nombre de passages de molluscicide sur colza entre 1994 et 2011

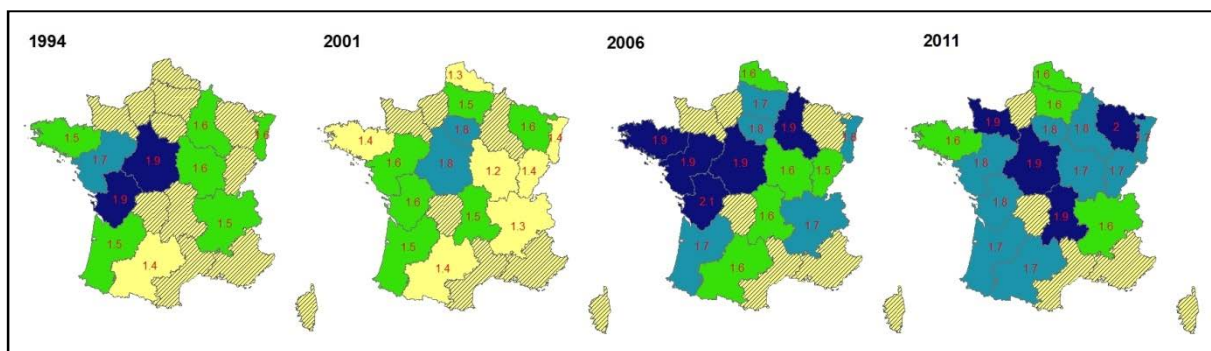


Maïs

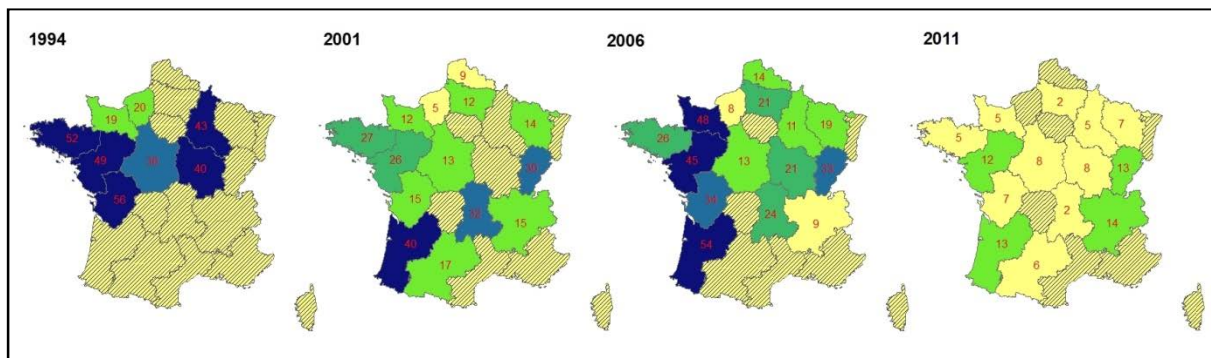
Evolution du nombre de passages d'herbicides sur maïs ensilage entre 1994 et 2011



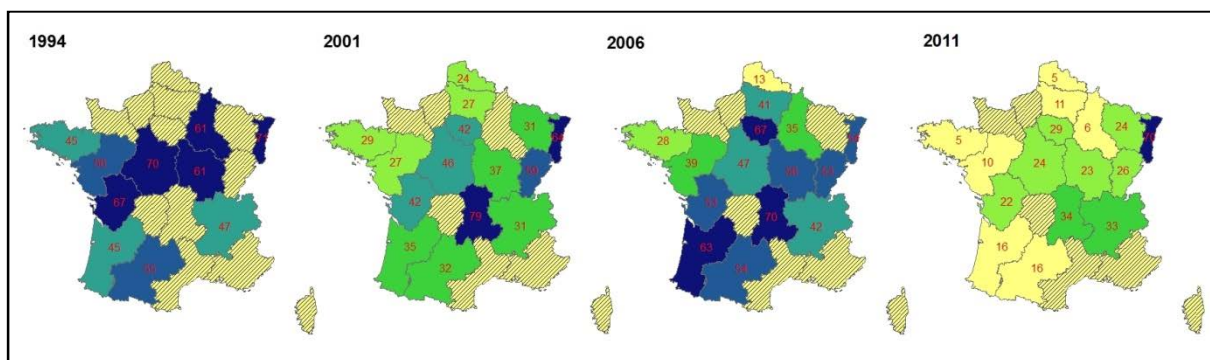
Evolution du nombre de passages d'herbicides sur maïs grain entre 1994 et 2011



Evolution du % de surface en maïs fourrage ayant reçu un insecticide entre 1994 et 2011



Evolution du pourcentage de surface en maïs grain ayant reçu un insecticide entre 1994 et 2011



Evolution du nombre de passages d'insecticides sur maïs grain entre 1994 et 2011

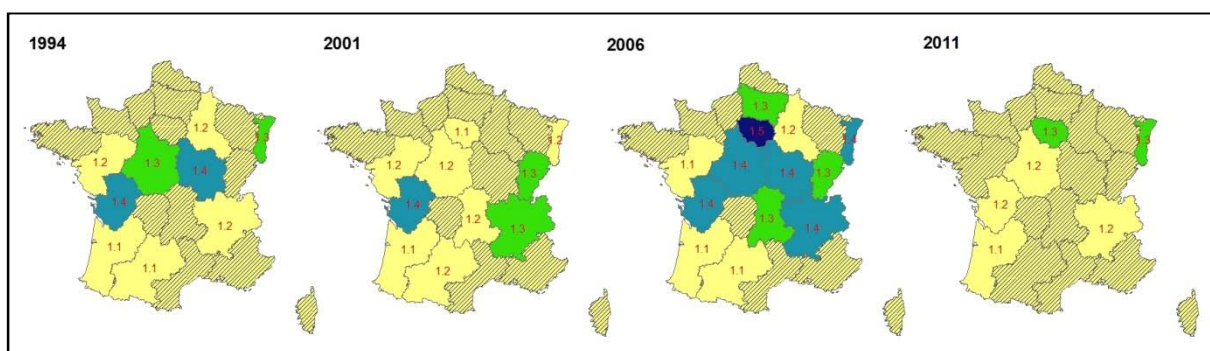
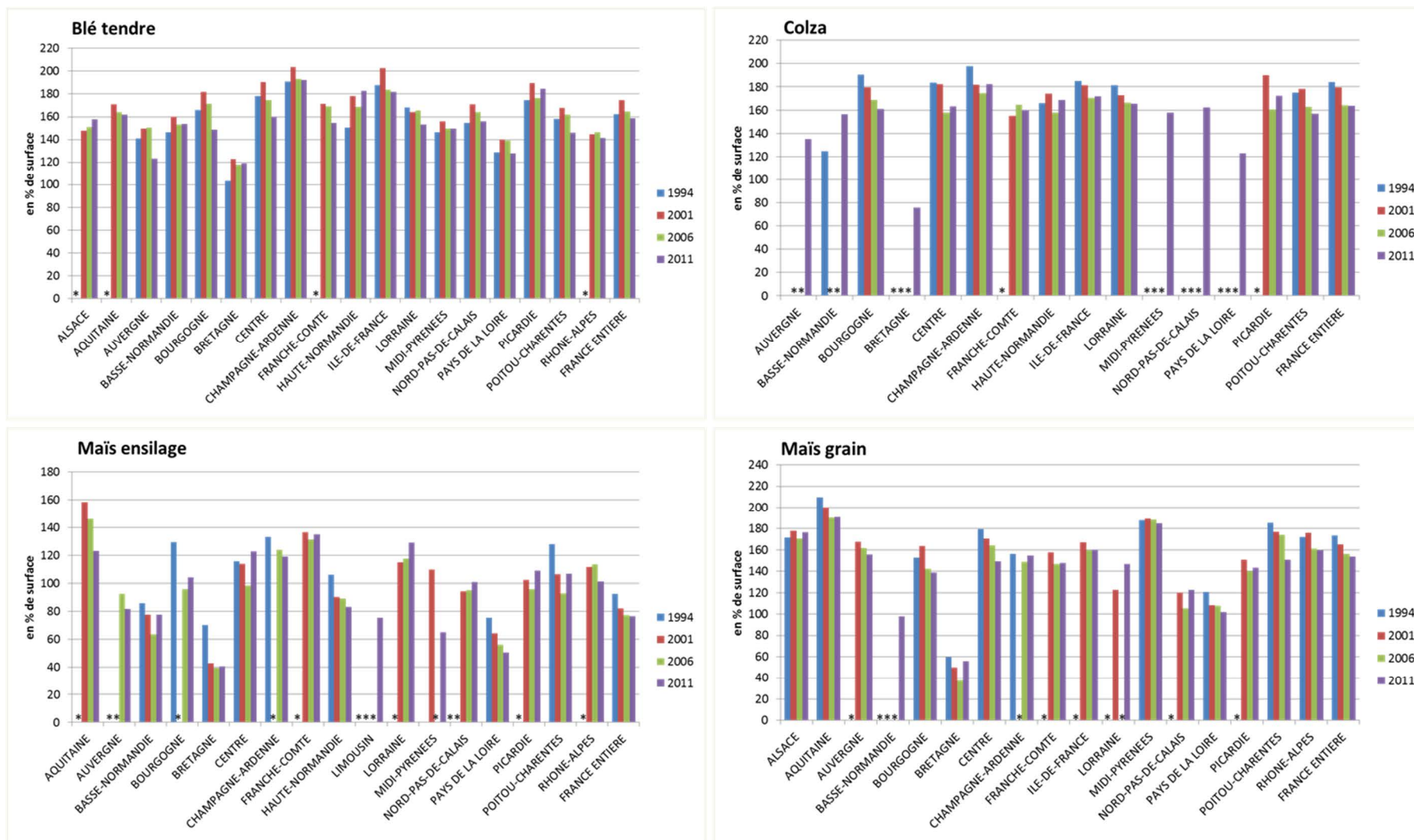
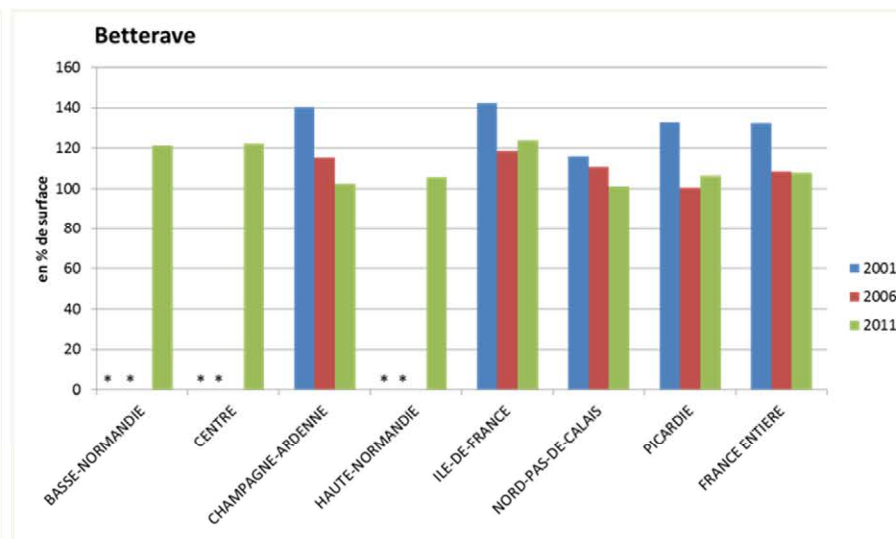
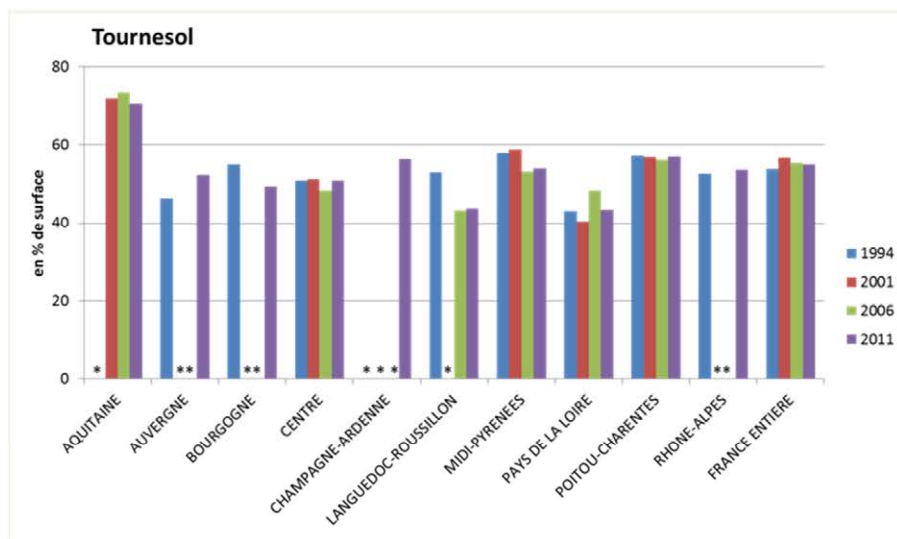


Figure 2. Dose moyenne d'azote minéral apporté par culture et par région et en France (sur les surfaces en ayant reçu)

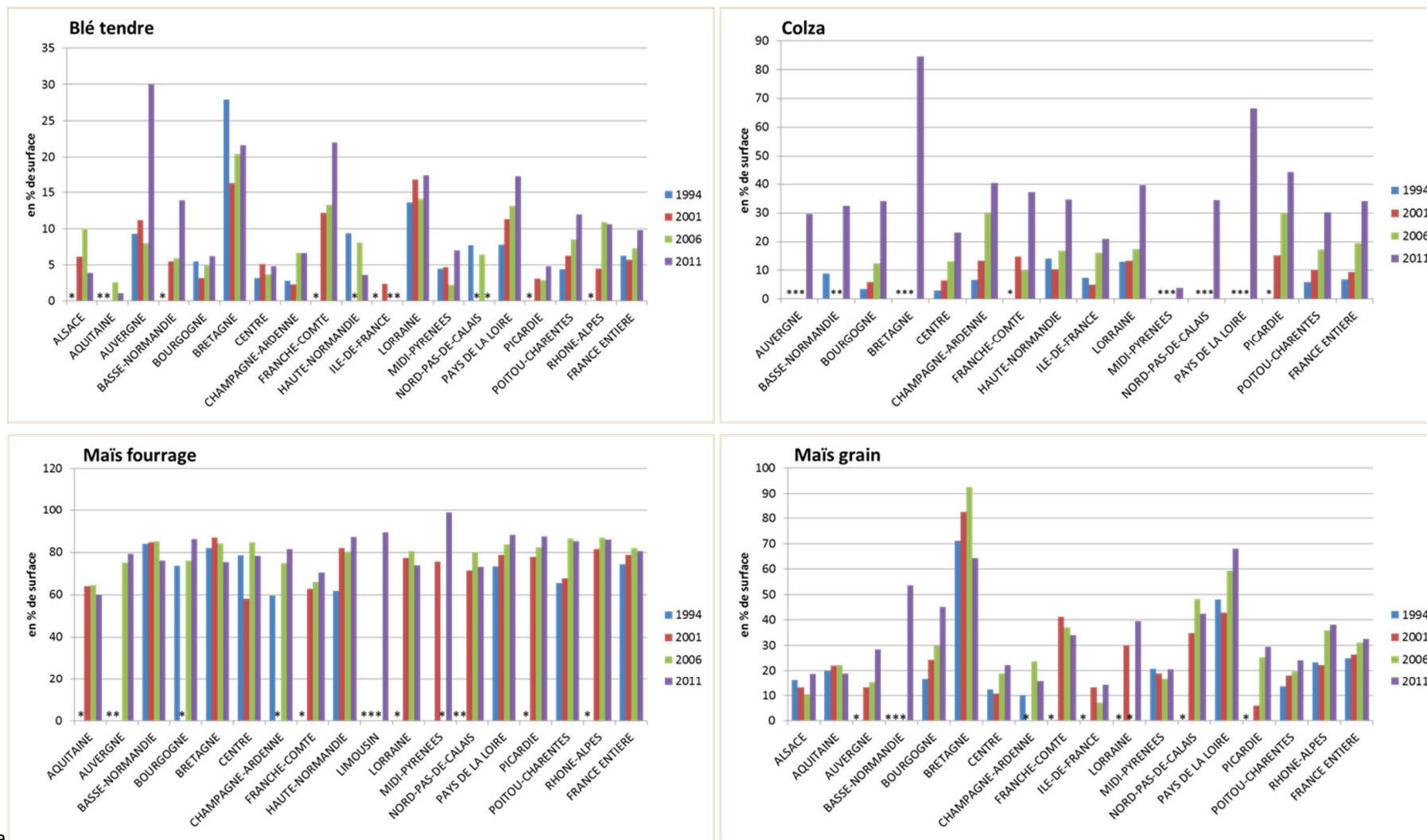




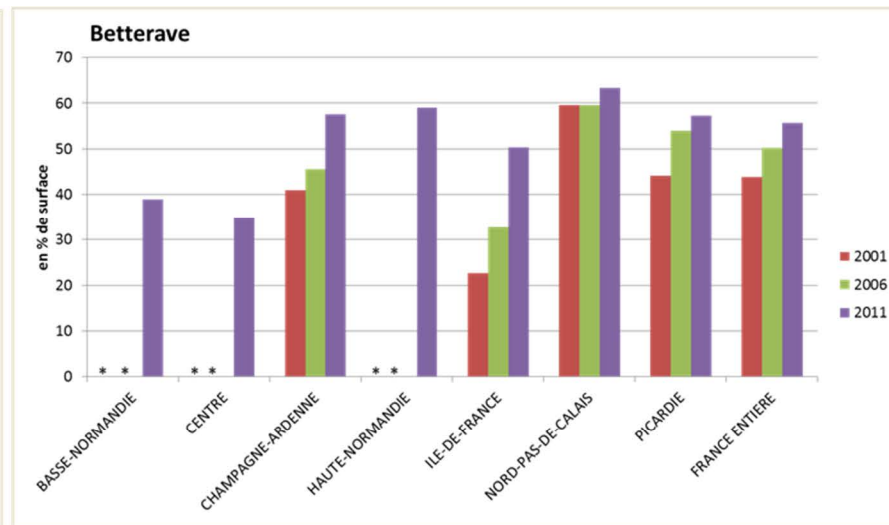
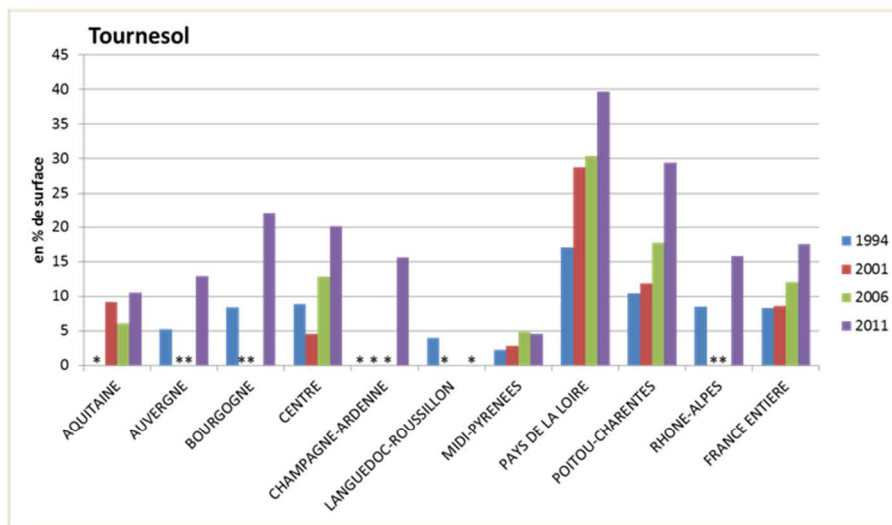
* Valeur soumise au secret statistique ou non enquêtée

Source : enquête « Pratiques culturales sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

Figure 3. Surfaces par culture et par région concernées par la fertilisation organique



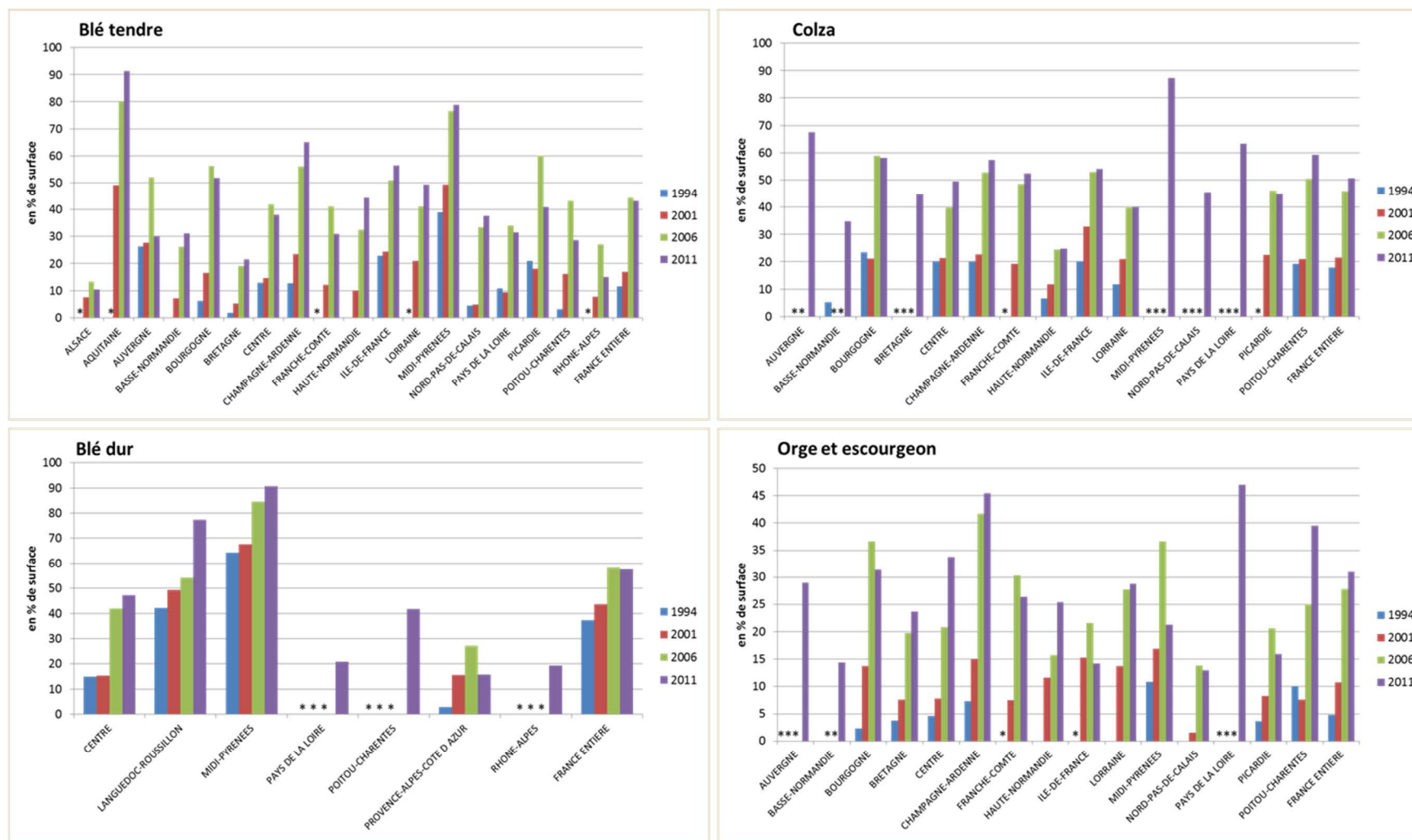
a



* Valeur soumise au secret statistique ou non enquêtée

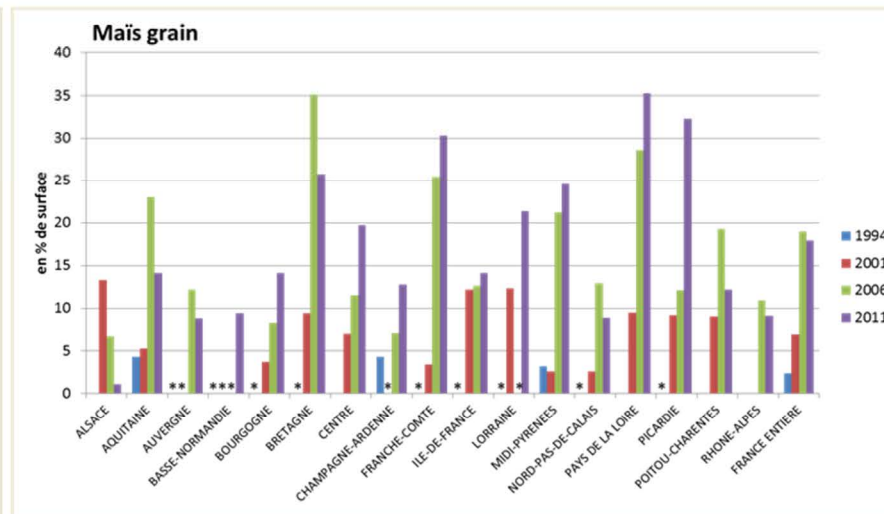
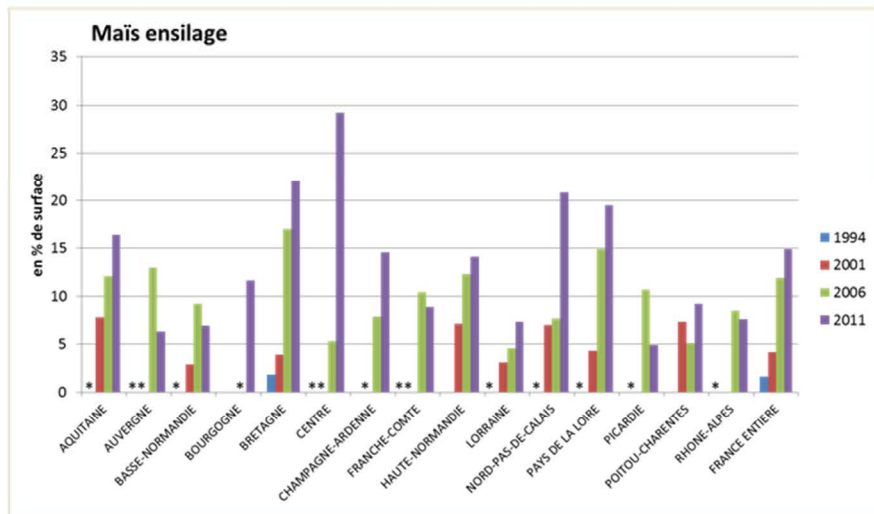
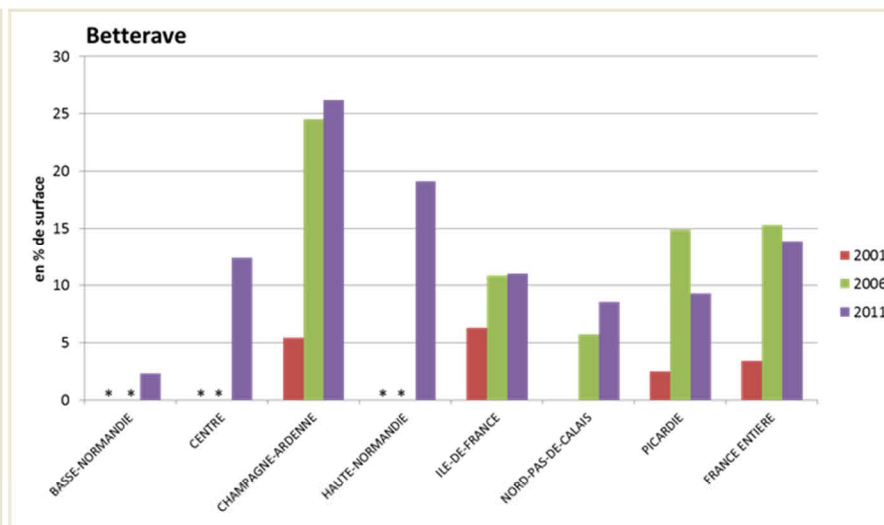
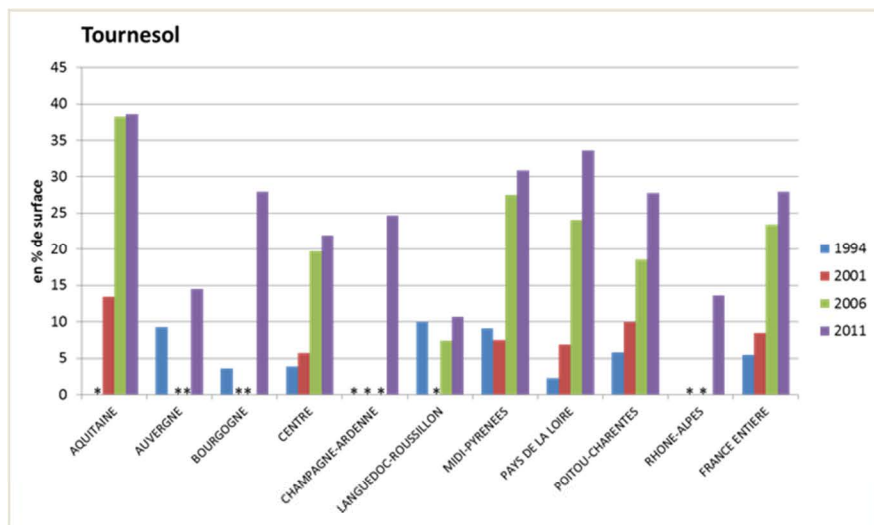
Source : enquête « Pratiques culturales sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

Figure 4. Part des surfaces cultivées en non labour par région et en France



* Valeur soumise au secret statistique ou non enquêtée

Source : enquête « Pratiques culturales sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011



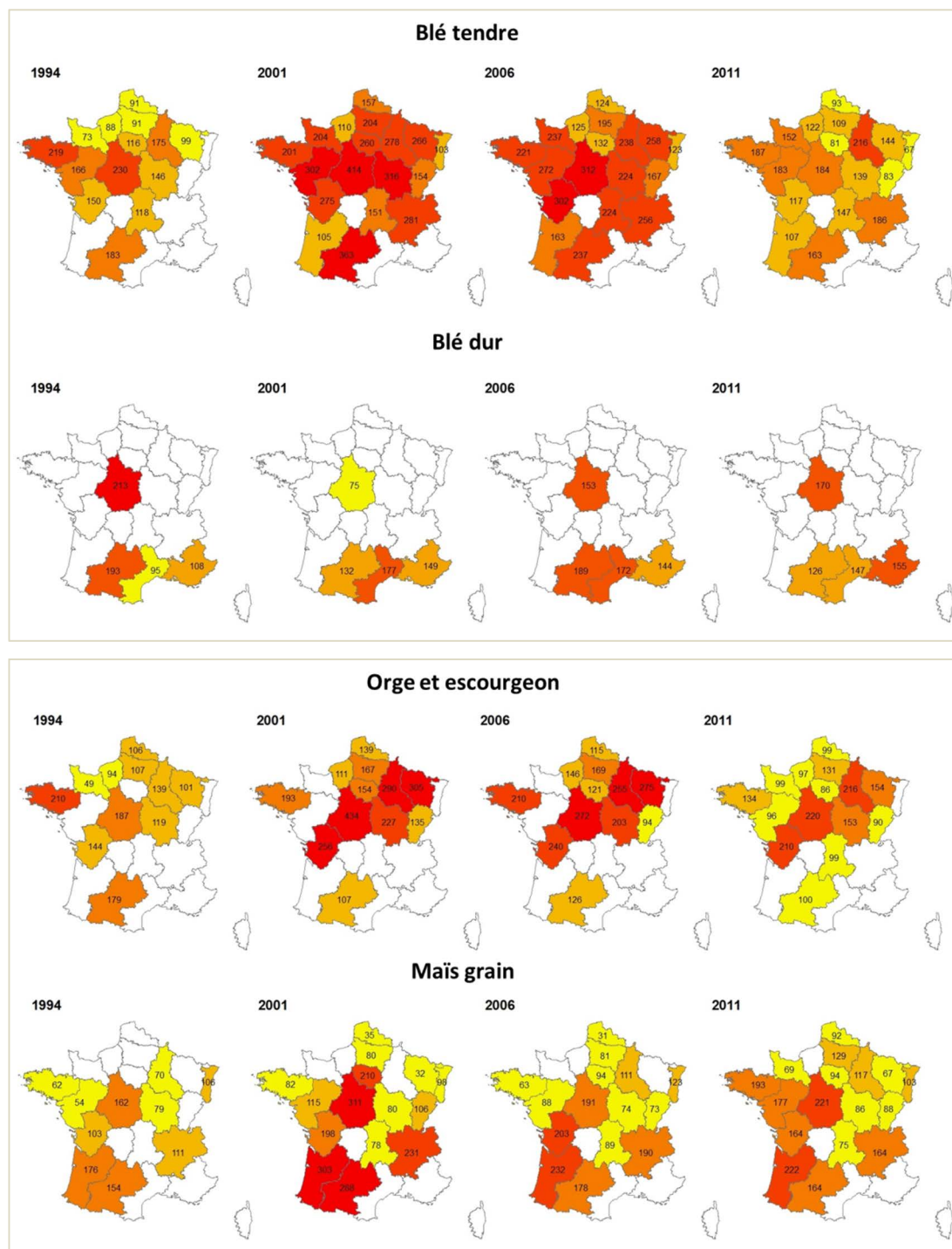
* Valeur soumise au secret statistique ou non enquêtée

Source : enquête « Pratiques culturelles sur grandes cultures » 1994, 2001, 2006 et 2011

Annexes de la partie 2

Annexe 1. Caractéristiques générales des enquêtes Pratiques culturelles

Figure 1. Nombre de parcelles enquêtées par culture et par an dans l'enquête Pratiques culturelles sur Grandes cultures – Source : Pratiques Culturelles 1994, 2001, 2006, 2010



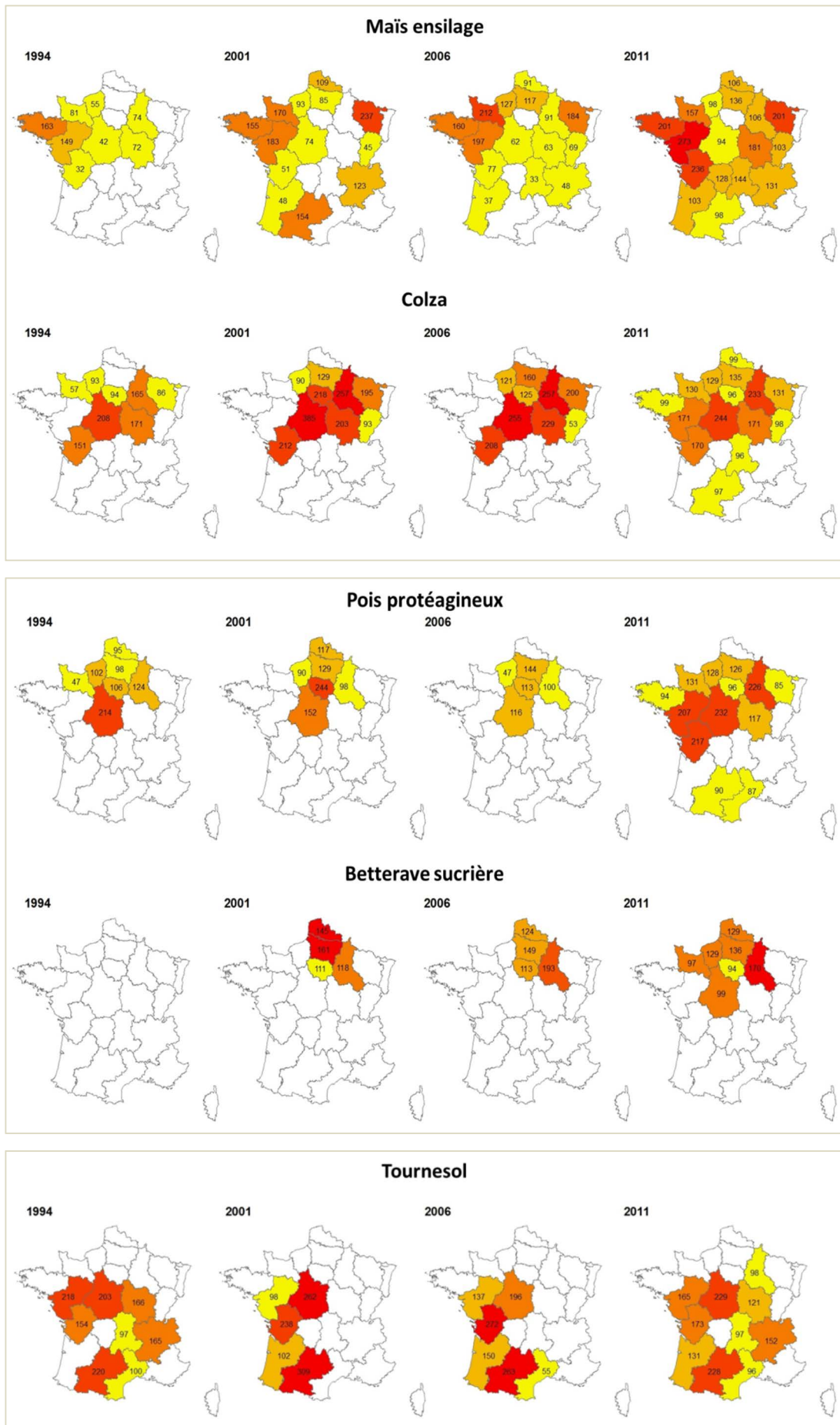


Tableau 1. Description des conditions climatiques et phytosanitaires particulières lors de l'année enquêtée – Source : Agreste

Climat	Bilan phytosanitaire
<p>1993-1994 Les excédents pluviométriques à l'automne 1993 ont largement contribué au freinage des semis des cultures d'hiver (blé tendre, blé dur, orge,...) notamment dans les régions centre-est, sud-ouest et sud est. La poursuite d'un temps doux et pluvieux pendant l'hiver a accru l'humidité des sols dans les horizons superficiels retardant ainsi la végétation des cultures d'hiver et la réalisation des travaux à la sortie de l'hiver (fertilisation, traitements phytosanitaires, semis). Un printemps, lui aussi pluvieux, a légèrement retardé les semis de printemps (tournesol, maïs,...). Le mois de juillet 1994 a été particulièrement chaud, ce qui a hâté la maturité des grains et provoqué un échaudage de l'orge, du blé et des pois pénalisant ainsi le rendement dans certaines régions.</p>	<p>Globalement le bilan phytosanitaire de la campagne 1993/1994 ne fait pas ressortir une pression parasitaire pénalisante pour le développement des cultures et leur rendement. Dans la plupart des cas les services de la Protection des Végétaux ont signalé les complexes parasitaires présents en rappelant des interventions ponctuelles sur certaines cultures.</p>
<p>2000-2001 De septembre 2000 à février 2001, les précipitations ont été très supérieures aux normales presque partout, avec de nombreuses inondations, en particulier en Bretagne. La température très douce, n'a fléchi que fin février. Les semis des cultures d'hiver ont été retardés voire annulés dans de nombreux cas. En mars et avril, la pluviométrie a été élevée. Elle n'a diminué qu'en mai. Les inondations, encore nombreuses, ont atteint un paroxysme en avril dans la Somme. Les températures ont été fraîches en avril. L'installation des cultures de printemps a été pénalisée. Après un mois de juin sec, la pluie a repris sur de nombreuses régions de juillet à septembre. La température, proche des normales, n'a fortement augmenté que fin juillet et fin août. Les réserves en eau étaient déficitaires fin juillet dans le Nord et le Nord-Ouest, car deux mois secs y ont succédé à la longue période pluvieuse. Elles étaient excédentaires sur le sud du bassin parisien et l'ouest du Massif central</p>	<p>Si les rendements de la campagne céréalière 2000/2001 ont été décevants, c'est plus en raison du climat et de la concurrence des adventices que des maladies et des ravageurs des cultures. L'hiver doux et pluvieux a été très favorable aux levées des mauvaises herbes et à leur développement. Les conditions climatiques de l'hiver ont également favorisé la mise en place d'un fort potentiel de maladies. Mais les chaleurs du mois de mai ont freiné leur extension, à l'exception du piétin-verse sur blé et la rhynchosporiose sur orges d'hiver. L'année 2001 reste une petite année pour les insectes mais les limaces, favorisées par les pluies d'automne, se sont fait remarquer. [...] A quelques exceptions près, la campagne a été calme du côté des insectes et des maladies.</p>
<p>2005-2006 La longue période de faibles précipitations qui a caractérisé l'année 2005 s'est poursuivie jusqu'au moment des semis d'hiver et a fait craindre une nouvelle sécheresse en 2006. En conséquence, les exploitants ont semé dès l'automne davantage de céréales à paille et surtout de colza en vue de diminuer leurs surfaces en maïs au printemps. [...] En mars, les températures froides ont retardé le démarrage des céréales d'hiver et ralenti les interventions sur les cultures d'hiver. Les températures clémentes du printemps ont permis aux cultures de rattraper partiellement leur retard. Mais les pluies inférieures aux normales d'avril à juillet, associées aux coups de chaleur de juin et juillet ont pénalisé les rendements [...]</p>	<p>Pour les céréales à paille, la campagne 2005/2006 se caractérise par une faible pression des maladies. Côté ravageurs, une année « normale » pour les ravageurs habituels (pucerons...) mais une recrudescence d'autres ravageurs tels le zabre, les taupins en raison du climat et des évolutions des pratiques agronomiques. Pour le colza, la campagne phytosanitaire a été agitée avec la présence côté maladies de l'oïdium et du sclerotinia et côté ravageurs, des pucerons verts, des méligèthes, du charançon, des siliques et de la cécidomyie. Au plan des adventices, à côté de la flore classique, les géraniums et les crucifères ont posé problème [...]</p>
<p>2010-2011 Le printemps 2011 s'est avéré très sec avec un cumul de précipitations de mars à mai déficitaire de 52 % par rapport aux normales saisonnières 1970-2000. Cette sécheresse s'est accompagnée de températures relativement élevées (+ 2,5°C par rapport aux normales saisonnières). Le printemps 2011 a été le plus chaud depuis le début du XXe siècle, et le plus sec des cinquante dernières années. La quasi totalité du pays a été concernée, avec quelques nuances toutefois : les déficits ont été plus marqués dans le nord et l'ouest du pays et la zone méditerranéenne a été relativement épargnée. Les réserves superficielles des sols étant fin février rechargées à l'issue de l'hiver, les températures élevées ont dans un premier temps favorisé le développement des cultures en place : la plupart des cultures ont pris une avance sensible. Dans un second temps, la faiblesse des précipitations, conjuguée aux températures élevées, a rapidement épuisé les réserves superficielles des sols, hypothéquant les potentiels de rendements des grandes cultures. Le mois de juin 2011 a été marqué par le retour à la normale des précipitations. La tendance s'est accentuée en juillet et août (respectivement 170 % et 130 % des précipitations par rapport une année normale).</p>	<p>La campagne 2010/2011 a été marquée par une faible pression des maladies sur les céréales, oléagineux et protéagineux, liée à un printemps chaud et sec. La sécheresse d'avril-mai 2011 combinée à la douceur de l'automne 2011 a favorisé les attaques de ravageurs. La pression a atteint un niveau élevé, particulièrement sur le colza, mais également sur le blé, l'orge et le pois protéagineux. Seuls les insectes du sol (taupins pour les cultures de printemps) ont exercé une faible pression. Pour le maïs, la présence des insectes foreurs (pyrale et sésamie) a été faible. Pour les céréales à paille, la zone nord a été confrontée à des attaques de léma, cécidomyie, pucerons du feuillage et des épis. Les pucerons ont été présents sur la façade maritime au nord-ouest. Le colza a été confronté aux charançons du bourgeon terminal, de la tige et des siliques, aux méligèthes, grosses altises, pucerons cendrés. Les ravageurs ont été très précoces sur la betterave industrielle, notamment les pucerons, et plus particulièrement les pucerons noirs (vecteurs de virose). Des dégâts de teigne ont aussi été en forte progression.</p>

Annexe 2. Compléments sur les tendances d'évolution passées des systèmes de production agricole

Experts scientifiques : Catherine Migolet, Céline Schott, Thomas Puech

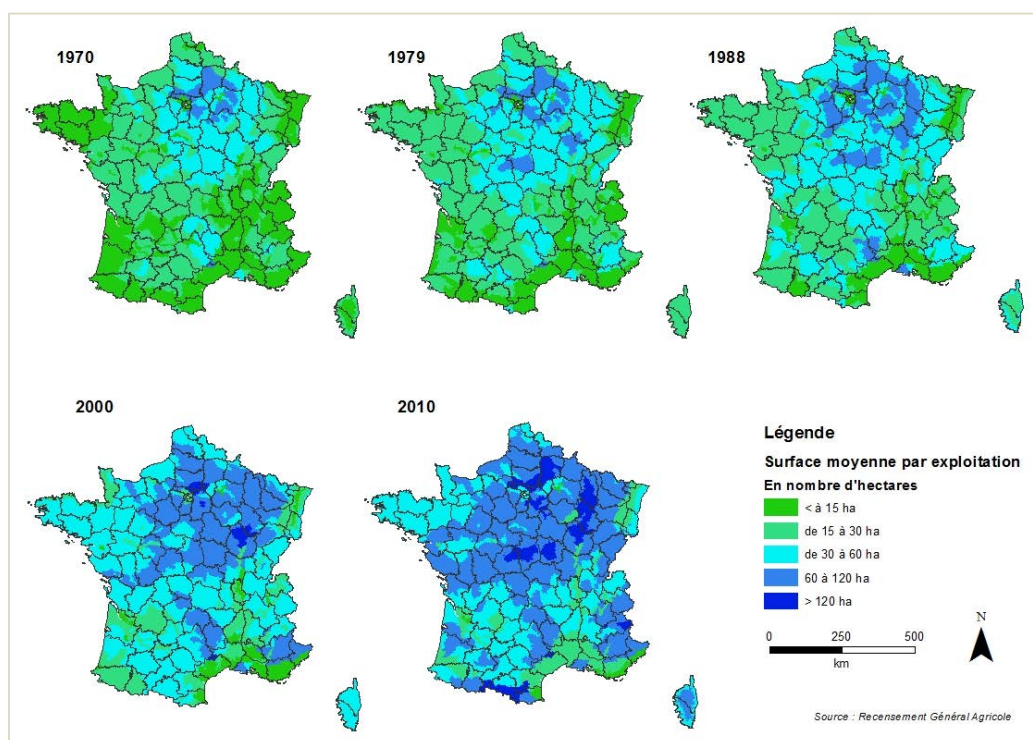
Experts techniques (extraction et traitement des données) : Calypso Picaud, Thomas Puech, Céline Schott

Au cours des cinquante dernières années, l'agriculture française a connu de profondes mutations, encadrées et pilotées par la politique agricole européenne (Bonnamour, 1995 ; Maillard *et al.*, 2000 ; Bontron, 2005 ; Laurent, 2005) et les impératifs de marchés inscrits dans une mondialisation des échanges, et marquées par des évolutions agronomiques et techniques sans précédent.

Depuis 1970, le **nombre d'exploitations agricoles** a diminué de manière constante, passant de 1,6 million d'exploitations en 1970 à moins de 500 000 lors du dernier recensement agricole de 2010, ce qui représente une diminution de 70 %, du même ordre que celle du **nombre de travailleurs agricoles**, représenté par l'indicateur des UTA (Unité de Travail Annuelle).

Corrélativement, la **surface agricole moyenne par exploitation** n'a eu de cesse d'augmenter, passant de 19 ha en 1970 à 55 ha en 2010 (et pour certaines zones du nord de la France telles que la Meuse et la Haute-Marne à plus de 120 ha de moyenne). Alors qu'en 1970, les exploitations de plus de 60 ha étaient concentrées dans quelques régions du nord de la France (Marne, Seine-et-Marne, Aisne et Oise), l'augmentation des tailles d'exploitation s'est progressivement généralisée dans tout le nord de la France ainsi qu'en Aveyron et dans les Cévennes au sud (Figure 1). En 2000 comme en 2010, seules quelques régions essentiellement orientées vers la viticulture, les productions fruitières et maraîchères et l'élevage de montagne avec transformation à la ferme (pourtour méditerranéen, vallée du Rhône, Bordelais, Coteaux du Pays Basque, Cotentin, Vosges) maintiennent des surfaces moyennes d'exploitation inférieures à 30 ha.

Figure 1. Evolution de la surface moyenne par exploitation par région agricole entre 1970 et 2010
Source : Recensements Agricoles



Depuis les années 50, la modernisation de l'agriculture s'est progressivement traduite par une **régionalisation et une spécialisation des productions agricoles**, marquées par un recul généralisé des exploitations à orientation technico-économique (OTEX) de type polyculture-élevage (Chatelier et Gagné, 2012 ; Mignolet, 2013) au profit de systèmes d'élevage spécialisés en zone de montagne (ovins, bovins allaitants et dans une moindre mesure bovins lait) et sur une large façade atlantique bénéficiant de situations commerciales et industrielles favorables (bovins lait et élevages hors sol de type porcin ou volailles) ou au profit de systèmes de grandes cultures (céréales et oléo-protéagineux) dans les régions de plaine dotées d'avantages agronomiques (Figure 2).

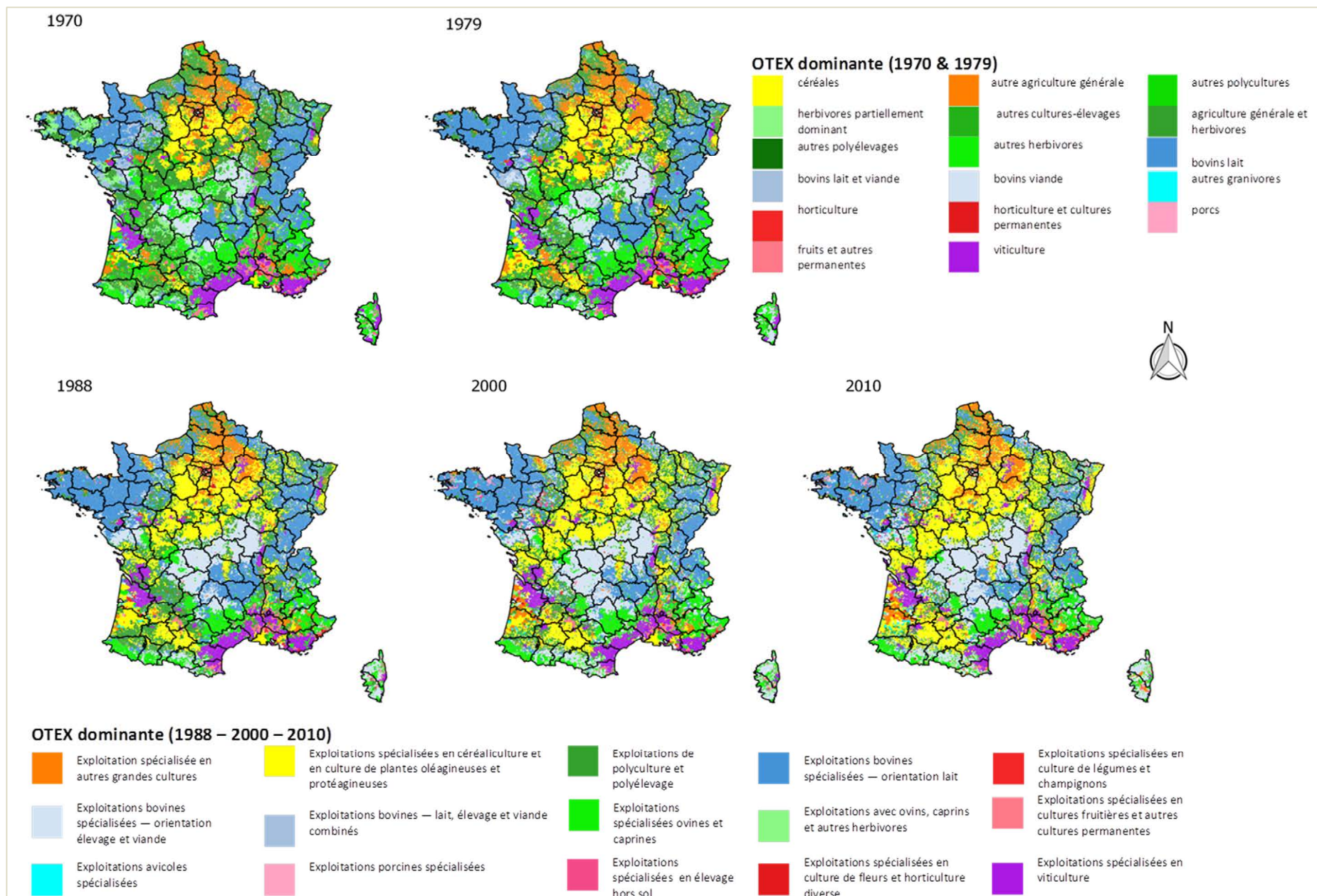
De nombreux facteurs, politiques, économiques, techniques mais aussi humains, sont à l'origine de cette spécialisation des régions de cultures et d'élevage. Le soutien des prix du blé et de certaines grandes cultures, relayé après 1992 par les primes à l'hectare de céréales et d'oléoprotéagineux, la diminution de la main d'œuvre agricole et la recherche d'une moins grande pénibilité du travail, l'artificialisation croissante des milieux permise notamment par le drainage et les intrants chimiques (fertilisation minérale, pesticides), expliquent le recul des activités d'élevage dans les régions les plus propices aux grandes cultures (Lemaire *et al.*, 2014 ; Peyraud *et al.*, 2014 ; Martin *et al.*, sous presse). A l'opposé dans d'autres régions, la production de lait ou de viande s'est concentrée autour d'un appareil industriel performant. Les spécialisations régionales des productions et des industries de transformation se sont construites progressivement, avec l'objectif de valoriser, chaque fois que possible, les aptitudes des sols et des climats, mais aussi de profiter d'économies d'échelle et de réduire les coûts de logistique, en cherchant à localiser les productions à proximité des usines. Les dynamiques de spécialisation et de concentration ont ainsi été favorisées par la proximité spatiale entre les activités de production agricole et les activités de transformation, en particulier pour les productions animales (porcins, volailles, bovins lait) et pour les productions végétales coûteuses en transport telles que la betterave (Chatelier et Gagné, 2012). La présence d'infrastructures de transport fluviales et maritimes a joué également un rôle majeur dans les processus de localisation des productions (importation de tourteaux d'oléoprotéagineux, exportation des céréales). Enfin, le conseil technique, de plus en plus pointu et spécialisé, s'est également adapté : dans beaucoup de régions, les conseillers se sont spécialisés sur les productions dominantes, ce qui tend à renforcer le mouvement de spécialisation (Labarthe, 2010).

La spécialisation des territoires s'est dessinée principalement durant les décennies 1970 et 1980, jusqu'au milieu des années 1990. Au début des années 1970, les systèmes de polyculture-élevage dominent le paysage français (Figure 2), même si certaines régions sont déjà spécialisées dans la production laitière (Basse-Normandie, Pays de Loire, massifs des Vosges au Massif Central), dans l'élevage allaitant (Pyrénées, Limousin et sur Bourgogne), ou dans la production de céréales (Ile de France, Centre) et d'autres cultures industrielles (Picardie et Marne).. La fin des années 1970 est marquée par une homogénéisation de la Bretagne où la production laitière devient dominante et par une céréalisation progressive du centre du bassin parisien vers sa périphérie, en particulier au Sud. L'élevage des plaines du bassin aquitain disparaît progressivement au profit des grandes cultures, en particulier dans le Gers, les Landes et le Tarn-et-Garonne.

Les années 1980 sont dans la continuité des années 1970 avec la poursuite de la céréalisation du sud du Bassin Parisien et des plaines du Bassin Aquitain, au même titre que les plateaux du Nord-Est (en Lorraine, au sud de la Champagne Ardenne et au nord de la Bourgogne). L'élevage allaitant du Massif Central se développe et devient majoritaire dans une large partie Nord de celui-ci (Allier, Haute-Vienne).

A la fin de la décennie 1990, l'élevage porcin en Bretagne devient localement majoritaire, au même titre que les activités d'élevage de volailles dans la Sarthe. L'élevage bovin allaitant poursuit son développement dans le Massif Central (Limousin, Cantal, Aveyron, Loire). Certaines vallées (Saône, Rhin et dans une moindre mesure la Limagne) apparaissent progressivement comme des pôles régionaux de production spécifique (en particulier de maïs). De même, la production de légumes se développe en Gironde et dans les Landes. L'évolution de la distribution des OTEX dominantes est moins marquée pendant la décennie 2000 par rapport aux précédentes, comme en témoignent les dynamiques relativement stabilisées de distribution des cheptels, excepté dans un grand quart Nord-Est et dans l'extrême Sud-Ouest où les systèmes de polyculture-élevage continuent de disparaître progressivement au profit des systèmes céréaliers.

Figure 2. Evolution de l’OTEX dominante par commune - Source : Recensements Agricoles



Ainsi, malgré l'évolution de la nomenclature des OTEX en 1988 (qui complexifie l'analyse de l'évolution des types de système de production sur le long terme), les quarante ans d'évolution des systèmes de production, reconstitués à partir de l'étude des recensements agricoles, mettent en évidence la progressive érosion des systèmes de polyculture-élevage, remplacés par des systèmes basés sur des cultures céréalières. De nombreuses régions ont vu leurs activités d'élevage largement régresser pour tendre vers une céréalisation des paysages des Charentes jusqu'en Lorraine et le long de la chaîne Pyrénéenne. D'autres régions ont conservé une activité forte d'élevage, soit par le maintien des activités traditionnelles laitières (Alpes du Nord, Jura, Haute-Loire, Manche, Aveyron...) ou allaitantes (Saône-et-Loire, Alpes du Sud), soit en modifiant l'orientation de celle-ci (de l'élevage laitier à l'élevage allaitant dans le Cantal) ou en la combinant à d'autres activités d'élevage (Bretagne). Les systèmes céréaliers tels qu'historiquement présents dans le centre du Bassin Parisien, se sont étendus pour former de larges zones de transition vers des régions d'élevage (Meuse, Haute-Marne), des zones de rupture (limite Nord du Massif Central, de la Vienne à la Côte d'Or) ou des zones de coexistence entre différents systèmes de production avec cultures céréalières, cultures industrielles, élevage hors-sol et/ou élevage pâturant (limite ouest du bassin parisien, de la Vendée au Pas de Calais).

Enfin, le vignoble français est réparti de manière hétérogène sur le territoire avec une majorité des surfaces présentes au Sud, sur l'arc méditerranéen, et dans le Bordelais. Si au Nord ils ne représentent qu'une minorité des surfaces, les vignobles de Bourgogne, Alsace, Champagne et de Loire sont localement très ancrés (appellations d'origine) et à très forte valeur ajoutée.

Systèmes d'élevage

L'évolution des systèmes de production de ces quarante dernières années est guidée par la présence des ateliers d'élevage des exploitations et de leurs évolutions. Aussi, l'augmentation de la production laitière par tête, permise en particulier par le développement du maïs fourrage, entraîne un net recul du cheptel bovin laitier dans de nombreuses régions et la spécialisation laitière dans d'autres (Figure 3). En 40 ans, le cheptel bovin laitier français a été divisé par deux. Si les régions céréalières ont été particulièrement marquées par cette baisse d'effectifs (-80% dans le bassin Parisien), les régions laitières (Bretagne, Normandie) ne sont pas épargnées par cette baisse (-38% en Ile et Vilaine, -36% dans le Finistère). Après une augmentation spectaculaire de la production laitière à la fin des années 1970 (+1.6Md de litres en Bretagne, +1.3Md en Pays de Loire, +0.5Md en Basse Normandie entre 1976 et 1984), l'arrivée des quotas laitiers a inversé cette dynamique dans la majorité des régions, excepté certaines régions de montagne (Jura, Massif Central) (Ricard, 2014).

A contrario, le cheptel bovin allaitant (Figure 4) s'est répandu sur le territoire (+76% entre 1970 et 2010, Chatelier et Gagné, 2012). Si les régions traditionnellement allaitantes (Morvan, Limousin, Pyrénées) ont poursuivi leur développement, d'autres régions, et en particulier les régions historiquement plutôt tournées vers l'élevage laitier (Bretagne, Normandie, Lorraine), ont développé des ateliers de bovins allaitants en complément des activités de production laitière, notamment en vue de compléter les revenus issus de la production laitière. Le cheptel de vaches allaitantes, après avoir dépassé en effectif le cheptel laitier à la fin des années 1990, est relativement stable depuis une quinzaine d'années (Chatelier et Gagné, 2012).

Le cheptel de brebis mères a connu une phase d'expansion dans les années 1970-1980, passant d'un cheptel de 6.4M à plus de 7.8M de têtes soit plus de 20% d'augmentation. Le cheptel ovin lait français représente en 1988 15% de l'effectif total dont plus des $\frac{3}{4}$ sont regroupés dans les seuls départements de l'Aveyron et des Pyrénées Atlantiques. Durant les années 1990 et 2000, le cheptel de brebis nourrices a progressivement reculé (-37% entre 1988 et 2010), alors que dans le même temps, le cheptel de brebis laitières a progressé de 17% en conservant la dominance de l'Aveyron et des Pyrénées Atlantiques avec $\frac{3}{4}$ du cheptel. Du fait du changement de tendance pour l'élevage d'ovins allaitants au début des années 1990, le cheptel total d'ovins français a décliné de 13% sur les 40 dernières années (Figure).

Contrairement aux bovins et ovins, le cheptel français de porcins est resté relativement stable tout en subissant un phénomène de concentration. La Bretagne représente, en 1970, 31 % du cheptel français de truies et plus de 55 % en 2010. Dans le même temps, alors que près de 15 % des truies étaient localisées dans le Nord Pas de Calais en 1970, il n'en reste plus qu'à peine 5 % en 2010. Ce processus de concentration s'est déroulé en majeure partie dans les décennies 70 et 80 : les chiffres du recensement agricole 1988 étant sensiblement proches des chiffres de 2010 (Figure 6).

Figure 2. Evolution du cheptel bovin laitier en France de 1970 à 2010
 source : RA 1970-2010

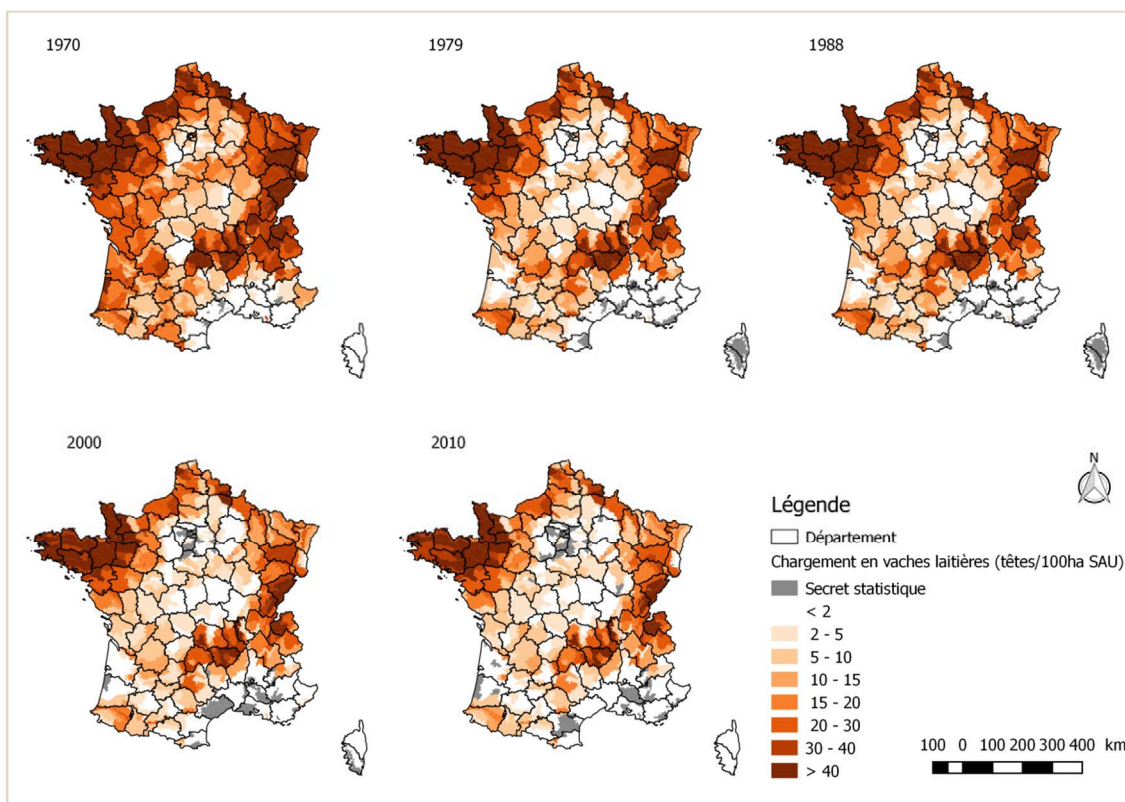


Figure 4. Evolution du cheptel bovin allaitant en France de 1970 à 2010
 source : RA 1970-2010

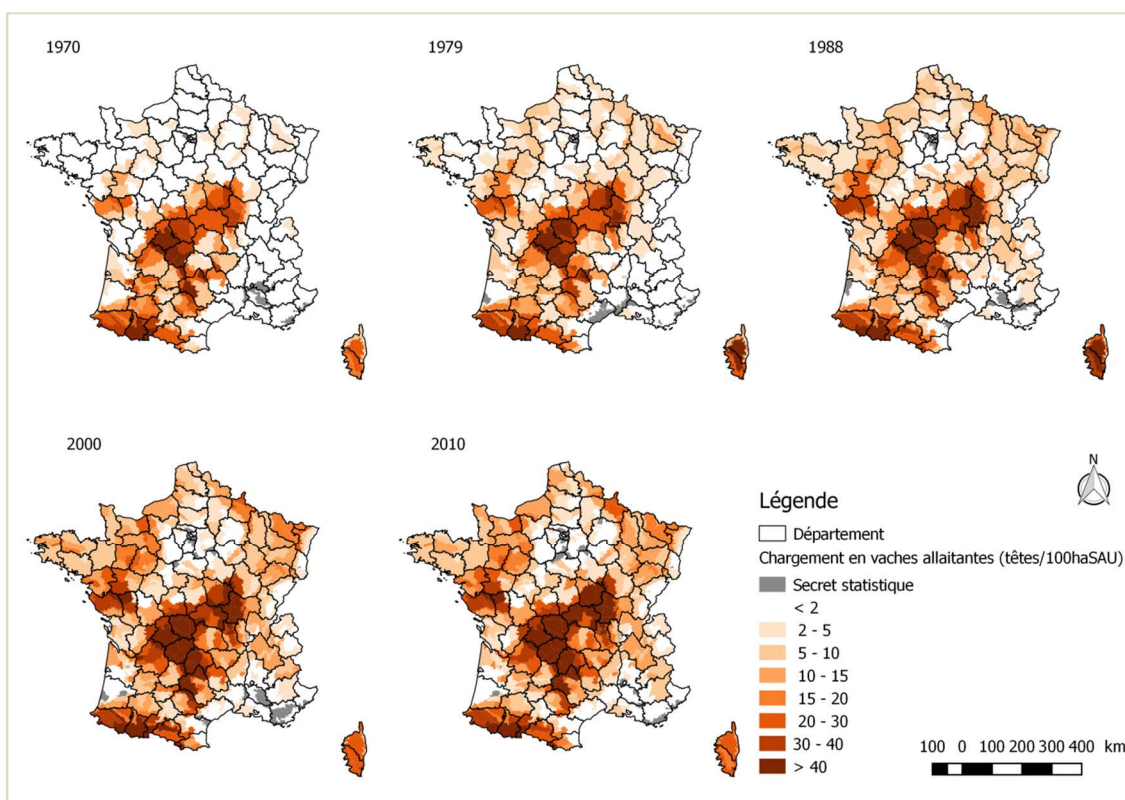


Figure 5. Evolution du cheptel ovin en France de 1970 à 2010
source : RA 1970-2010

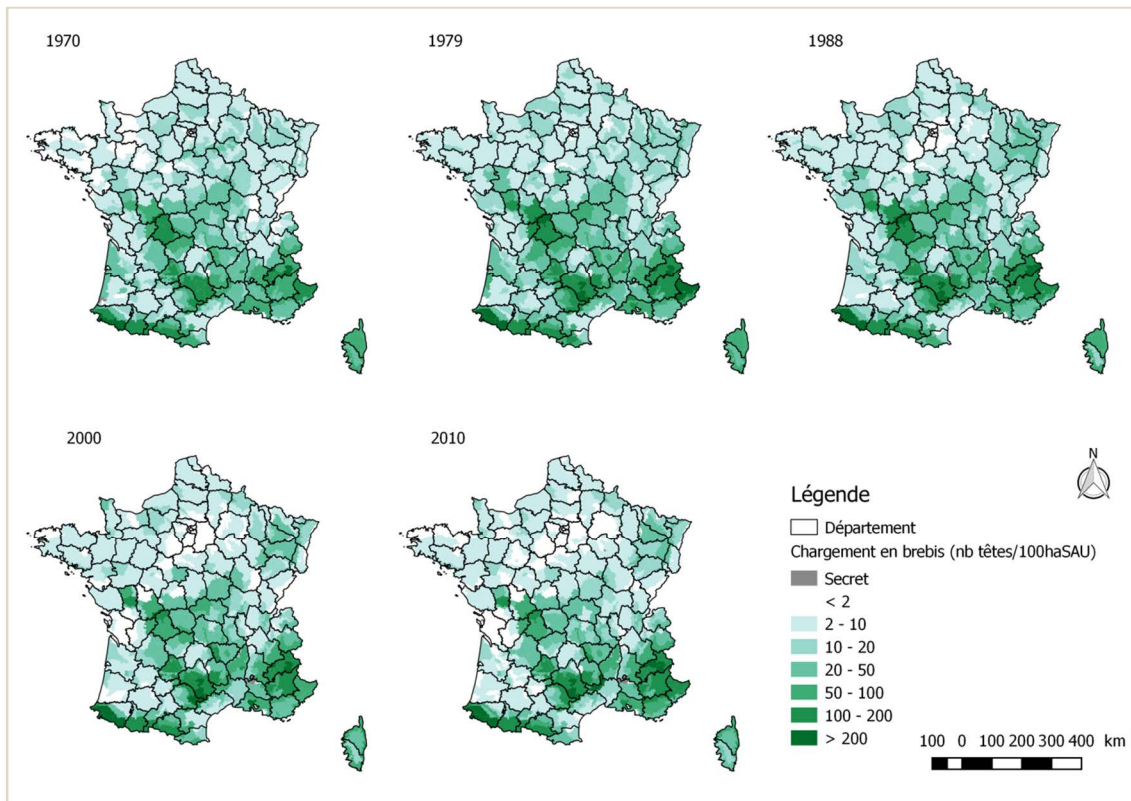
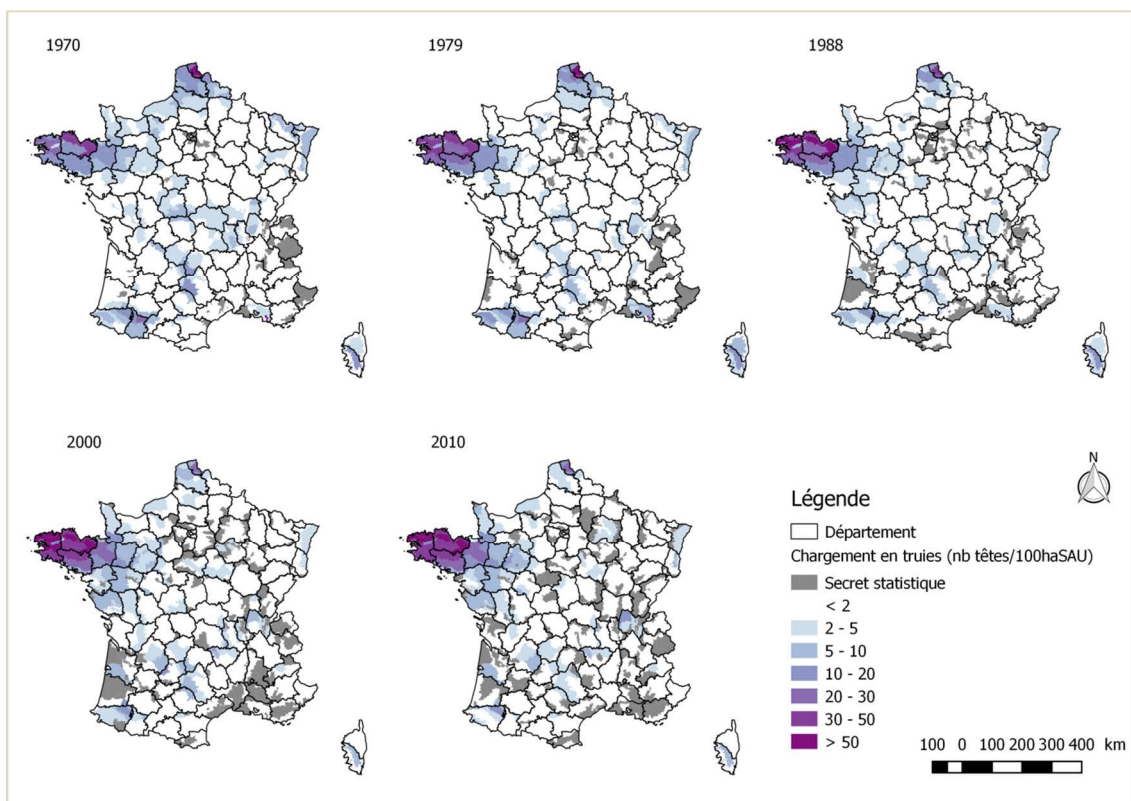


Figure 6. Evolution du cheptel porcin en France de 1970 à 2010
source : RA 1970-2010



Enfin, si dans les années 1970 certaines régions avaient déjà amorcé le processus de spécialisation dans la production de volailles (Bretagne, Landes, vallée du Rhône), c'est principalement dans les années 1980 et 1990 que certaines régions se sont spécialisées dans l'élevage de poules, poulets et canards (Bretagne, Pays de Loire, Vallée du Rhône et Landes). Durant cette période, la production (toutes volailles confondues) a globalement doublé, en particulier pour les poulets de chair dont la production s'est développée sur l'ensemble du territoire et les canards dont la production s'est développée dans une large partie Ouest de la France (la production a quintuplé en une vingtaine d'années). Depuis une quinzaine d'année, les effectifs sont relativement stables comparativement aux fluctuations des vingt précédentes (Chatelier et Gaigné, 2012).

Références bibliographiques citées

- Bonnamour J., 1995. Conséquences des limitations du droit de produire sur les dynamiques spatiales agricoles et les équilibres régionaux en France. *C. R. Acad. Agri. Fr.*, 81(6) : 79-88.
- Bontron J.-Cl, 2005. Les dynamiques territoriales de l'agriculture et les espaces ruraux français. *Ingénieries EAT* : 41-52.
- Chatelier V., Gaigné C., 2012. Les logiques économiques de la spécialisation productive du territoire agricole français. *Innovations Agronomiques* 22 : 185-203.
- Labarthe P., 2010. Services immatériels et verrouillage technologique. Le cas du conseil technique aux agriculteurs. *Economies et Sociétés* 44 : 173-96.
- Laurent C., 2005. Les agricultures de l'Union européenne et leurs territoires. In : Laurent C., Thinon P., *Agricultures et Territoire (Traité IGAT, série Aménagement et gestion du territoire)*, Editions Hermès. Chapitre 1 : 31-56.
- Lemaire G, Franzluebbers A, Carvalho PC de F, Dedieu B, 2014. Integrated crop-livestock systems: strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agric Ecosyst Environ* 190:4–8.
- Maillard L., Daniel K., Colson F., 2000. Géographie de l'agriculture communautaire : les productions soutenues par la PAC ne se concentrent pas. *Agreste Cahiers*, 4 : 37-44.
- Martin, G., Moraine, Ryschawy, J., Magne, M.A., Asai, M., Sarthou, J.P., M., Duru, M., Therond, O.. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review of prospects and issues. *Agronomy for Sustainable Development*, sous presse
- Mignolet C. (2013), Changements d'usage des terres par l'agriculture en France depuis les années 1970 : une spécialisation des territoires aux conséquences environnementales majeures, *Comptes-rendus de l'Académie d'Agriculture* Vol. 99, n°4, pp 140-141.
- Peyraud J-L, Taboada M, Delaby L, 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: a review. *Eur J Agron* 57:31–42.

Partie 3.

Fonctions écologiques, biens et services écosystémiques, patrimoine naturel

Introduction	235
Chapitre 8. Services de régulation et fonctions écologiques	263
Chapitre 9. Services culturels et récréatifs	667
Chapitre 10. Biens produits par l'écosystème	691

Introduction

A. Stratégie d'identification et de caractérisation des biens et des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles.....	236
• Sélection des services écosystémiques analysés dans l'étude	236
• Spécification biophysique des biens agricoles et des SE	240
B. Caractéristiques générales du dispositif d'évaluation biophysique	243
• Récapitulatif des méthodes d'évaluation (indicateurs) des SE mises en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles.....	245
C. Cas particulier de l'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante-(animaux) pour évaluer certains SE.....	247
• Paramètres d'entrée des modèles.....	247
• Jeux de simulation	250
• Stratégies d'analyse des résultats de simulations	250
• Perspectives de recherche pour l'amélioration du plan de simulation EFESE-écosystèmes agricoles.....	251
D. Principes de l'évaluation économique des services écosystémiques	253
• Finalités de l'évaluation économique en termes monétaires	253
• Approche générale retenue	253
• Défis méthodologiques	254
• Approche retenue dans EFESE-écosystèmes agricoles	256
E. Eléments de synthèse sur les relations entre services écosystémiques et bien-être.....	257

A. Stratégie d'identification et de caractérisation des biens et des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles

• Sélection des services écosystémiques analysés dans l'étude

En cohérence avec le cadre conceptuel général de l'EFESE, la classification des services écosystémiques (SE) proposée par la *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) version 4.3¹ a été utilisée comme liste de référence pour identifier les principaux biens et SE rendus par les écosystèmes agricoles aux agriculteurs et à la société, dans le contexte français².

Le champ des écosystèmes concernés par la CICES dépassant celui des écosystèmes agricoles, le collectif d'experts d'EFESE-écosystèmes agricoles a d'abord passé en revue cette liste de SE et estimé l'importance et la pertinence de chacun d'entre eux dans le cas particulier des écosystèmes agricoles en France. Pour exemple, les SE concernant les écosystèmes aquatiques continentaux ou marins n'ont pas été retenus pour instruction.

Dans un deuxième temps, sur la base de la littérature scientifique et des travaux européens menés sur les SE (notamment par le Joint Research Center – JRC – et le groupe de travail du programme *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* – MAES), chaque SE retenu pour instruction a été spécifié par les experts (cf. section suivante). Ce processus de spécification a permis d'assurer la pertinence des SE retenus relativement aux caractéristiques des écosystèmes agricoles. Pour rappel, EFESE-écosystèmes agricoles ne retient pas le concept de service d'approvisionnement. Les services d'approvisionnement de produits agricoles ou issus de la production agricole sont conceptualisés dans EFESE-écosystèmes agricoles comme des productions de biens agricoles.

Le travail de spécification des biens et des SE a conduit les experts à affiner progressivement la dénomination voire la nature de certains SE. La confrontation des spécifications réalisées individuellement pour chaque SE a parfois conduit à regrouper plusieurs SE en un seul SE plus englobant, et/ou à re-conceptualiser profondément certains SE identifiés dans la CICES. Ainsi, par exemple, la CICES distingue quatre services d'approvisionnement liés à l'eau, que le travail de spécification a conduit à regrouper en deux services de régulation dénommé « Capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau aux plantes cultivées » et « Capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau bleue ». Le travail de conceptualisation des SE est un processus long et itératif du fait du caractère non stabilisé (voire encore non défini) de nombreux concepts.

Les tableaux 1, 2 et 3 présentent, pour chacun des SE listés dans la CICES :

- la correspondance avec la typologie et les dénominations retenues dans l'EFESE, déduite à partir du cadre conceptuel de l'EFESE (CGDD, 2017³)
- la correspondance avec les dénominations retenues par le collectif d'experts EFESE-écosystèmes agricoles, en distinguant : (i) les SE instruits par le collectif d'experts (en noir) et (ii) les SE non instruits (en gris) avec indication sur la raison de cette non instruction.

¹ <http://biodiversity.europa.eu/maes/common-international-classification-of-ecosystem-services-cices-classification-version-4.3>

² Cette liste de SE, établie par un collectif international d'experts (*technical experts*) sous la coordination de l'agence Européenne de l'Environnement, est actuellement l'une des plus utilisées à l'échelle internationale dans les grands travaux d'évaluation sur les SE (ex. SEEA-EEA, MAES) et de nombreuses publications récentes sur les SE. Son élaboration est le résultat d'un processus itératif et collaboratif établi depuis décembre 2009. Elle correspond à un compromis entre les points de vue des nombreux experts qui ont collaboré à sa construction. Le champ des écosystèmes concernés dépasse le seul champ de celui des écosystèmes agricoles.

³CGDD, 2017. L'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) – Cadre conceptuel, Collection Théma – Balises..

Tableau 1. Instruction de la catégorie « SE d’approvisionnement » de la CICES dans l’EFESE et EFESE-écosystèmes agricoles

Typologie CICES	Typologie retenue dans l’EFESE (CGDD, 2017)	Dénominations retenues dans EFESE-écosystèmes agricoles
<i>Cultivated crops</i>	Biens végétaux	Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées
<i>Wild plants, algae and their outputs</i>		Production de fourrages par les surfaces en herbe
<i>Plants and algae from in-situ aquaculture</i>		Production de plantes sauvages à d’autres fins que les fourrages
<i>Reared animals and their outputs</i>	Biens animaux	<i>Non instruit (1)</i>
<i>Wild animals and their outputs</i>		Production de biens animaux
<i>Animals from in-situ aquaculture</i>		<i>Non instruit (2)</i>
<i>Surface water for drinking</i>	Eau potable	<i>Non instruit (1)</i>
<i>Ground water for drinking</i>		SE de régulation Stockage et restitution de l’eau
<i>Fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use or processing</i>	Cuir	<i>Non instruit (3)</i>
<i>Materials from plants, algae and animals for agricultural use</i>	Bois, fibres végétales	Biomasse végétale : intégrée dans Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées
	Fourrages : intégrés dans Biens végétaux	
	<i>Biomasse animale : exclu du cadre général de l’EFESE.</i>	
<i>Genetic materials from all biota</i>	Molécules	<i>Non instruit (5)</i>
<i>Surface water for non-drinking purposes</i>	Eau pour usages agricoles, industriels et domestiques non alimentaires	SE de régulation Stockage et restitution de l’eau
<i>Ground water for non-drinking purposes</i>		
<i>Plant-based resources [for energetic use]</i>	Energie issue de la biomasse (bois, cultures énergétiques)	Intégré dans Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées
<i>Animal-based ressources [for energetic use]</i>	<i>Exclu du cadre général de l’EFESE.</i>	<i>Non instruit (4)</i>
<i>Animal-based energy</i>	<i>Exclu du cadre général de l’EFESE.</i>	<i>Non instruit (3)</i>

(1) L’aquaculture étant exclue du champ de l’étude « EFESE-écosystèmes agricoles » (cf. Partie 1), les biens qui y sont liés n’ont pas été instruits.

(2) La faune sauvage est très mobile et n’est pas spécifiquement liée à un type d’écosystème ; la production de biens animaux issue de faune sauvage n’est donc pas traitée dans le cadre de l’étude EFESE-écosystèmes agricoles.

(3) En France, un certain nombre de sous-produits animaux peuvent être utilisés dans l’industrie pharmaceutique (produits cosmétiques), en ameublement, confection et maroquinerie (à partir de laine, plume et poils). Les flux de ces sous-produits sont mineurs. Leur quantification est laborieuse et nécessite des compétences thématiques non présentes dans le collectif d’experts. Par ailleurs, en France le recours à des animaux de charge (animaux de trait ou de portage) est restreint. Ces derniers n’ont donc pas été traités dans cette étude.

(4) Les effluents d’élevage constituent une ressource de biomasse utilisable en agriculture (comme fertilisants) ou pour la production d’énergie (biogaz). La production d’effluents – matières issues de la collecte et de la transformation des déjections émises par les animaux d’élevage lorsqu’ils sont en bâtiments, possiblement par adjonction d’autres matières (paille, résidus d’aliments non consommés, eau) – relève du système sociotechnique de l’agroécosystème, et non pas de son système écologique. Elle n’a donc pas été traitée dans cette étude. Nous renvoyons à l’ESCO « MAFOR » (Houot *et al.*, 2014) pour l’analyse des volumes d’effluents produits, de leur mode de gestion et de leurs effets sur les écosystèmes. Cependant, les apports de matières organiques ont été considérés ici comme des facteurs exogènes modulant l’état et le fonctionnement de l’écosystème et donc le niveau des SE délivrés par celui-ci. De plus, les flux de déjections issus des animaux présents dans l’écosystème (principalement les ruminants au pâturage) peuvent fortement déterminer son état et son fonctionnement, et donc le niveau des SE qu’il délivre.

(5) Les sols, les plantes (sauvages et cultivées) et les animaux (sauvages et d’élevage) constituent un réservoir génétique susceptible d’être exploité notamment dans l’industrie pharmaceutique. Les données disponibles pour quantifier et cartographier un tel service sont trop rares voire inexistantes. Leur identification nécessite des compétences thématiques non présentes dans le collectif d’experts.

Tableau 2. Instruction de la catégorie « SE de régulation » de la CICES dans l'EFESE et EFESE-écosystèmes agricoles

Typologie CICES	Typologie retenue dans l'EFESE (CGDD, 2017)	Dénominations retenues dans EFESE-écosystèmes agricoles
<i>Bio-remediation by micro-organisms, algae, plants, and animals</i>	Régulation des nuisances sanitaires	- Atténuation naturelle des pesticides par les sols (1) - Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD - <i>Régulation de la qualité de l'air : non instruit (2)</i>
<i>Filtration/sequestration/storage/accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals</i>		
<i>Filtration/sequestration/storage/accumulation by ecosystems</i>		
<i>Dilution by atmosphere, freshwater and marine ecosystems</i>		
<i>Mediation of smell/noise/visual impacts</i>	Filtration naturelle des niveaux de bruit	<i>Non instruit (2)</i>
	Réduction des nuisances olfactives	
	Ecran aux nuisances visuelles	
<i>Mass stabilization and control of erosion rates</i>	Régulation des débits solides	Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion
<i>Buffering and attenuation of mass flows</i>		
<i>Hydrological cycle and water flow maintenance</i>	Régulation du soutien d'étiage	Traité dans Stockage et restitution de l'eau
<i>Flood protection</i>	Régulation des débits de crues	<i>Non instruits (2)</i>
<i>Storm protection</i>	Régulation du vent	
<i>Ventilation and transpiration</i>		
<i>Pollination and seed dispersal</i>	Pollinisation Dispersion des semences	Pollinisation des espèces cultivées
<i>Maintaining nursery populations and habitats</i>	Nurseries et nourrissage des espèces sauvages	<i>Non conceptualisé comme un SE dans EFESE-écosystèmes agricoles (voir chapitre 3).</i>
<i>Pest control</i>	Régulation des espèces exotiques envahissantes Contrôle des ravageurs et des agents pathogènes	Régulation des graines d'adventices
<i>Disease control</i>		Régulation des insectes ravageurs
		<i>Non instruit (2)</i>
<i>Group « Soil formation and composition » (Weathering processes - Decomposition and fixing processes)</i>	Qualité du sol et fertilité (composition, structure)	- Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées - Fourniture d'autres nutriments/oligo-éléments aux plantes cultivées - Structuration du sol (Pédogenèse considérée dans le SE Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion)
<i>Chemical condition of freshwaters</i>	Auto-épuration (fixation, dilution, etc.) des milieux aquatiques (eau douce) et marins (eau salée)	Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD
<i>Chemical condition of salt waters</i>		<i>Non instruit (3)</i>
<i>Global climate regulation by reduction of greenhouse gas concentrations</i>	Qualité de l'air et régulation du climat global (fixation et stockage du carbone) et local (régulation de la température et de la pluviométrie)	Régulation du climat global par atténuation des gaz à effet de serre et stockage de carbone
<i>Micro and regional climate regulation</i>		<i>Non instruit (2)</i>

(1) L'instruction de ce SE a été focalisée sur les contaminants chimiques de type molécules pesticides, car l'étude des autres types de contaminants (contaminants biologiques, éléments traces minéraux, autres composés organiques) nécessite des compétences disciplinaires non présentes dans le collectif d'experts.

(2) SE clefs mais non instruits par manque de compétences thématiques dans le groupe de travail.

(3) Hors périmètre de EFESE-écosystèmes agricoles.

Pour définir les "services culturels", la CICES s'appuie sur les avantages immatériels que les êtres humains tirent de leur contact avec la faune, la flore ou les écosystèmes. Cette classification distingue deux grandes sous-catégories selon la nature des interactions "culturelles" qu'entretient l'Homme avec les composantes biophysiques des écosystèmes et les paysages :

- les interactions "spirituelles et symboliques" : plantes et animaux emblématiques, lieux associés à la spiritualité, volonté de préserver la biodiversité et satisfaction de savoir qu'elle existe, etc. Ces interactions renvoient à la valeur symbolique, sacrée, d'existence ou de transmission associée aux composantes biophysiques des écosystèmes ou des paysages ;
- les interactions "physiques et intellectuelles" *in situ* ou *ex situ* : activités récréatives *in situ* (promenade, chasse et pêche, observation de la faune...), utilisation de l'écosystème comme objet d'expérimentations, de représentations artistiques, etc.

Cette classification correspond ainsi davantage à une typologie d'usages et/ou de valeurs des paysages qu'à des services écosystémiques au sens retenu dans le cadre d'analyse de l'étude. Cette définition est en décalage avec la posture – adoptée par ailleurs par la CICES – consistant à distinguer les concepts de SE et d'avantage (cf. chapitre 3). Cette ambiguïté a été relevée à plusieurs reprises à l'occasion des consultations publiques organisées par l'Agence Européenne pour l'Environnement sur cette classification. Ainsi, la catégorie des "services culturels" est la plus fréquemment citée comme posant problème, pointant la difficulté à définir et décrire ce type de services. Les commentaires recueillis invitent à revoir la terminologie et les définitions pour supprimer tous les termes renvoyant à la notion d'avantage plutôt que de service (par exemple "récréation"), et à aborder ces services sous l'angle des éléments biophysiques dont l'usage conduit à une modification du bien-être humain. Notons que le programme français EFESE fait un premier pas vers la clarification de cette catégorie de services, en choisissant de ne pas considérer les interactions spirituelles et symboliques comme des SE. Les composantes biophysiques qui les sous-tendent sont assimilées à la notion de patrimoine naturel (voir Tableau 3).

En cohérence avec les recommandations émises sur la CICES au cours des consultations, une distinction a été faite dans cette étude entre les composants associés à une représentation intellectuelle ou symbolique d'une part, et ceux servant de support à des interactions physiques d'autre part. Le focus a été mis sur l'étude des seconds, plus facilement identifiables en l'état actuel des connaissances et des données disponibles. L'étude propose ainsi une spécification et des premières pistes d'évaluation des SE liés au développement d'activités récréatives *in situ* (services dits "récréatifs"). Ces SE ont été définis comme les caractéristiques biophysiques des écosystèmes agricoles contribuant à la constitution d'un cadre propice à la pratique d'activités récréatives.

Les SE liés à la pratique d'activités récréatives sans prélèvement sur la faune ou la flore ont été distingués de ceux permettant des activités avec prélèvement (chasse, cueillette d'espèces animales et végétales sauvages), car les caractéristiques biophysiques et les avantages retirés de ces deux SE sont de natures différentes.

Tableau 3. Instruction de la catégorie « SE culturels » de la CICES dans l'EFESE et EFESE-écosystèmes agricoles

Typologie CICES (groupes)	Typologie retenue dans l'EFESE (CGDD, 2017)	Typologie proposée dans EFESE-écosystèmes agricoles
<i>Spiritual and/or emblematic</i>	Patrimoine spirituel et identitaire	<i>Non instruit (1)</i>
<i>Other cultural outputs</i>	Espèces protégées Sites et paysages labellisés	
<i>Physical and experiential interaction</i>	Activités récréatives et de loisir	Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)
	Chasse, pêche de loisir	Potentiel récréatif (activités récréatives avec prélèvement)
<i>Intellectual and representative interactions</i>	Expérimentation et éducation	<i>Non instruits (1)</i>
	Aménités paysagères	

(1) Non instruit par manque de données et de compétences thématiques dans le groupe de travail.

En particulier, les activités récréatives avec prélèvement correspondent aux activités de chasse et de cueillette d'espèces animales et végétales sauvages. Elles sont abordées de deux façons dans EFESE-écosystèmes agricoles :

- D'une part, les écosystèmes agricoles produisent des **biens issus de la faune et de la flore sauvages, susceptibles de faire l'objet de chasse et de cueillette**, utilisables à des fins alimentaire, ornementale, matérielle,

de santé, etc. Ces biens entrent dans le champ du chapitre 10 « Biens produits par l'écosystème ». En pratique, la littérature permettant de traiter cet aspect est peu abondante. Dans EFESE-écosystèmes agricoles, il a donc été décidé de se focaliser sur la **flore « sauvage »**. Contrairement à la flore sauvage, la **faune sauvage** n'est pas spécifiquement liée à un type d'écosystème : les animaux sauvages sont très mobiles entre types d'écosystèmes (écosystèmes agricoles, zones humides, forêt...). La production de biens animaux issue de faune sauvage n'est donc pas traitée dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

- D'autre part, les écosystèmes agricoles servent de « **support** » à des **activités récréatives** dont sont dérivées des avantages sensoriels et émotionnels lors de l'acte de chasse ou de cueillette en lui-même, quel que soit l'usage fait des produits dérivés de ces activités. Ce second aspect, défini comme la capacité de l'écosystème à servir de support aux activités de chasse et de cueillette, est traité dans le chapitre 9 « Services culturels et récréatifs ». Son analyse reste néanmoins limitée du fait du manque de données permettant de caractériser avec finesse la capacité des écosystèmes à héberger cette faune et cette flore sauvage. Par ailleurs, le lien entre la faune sauvage et les écosystèmes agricoles est difficile à établir car les animaux sauvages sont très mobiles entre types d'écosystèmes (écosystèmes agricoles, zones humides, forêts...).

• Spécification biophysique des biens agricoles et des SE

Afin de mettre en place une évaluation destinée à être reproductible et améliorée après la fin de l'étude, **l'évaluation des SE rendus par les écosystèmes agricoles doit être basée sur une définition précise des SE analysés et évalués**. L'enjeu est de développer des indicateurs permettant de quantifier ou qualifier le niveau de fourniture des SE, sans ambiguïté et de façon homogène entre SE, cohérente vis-à-vis des choix conceptuels et répétable de manière uniforme au fil du temps.

Le travail de spécification biophysique des SE vise à définir précisément la nature et les caractéristiques des SE retenus. Les dénominations retenues par la CICES renvoient souvent à plusieurs dénominations et conceptualisations dans la littérature scientifique. Sur la base de la littérature scientifique mondiale, le collectif d'experts a analysé les différentes conceptualisations existant pour chaque bien et SE et identifié la ou les plus cohérentes avec les définitions et approches retenues dans le cadrage conceptuel EFESE-écosystèmes agricoles (voir section 3.1) et prenant en compte les spécificités des écosystèmes agricoles.

Ce travail de spécification, basé sur une revue de la littérature, a été structuré comme suit :

- définition précise du bien/SE pour en identifier la nature (structure ou processus de l'écosystème), après avoir présenté les grands types de conceptualisation existantes dans la littérature scientifique et retenu la plus pertinente pour une étude portant spécifiquement sur les écosystèmes agricoles français,
- identification du (des) bénéficiaire(s) du SE (le gestionnaire de l'écosystème agricole et/ou la société) et du (des) avantage(s) qu'il(s) en dérive(nt),
- identification des déterminants biophysiques du niveau de fourniture de ce bien/SE (état d'entités, éléments de la structure et processus écologiques/fonctions),
- identification des facteurs biophysiques et anthropiques extérieurs à l'écosystème agricole (facteurs dits *exogènes*) qui, en modifiant l'état de l'écosystème agricole, exercent une influence (positive ou négative) sur sa capacité à délivrer ce bien/SE,
- élaboration d'une méthodologie pour quantifier le niveau de fourniture du SE c.-à-d. les métriques appropriées pour estimer le niveau de fourniture du SE (incluant les unités fonctionnelles d'expression de la fourniture du SE), et la (les) méthode(s) d'évaluation de ces métriques,
- élaboration d'une méthodologie pour réaliser une évaluation économique du SE.

La quantification biophysique et l'évaluation économique des biens et des SE reposent sur l'élaboration d'indicateurs calculés à partir de données brutes existantes. **Dans un souci de traçabilité et de reproductibilité des méthodes d'évaluation mises en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles, le calcul de chaque indicateur fait l'objet d'une note technique annexée au rapport**, qui décrit finement les données brutes utilisées et toutes les étapes du calcul (enchaînement d'équations et/ou étapes de modélisation).

Le statut de la biodiversité et du patrimoine naturel comme SE ou déterminants de SE a également été questionné durant la spécification des SE « maintien des habitats et des populations nursery » et des SE culturels.

Considérant que dans la littérature académique il y a un important débat sur le fait que la biodiversité soit considérée comme un SE une revue de la littérature sur le rôle de la biodiversité dans la fourniture de SE a été réalisée dans la section 3.2. En cohérence avec le cadre conceptuel général de l'EFESE, dans EFESE-écosystèmes agricoles, la biodiversité n'est pas conceptualisée comme un SE. Par contre, comme dans la grande majorité de la littérature, y compris la CICES, elle est considérée comme un déterminant biophysique nécessaire des SE.

Le tableau 4 présente la liste finale des SE étudiés dans EFESE-écosystèmes agricoles. Du fait du manque de données sur les comportements des gestionnaires de l'écosystème (agriculteurs) en termes de prise en compte des SE dans leur stratégie de gestion des écosystèmes agricoles, ou de données sur la distribution spatiale des bénéficiaires des SE, le niveau « effectif » de SE – c'est-à-dire le niveau de SE effectivement exploité par son bénéficiaire – n'a pas pu être estimé pour tous les SE. **Seule la capacité de l'écosystème à fournir les SE - ou niveau « potentiel » de SE a été évaluée pour certains SE (Cf. section 3.1).**

Enfin, certains SE identifiés par les experts comme importants dans le cas des écosystèmes agricoles français n'ont pu être instruits dans le cadre de l'étude. Ils ont néanmoins été identifiés comme devant faire l'objet de travaux visant à les spécifier et, si possible, à les évaluer. Les principaux SE non traités dans cette étude à fort enjeux pour les écosystèmes agricoles, identifiés à ce jour, sont :

- la régulation des maladies des cultures et des animaux d'élevage ;
- l'activité de décomposition et de recyclage de la nécromasse et de la copromasse ;
- la régulation locale du climat (à l'échelle de la parcelle ou du paysage) ;
- la régulation de la qualité de l'air ;
- la régulation des inondations.

Tableau 4. Liste finale des services écosystémiques et des biens agricoles étudiés et nature des évaluations conduites dans EFESE-écosystèmes agricoles

Dénomination du bien/SE	Evaluation biophysique (nature de l'objet évalué)	Evaluation économique	Section du rapport
Services de régulation			Chapitre 8
Pollinisation des espèces cultivées	Niveau potentiel et effectif de SE	Oui	8.1
Régulation des graines d'adventices	Niveau potentiel de SE	<i>Pistes méthodologiques</i>	8.2
Régulation des insectes ravageurs	Niveau potentiel de SE		8.3
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Niveau effectif de SE	<i>Pistes méthodologiques</i>	8.5
Structuration du sol	<i>Pistes méthodologiques</i>		8.6
- Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	Niveau effectif de SE	Oui	8.7
- Stockage et restitution de l'eau bleue	Niveau potentiel de SE		
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	Niveau potentiel de SE	Oui	8.8
Fourniture d'autres nutriments/oligo-éléments aux plantes cultivées	<i>Pistes méthodologiques</i>		8.9
Atténuation naturelle des pesticides par les sols	<i>Pistes méthodologiques</i>		8.10
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du carbone organique dissous	Niveau effectif de SE	<i>Pistes méthodologiques</i>	8.11
Régulation du climat global par atténuation des gaz à effet de serre et stockage du carbone	Niveau effectif de SE	<i>Pistes méthodologiques</i>	8.12
Services culturels			Chapitre 9
Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)	Niveau potentiel de SE		9.1
Potentiel récréatif (activités de plein air avec prélèvement)	<i>Pistes méthodologiques</i>		9.2
Production de biens agricoles			Chapitre 10
Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées	- Production totale - Part permise par les SE de régulation de l'azote et de l'eau		10.1
Production de fourrages par les surfaces en herbe	Production totale		10.2
Production de plantes sauvages à d'autres fins que les fourrages	<i>Pistes méthodologiques</i>		10.3
Production de biens animaux	- Production totale - Part permise par la production végétale locale destinée à l'alimentation animale		10.4

B. Caractéristiques générales du dispositif d'évaluation biophysique

Les méthodes d'évaluation biophysique des SE font l'objet d'intenses débats dans la littérature scientifique et constituent des fronts de recherche dans la communauté scientifique. Le choix de méthodes d'évaluation réalisé dans EFESE-écosystèmes agricoles est directement dépendant des choix conceptuels propres à cette étude et des données et moyens disponibles en France et accessibles aux collectifs d'experts de l'étude.

A noter que pour certains SE, le manque de littérature et/ou de données n'a pas permis de réaliser une quantification du niveau de fourniture dans le cadre de l'étude. Pour ces SE, un état de l'art de la littérature disponible a été réalisé, avec, lorsque cela était possible, une proposition méthodologique identifiant les verrous empêchant sa mise en œuvre à l'échelle nationale (ex. manque de données disponibles ou de méthodes pouvant être déployées France entière dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles).

Comme indiqué ci-avant, **la description générale et le détail des méthodes mis en œuvre pour l'évaluation de chaque bien et SE sont réalisés respectivement dans la section du rapport dédiée au bien/SE et dans l'annexe technique associée** (en annexe du chapitre concerné). Seuls les grands choix méthodologiques communs à différents SE ou biens sont présentés ci-après.

La demande formulée à l'Inra par le MEEM dans le cadre du programme EFESE porte sur la **cartographie de la production de biens agricoles et des SE rendus par les écosystèmes agricoles à la résolution spatiale la plus fine possible, et à l'échelle France entière**. L'élaboration des méthodes d'évaluation biophysique mises en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles pour chaque bien et SE s'est donc attachée à identifier le meilleur compromis entre la **finesse** et la **pertinence** de la résolution spatiale d'évaluation relativement aux (i) processus analysés, (ii) données disponibles France entière et (iii) limites conceptuelles et techniques des méthodes mises en œuvre. **Chaque (groupe de) bien(s) et SE a donc été évalué selon une méthode et à une résolution spatiale qui lui est propre**. L'analyse statistique des bouquets de biens et SE (voir partie 4) a été réalisée à la résolution la plus fine possible compte tenu de la variabilité des résolutions spatiales adoptées pour l'évaluation biophysique des biens et SE inclus dans l'analyse : la PRA.

Par ailleurs, EFESE-écosystèmes agricoles vise à **évaluer le niveau de fourniture des SE rendus par les écosystèmes agricoles considérant leur état actuel**. L'effet de la variabilité interannuelle du climat et de la configuration de l'écosystème (rotation des cultures) sur le niveau moyen actuel de fourniture des SE a néanmoins été pris en compte en utilisant des séries temporelles de données lorsque ces dernières étaient disponibles. La majorité des résultats présentés dans les chapitres suivant correspondent donc à des moyennes annuelles.

La modélisation (représentation) de la distribution spatiale des modes d'**occupation du sol** repose essentiellement sur l'utilisation de deux bases de données présentées dans la Partie 1 du rapport :

- Le Registre Parcellaire Graphique⁴ (RPG) des années 2010, 2011 et 2012 (Voir chapitre 1) a été utilisé pour caractériser l'emprise géographique et la nature des écosystèmes agricoles. Cette base recensant uniquement les surfaces agricoles concernées par les aides de la Politique Agricole Commune, certains types d'écosystèmes y sont faiblement représentés, notamment les surfaces de vignes et de vergers. En conséquence, les évaluations réalisées dans l'étude portent, sauf exception, essentiellement sur les surfaces en grande culture et en herbe (prairies, landes estives), qui couvrent actuellement 95 % de la SAU ;
- La couche végétation de la BD TOPO⁵ de l'Institut Géographique National⁵ (voir chapitre 2) a été utilisée pour caractériser les éléments semi-naturels situés dans l'emprise des parcelles (haies, arbres isolées, etc.).

Lorsque l'évaluation des SE nécessitait une analyse de l'**enchaînement des cultures ou de prairies**, la base de données développée et gérée par l'Inra (UMR AGIR et US ODR à Toulouse) sur les séquences de culture a été utilisée. Elle a été développée à partir de l'analyse des RPG des années 2006 à 2012. Les principaux éléments de la procédure de reconstitution des séquences disponibles sont présentés dans Leenhardt *et al.* (2012)⁶. La documentation détaillée de cette procédure est accessible sur demande auprès de l'US ODR.

⁴ <https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/registre-parcellaire-graphique-rpg-2010>

⁵ <http://professionnels.ign.fr/bdtopo>

⁶ Leenhardt, D., Therond, O., Mignolet, C., 2012. Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ? *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (6), 77-90.

Les données sur les **caractéristiques des exploitations agricoles** (agroécosystèmes), certains éléments de leur fonctionnement (ex. durée de pâturage, chargement animal) et les pratiques agricoles, sont issues de l'analyse de bases de données élaborées par le Service de la statistique et de la prospective (SSP) du Ministère en charge de l'agriculture et mis à disposition par Agreste (voir chapitre 1) :

- Recensement Agricole 2010⁷ à la résolution du canton ou de la Petite Région Agricole (PRA).

- enquêtes Pratiques culturales 2006 et 2011⁸ à la résolution de la région administrative (de l'année d'enquête).

Cette base de données, utilisée pour obtenir des informations sur les pratiques culturales de semis et de fertilisation représente le principal facteur limitant de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles en termes de résolution spatiale puisque son échelle de représentativité statistique officielle est la région administrative.

L'accès à ces données et leur analyse a été rendu possible *via* un Centre d'accès sécurisé distant aux données (CASD). Ce dispositif permet un accès sécurisé aux données et une extraction des résultats d'analyse dans le respect des règles de protection des données individuelles. Lorsque ces règles du secret statistique ne permettaient pas d'extraire les variables attendues sur certaines unités spatiales (ex. cantons ou PRA) des procédures d'estimation des données sous secret statistique ont été mises en œuvre. Ces procédures visaient à produire une estimation cohérente des données manquantes en se basant sur les valeurs de voisinage (ex. valeurs dans les cantons voisins), sur des co-variables d'autres bases de données (ex. surface de classes de cultures du RPG) ou encore sur les données disponibles à une échelle supérieure (ex. valeur à l'échelle du département ou de la PRA).

Enfin, la majorité des **cartographies** développées dans EFESE-écosystèmes agricoles sont présentées avec un masque des écosystèmes non agricoles et des zones urbanisées. Comme la plupart des évaluations de SE et de biens sont focalisées sur les écosystèmes de grandes cultures et de prairies, la majorité des cartographies développées dans EFESE-écosystèmes agricoles sont présentées avec un masque additionnel des autres écosystèmes agricoles. Ces masques ont été construits par croisement des données RPG et des données CORINE Land Cover (CLC)⁹.

Le tableau 6 ci-après donne une vision d'ensemble des méthodes d'évaluation (indicateurs) biophysiques mises en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles pour les biens et SE concernés. Deux grands types d'approches ont été employés :

(i) Les SE rendus par le fonctionnement du système sol-plantes-animaux de la parcelle (ex. Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées) ont été quantifiés à l'aide de modèles de simulation dynamique des interactions entre le système de culture, le sol et le climat. Deux modèles développés par l'Inra ont été mobilisés : STICS pour les systèmes de grande culture et PaSim pour les systèmes prairiaux (voir section C ci-après). Ces SE ont été quantifiés à la résolution de mailles homogènes en termes de type de sol et de climat (SAU française découpée en 24 356 mailles).

(ii) Les SE dépendant des caractéristiques du paysage (ex. Pollinisation des espèces cultivées) ont été quantifiés à l'aide d'indicateurs de configuration et de composition du paysage. Selon la méthode utilisée, ces différents SE ont été quantifiés à la résolution de mailles de 100 m, 2 km ou à celle du département.

De plus, si tous les types d'écosystèmes agricoles français sont *a priori* concernés par cette étude, les écosystèmes de cultures permanentes (vignes, vergers, cultures énergétiques pérennes), les écosystèmes exploités pour le maraîchage et les écosystèmes agricoles d'Outre-Mer (plantations de bananiers...) n'ont, sauf exception, pas été traités par manque de données permettant de les caractériser (voir chapitre 1). Du fait de contraintes techniques, certains SE n'ont également été quantifiés que pour certains types d'écosystèmes. Il en résulte que **l'assiette de l'évaluation n'est pas la même pour tous les SE.**

⁷ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/>

⁸ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturales/>

⁹ <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/corine-land-cover-occupation-des-sols-en-france/>

Tableau 6a. Récapitulatif des méthodes d'évaluation biophysique (indicateurs) des SE mises en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles

NB : seuls les SE pour lesquels une évaluation biophysique a été conduite dans le cadre de l'étude sont listés ci-dessous.

Service écosystémique	Nature du ou des indicateurs biophysiques	Unité de l'indicateur	- Résolution spatiale - Assiette de l'évaluation	Résolution temporelle	Nature des données / outils mobilisés	Évaluation qualitative de la robustesse de l'évaluation réalisée (1)
Pollinisation des espèces cultivées	(i) Potentiel de pollinisation élaboré dans le cadre du programme MAES	(i) Sans unité	(i) maille de 100m Toute la SAU	Etat « actuel » (2)	(i) déjà calculé par le JRC	(i) ++++
	(ii) Indicateur du SE fondé sur les rendements des cultures (statistiques agricoles)	(ii) Sans unité	(ii) département Grandes cultures, cultures légumières, arboriculture (58 cultures)	Moyenne annuelle (2000-2010)	(ii) statistiques agricoles	(ii) +
	(iii) Richesse des morpho-espèces des pollinisateurs	(iii) Nombre de morpho-espèces	(iii) maille de 100m Terres arables, zones agricoles hétérogènes, prairies et milieux ouverts agricoles	Etat « actuel »	(iii) données SpiPOLL	(iii) ++
Régulation des graines d'adventices	(i) Abondance potentielle de la banque de graines d'adventices	(i) Quantité de graines au m ²	(i) maille de 2km Grandes cultures (céréales, oléagineux), cultures légumières, jachères, prairies courte durée	Moyenne annuelle (2010-11-12)	(i) traitement des données de la littérature	(i) ++
	(ii) Abondance potentielle de carabes	(ii) Nombre d'individus	(ii) maille de 2km Céréales d'hiver (blé et orge)	2012	(ii) traitement des données de la littérature	(ii) +
Régulation des insectes ravageurs	Indicateur du niveau de régulation potentielle des pucerons	Sans unité	maille de 2km Céréales d'hiver (blé et orge)	2012	traitement des données de la littérature	++
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Indicateur du SE basé sur un différentiel de taux d'érosion entre la situation « couverture végétale actuelle » et des situations de référence (sol nu / couvert permanent)	Tonne de sol/ha/an	maille de 100 m Toute la SAU	Moyenne annuelle (2011-12)	Modélisation (modèle MESALES)	+++
- Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	Quantité d'eau transpirée par la culture de rente pendant sa période de croissance	mm d'eau /an	UPC (3) Grandes cultures (8 cultures)(4)	Moyenne annuelle (1984-2013)	Dispositif STICS et PaSim	+++
- Stockage et restitution de l'eau bleue	Rendement en eau annuel	mm d'eau /an	UPC Grandes cultures (8 cultures)	Moyenne annuelle (1984-2013)	Dispositif STICS et PaSim	+++
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	Quantité d'azote fournie par l'écosystème sur la période de culture (minéralisation + fixation)	kg d'N/ha/cycle de culture	UPC Grandes cultures (8 cultures)	Moyenne annuelle (1984-2013)	Dispositif STICS et PaSim	++
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du carbone organique dissous	Quantité annuelle d'azote non lixivié (entrées – lixiviation)	kg d'N/ha/an et en %	UPC Grandes cultures (8 cultures)	Moyenne annuelle (1984-2013)	Dispositif STICS et PaSim	+++
	<i>+ indicateurs d'impact :</i> <i>Quantité annuelle d'azote lixivié</i> <i>Concentration annuelle en NO₃⁻ dans les eaux drainées</i>	<i>kg d'N/ha/an</i> <i>mg NO₃⁻/L/an</i>	<i>UPC</i> <i>Grandes cultures (8 cultures)</i>	<i>Moyenne annuelle</i> <i>(1984-2013)</i>	<i>Dispositif STICS et PaSim</i>	<i>+++</i>
Régulation du climat global par atténuation des gaz à effet de serre et stockage du carbone	(i) Quantité de C organique actuellement stocké dans la matière organique du sol	(i) Mg C /ha	UPC	(i) Etat « actuel »	(i) traitement des données de la littérature	(i) ++
	(ii) Variation annuelle du stock de C organique du sol	(ii) %	UPC Grandes cultures (8 cultures)	(ii) Moyenne annuelle (1984-2013)	(ii) Dispositif STICS et PaSim	(ii) +++
	(iii) Quantité de C actuellement stocké dans la biomasse des formations ligneuses associées à l'écosystème agricole	(iii) Mg C /ha	UPC	(iii) Etat « actuel »	(iii) traitement des données de la littérature	(iii) ++
	<i>+ indicateur d'impact : bilan net annuel des échanges de CO₂ et de N₂O</i>	<i>kg CO₂e /ha/an</i>	<i>UPC</i> <i>Grandes cultures (8 cultures)</i>	<i>Moyenne annuelle</i> <i>(1984-2013)</i>	<i>Dispositif STICS et PaSim</i>	<i>+++</i>
Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)	Degré de naturalité des écosystèmes agricoles	Sans unité	maille de 100 m	Etat « actuel »	Occupation du sol, fertilisation, changement animal	++

(1) Evaluation réalisée à dire d'experts. L'indicateur varie de « ++++ » = robuste à « + » = nécessite un travail de consolidation et de validation avant usage des résultats pour eux-mêmes

(2) Etat « actuel » = l'indice n'est pas une moyenne de valeurs obtenues pour une série d'années, mais il est calculé à l'aide de diverses sources de données présentant des années de collecte différentes.

(3) UPC : unité pédo-climatique définie spécifiquement dans EFESE-écosystèmes agricoles – cf. section C de l'introduction

(4) Plan de simulation élaboré pour les écosystèmes prairiaux mais non mis en œuvre dans le temps imparti à l'étude

Tableau 6b. Récapitulatif des méthodes d'évaluation biophysique (indicateurs) de la production agricole mises en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles

Biens agricole	Nature du ou des indicateurs biophysiques	Unité de l'indicateur	- Résolution spatiale - Assiette de l'évaluation	Résolution temporelle	Nature des données / outils mobilisés	Évaluation qualitative de la robustesse de l'évaluation réalisée (1)
Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées	(i) Production brute estimée sur la base sur les rendements	(i) t de matière sèche, t de matière azotée totale, mégacalories	(i) PRA	Moyenne annuelle	(i) statistiques agricoles	(i) ++++
	(ii) Part de la production permise par les SE de régulation de l'azote et de l'eau	(ii) %	(ii) UPC Grandes cultures (8 cultures)	Moyenne annuelle (1984-2013)	(ii) dispositif STICS	(ii) +
Production de fourrages par les surfaces en herbe	(i) Production brute basée sur les rendements	(i) t de matière sèche, t de matière azotée totale, mégacalories	(i) PRA	Moyenne annuelle	(i) statistiques agricoles	(i) +++
	(ii) Part de la production permise par les SE de régulation de l'azote et de l'eau	(ii) %	(ii) UPC	Moyenne annuelle (1984-2013)	(ii) dispositif PaSim	(ii) +
Production de biens animaux	(i) Production brute totale des divers produits animaux	(i) Matière azotée totale	(i) PRA	Moyenne annuelle	(i) statistiques agricoles	(i) +++
	(ii) Part de la production permise par la production végétale locale destinée à l'alimentation animale	(ii) %	(ii) PRA	Moyenne annuelle	(ii) statistiques agricoles	(ii) +

(1) Evaluation réalisée à dire d'experts. L'indicateur varie de « ++++ » = robuste à « + » = nécessite un travail de consolidation et de validation avant usage des résultats pour eux-mêmes

C. Cas particulier de l'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante-(animaux) pour évaluer certains SE

Pour évaluer les SE en lien avec le cycle de l'eau, de l'azote et du carbone et la part de la production permise par ces SE (voir tableau 7), des modèles de simulation dynamique du système sol-plante-(animaux) développés par l'Inra ont été mis en œuvre. Le modèle STICS (Brisson *et al.*, 2003¹⁰ et 2008¹¹) a été utilisé pour simuler le fonctionnement des systèmes de culture (sol-grandes cultures). Le modèle PaSim (Riedo *et al.* 1998¹², Graux *et al.* 2011¹³) a été utilisé pour simuler celui des systèmes de surface toujours en herbe (sol-prairies-animaux pâturant). Les grands processus simulés par ces modèles sont la croissance et le développement du couvert, les composants des bilans hydrique, azoté et carbone. **Pour ces deux modèles, des versions et options stabilisées, évaluées et maîtrisées par les experts d'EFESE-écosystèmes agricoles ont été utilisées.**

Un plan de simulation a été développé spécifiquement pour l'étude. Ci-après en sont présentées les grandes lignes, l'ensemble du dispositif étant détaillé en Annexe 8-A. En raison des contraintes de temps et de moyens inhérentes à l'étude, **seuls les résultats obtenus avec le modèle STICS ont pu être exploités. De ce fait, les SE évalués à l'aide de ce dispositif n'ont été quantifiés que pour les systèmes de grande culture.** La mise en œuvre du modèle PaSim et le traitement des résultats relatif aux prairies constitue l'un des prolongements de l'étude, réalisé fin 2017-début 2018.

L'utilisation des simulations dynamiques vise à estimer le niveau annuel moyen de SE fourni par une configuration temporelle de couverts végétaux correspondant aux **systèmes de cultures ou de prairies actuels dominants en termes de surface en France.** Autrement dit, même si, par convention, l'unité temporelle d'évaluation est l'année, l'unité fonctionnelle d'évaluation considérée n'est pas la culture ou le couvert annuel de prairie mais bien la rotation de cultures ou l'enchaînement de couverts prairiaux. Cela permet de prendre en compte les effets pluriannuels (« effet précédent » et cumulatifs) des configurations temporelles de couverts végétaux et des pratiques exogènes sur le niveau moyen des SE évalués. Pour prendre en compte l'effet de la variabilité climatique et l'effet cumulatif de certains processus (ex. dynamique de la matière organique) sur les variables analysées, **les simulations ont été réalisées sur une période de 30 années (1984-2013)** pendant laquelle sont enchaînées les rotations de culture ou séquences de couvert de prairies simulées. Il ne s'agit pas ici d'analyser le comportement passé ni les évolutions des phénomènes au cours du temps, ni encore de prévoir le fonctionnement des systèmes de culture et de prairies simulés, mais bien d'analyser le comportement moyen de ces systèmes sur une large série climatique pour s'abstraire de l'effet "année". Une série de 30 années climatiques passées a été définie en fonction de la disponibilité des données climatiques (cf. infra).

• Paramètres d'entrée des modèles

Les simulations ont été réalisées sur des unités de surface considérées homogènes en termes de type de sol et de climat. Ces Unités Pédo-Climatiques (UPC) correspondent à l'intersection spatiale entre les Unités Cartographiques de Sol (UCS¹⁴) de la carte des sols au 1/1 000 000 (Base de Données Géographique des Sols de France - BDGSF) et les mailles SAFRAN 8km x 8 km¹⁵ de description du climat (voir ci-dessous). Le territoire métropolitain est ainsi découpé en 30 966 UPC. La surface moyenne des UPC, de taille très variable, est de 1772 ha. *In fine*, 23 149 UPC ayant au moins 100 ha de surface RPG ont été considérées dans EFESÉ-écosystèmes agricoles.

¹⁰ Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., 2003. An overview of the crop model STICS. Eur. J. 18, 309–332.

¹¹ Brisson, N., Launay, M., Mary, B., Beaudoin, N., 2008. Conceptual basis, formalizations and parametrization of the STICS crop model, Quae. ed.

¹² Riedo M., Grub A., Rosset M., Fuhrer J., 1998. A pasture simulation model for dry matter production and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. Ecological Modelling 105, 141-183.

¹³ Graux, a.-l., Gaurut, M., Agabriel, J., Baumont, R., Delagarde, R., Delaby, L., & Soussana, J.-F. (2011). Development of the Pasture Simulation Model for assessing livestock production under climate change. Agriculture, Ecosystems & Environment, 144(1), 69–91. doi:10.1016/j.agee.2011.07.001

¹⁴ Unités spatiales considérées homogène en termes de sols. Il y a 318 UCS réparties sur 3489 polygones de tailles très variables sur la France métropolitaine.

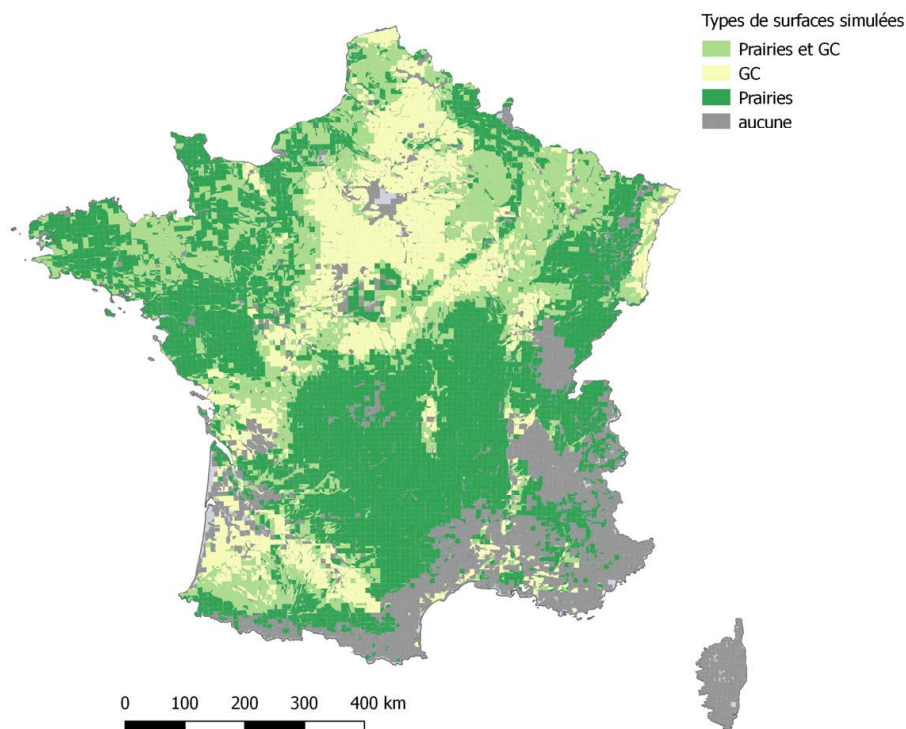
¹⁵ Il y a 8 987 mailles sur la France métropolitaine

Les paramètres d'entrées des modèles ont été définis pour ces UPC à l'aide de différentes bases de données :

- le climat a été caractérisé grâce à la base de données SAFRAN de Météo France fournissant les données sur le climat passé au pas de temps journalier sur les années 1981-2013 pour chacune des mailles de 8 km x 8 km,
- les caractéristiques et propriétés des sols ont été fournies par l'US Inra InfoSol pour chaque unité typologique de sol (UTS) de chaque UCS de la BDGSF (voir section 8.4). Seules les principales unités typologiques couvrant au moins 70 % de la surface des UCS ont été retenues, soit en moyenne 1,5 UTS par UCS.
- l'état des sols à l'initialisation des simulations en termes d'azote et de carbone organique provient des données de Mulder *et al.* (2015¹⁶, 2016¹⁷) (Cf. section 8.12).
- les séquences de culture et de prairies sont issues de l'analyse des RPG annuels 2006 à 2012 (voir ci-après). Au maximum deux rotations et deux types de prairies ont été sélectionnés par UPC, correspondant aux systèmes couvrant la plus grande surface de grandes cultures ou de prairies par UPC (systèmes « dominants »). *In fine*, 10 263 UPC sont concernées par des simulations « grandes cultures » et 14 729 UPC sont concernées par des simulations « prairies » (Figure 1),
- les pratiques agricoles ont été caractérisées essentiellement à partir des données des enquêtes « Pratiques Culturelles » 2006 et 2010 et de celle sur les prairies de 1998. Du fait de manque de données, les pratiques d'irrigation, considérées uniquement pour la culture de maïs, ont été simulées automatiquement par le modèle STICS de manière à couvrir 85 % des besoins en eau de la culture.

Figure 1. Distribution des Unités pédoclimatiques considérées dans le dispositif d'évaluation d'EFESE-écosystèmes agricoles selon le type de surfaces simulées

Seules les unités pédoclimatiques avec au moins 100 ha de surface RPG en 2012 ont été conservées.



Concernant les grandes cultures, afin d'assurer la qualité des résultats de simulations, seules les cultures pour lesquelles STICS possède un paramétrage fiable et robuste à la variabilité pédoclimatique et aux pratiques ont été conservées dans le dispositif de simulation. Elles correspondent aux huit cultures suivantes : le **blé tendre d'hiver**, le **colza**, le **tourne-sol**, le **maïs (grain et ensilage)**, la **betterave sucrière**, le **pois de printemps** et le **pois**

¹⁶ Mulder VL, Lacoste M, Martin MP, et al. (2015) Understanding large-extent controls of soil organic carbon storage in relation to soil depth and soil-landscape systems. *Global Biogeochem Cycles* 29:1210–1229. doi: 10.1002/2015GB005178

¹⁷ Mulder VL, Lacoste M, Richer-de-Forges AC, Martin MP, Arrouays D (2016) National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* 263: 16-34. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.035.

d'hiver. En ce qui concerne les prairies, trois types de prairies seront simulées par PaSim : **prairies temporaires, prairie permanentes peu productives et prairies permanentes productives.**

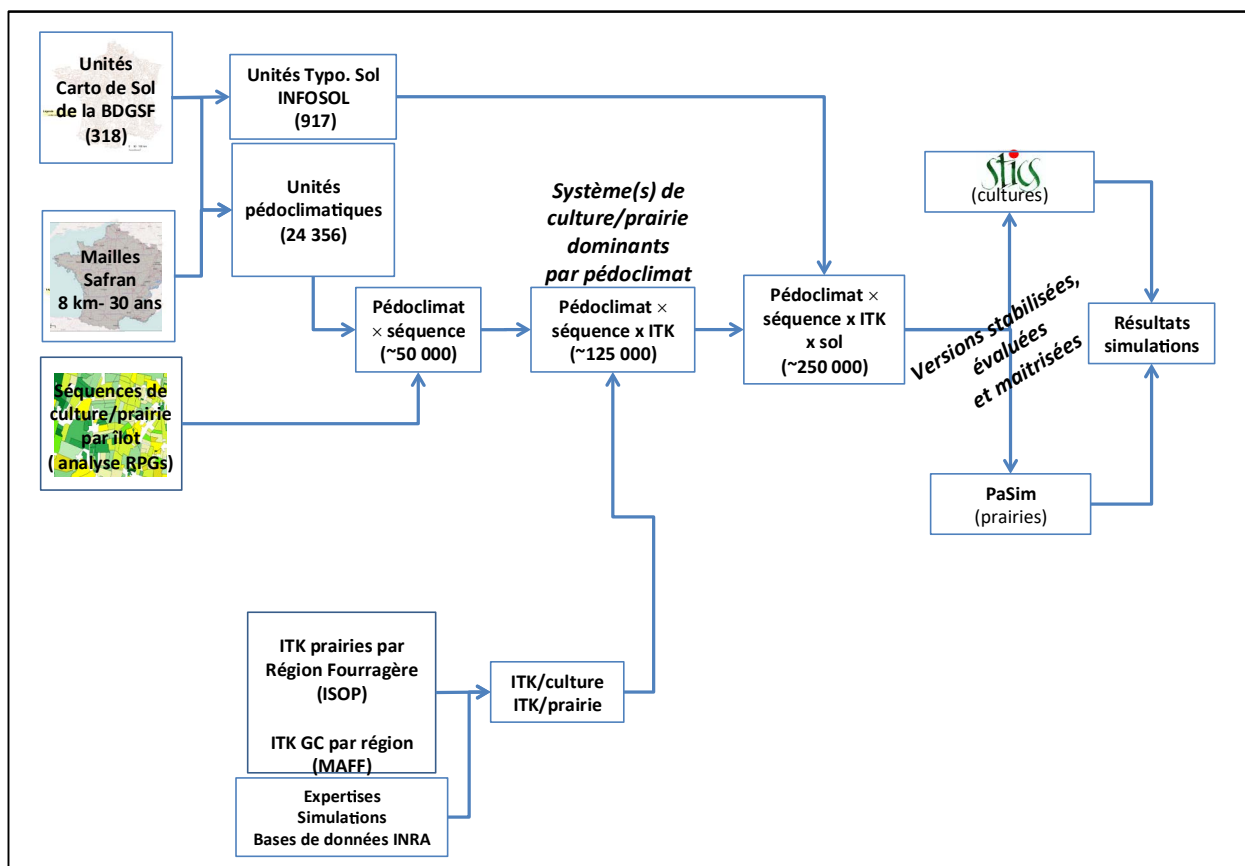
Le schéma général de développement du plan de simulation avec les modèles STICS et PaSim est présenté dans la figure 2.

D'un point de vue général, seuls les systèmes de culture et de prairies dominants en termes de surface par UPC ont été simulés. Autrement dit, seuls les systèmes couvrant la plus grande surface de grandes cultures ou de prairies par UPC ont été évalués dans cette étude.

Par ailleurs, par souci de simplification, les simulations ont toutes été réalisées en considérant des parcelles sans pente. Dans ces simulations, les flux de ruissellement n'ont donc pas été représentés. Les analyses réalisées sur les SE relatifs aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau sont donc représentatives des écosystèmes de grandes cultures et de prairies dans des situations topographiques à très faibles pentes.

Figure 2. Synoptique du dispositif de simulation des systèmes de culture et de prairies en France.

STICS et PaSim sont deux modèles de simulation des systèmes sol-grandes cultures et sol-surface toujours en herbe respectivement.



ITK : itinéraire technique

• Jeux de simulation

Le dispositif de simulation ainsi élaboré a permis de simuler les "systèmes actuels", autrement dit les systèmes de cultures et de prairies conduits avec les pratiques dominantes actuelles, pour les huit cultures et les trois types de prairies considérés dans l'étude :

- fertilisation azotée minérale et organique : un ou deux modes de fertilisation dominants ont été simulés pour chaque UPC (fertilisation minérale seule et/ou fertilisation organique + minérale) ;
- mode d'exportation de la biomasse défini en cohérence avec les pratiques de fertilisation azotée : exportation des grains dans les systèmes orientés "grandes cultures" avec fertilisation minérale seule, versus exportation des pailles des céréales et récolte du maïs en ensilage dans les systèmes orientés "élevage" avec fertilisation organique;
- enfouissement des résidus de culture ;
- irrigation du maïs dans les UPC où la majorité des surfaces en maïs sont irriguées (information fournie par le RPG) ;
- implantation de couverts intermédiaires dans les séquences de culture des UPC situées en Zone Vulnérable (selon la Directive Nitrates) ;
- modes d'exploitation des prairies : type et nombre d'utilisation – fauche, ensilage, pâturage, fauche de refus ;
- chargement animal : nombre d'Unité Gros Bétail pâturant à un instant t par hectare sur la base des informations du RA 2010.

Exemple : On considère une UPC caractérisée par deux types de sols, l'un représentant 25 % de la surface de l'UPC et l'autre les 75 % restants. Deux séquences de culture dominantes ont été affectées à cette UPC :

- 15 % de l'UPC porte une rotation blé tendre / blé tendre / betterave sucrière, conduite selon deux modes de fertilisation azotée : 40 % des surfaces fertilisées avec des engrais minéraux uniquement, et 60 % avec des engrais organiques complétés par de la fertilisation minérale ;

- 85 % de l'UPC porte une monoculture de maïs fourrage non irrigué avec fertilisation minérale uniquement.

Cette UPC étant située en Zone Vulnérable, chacun de ces trois systèmes de culture est simulé avec et sans couvert intermédiaire. Ce sont donc six combinaisons [séquence X fertilisation X couvert intermédiaire] qui sont simulées sur 30 ans dans cette UPC et ce pour deux types de sols (soit 12 simulations sur 30 ans en tout pour cette UPC).

Plusieurs jeux de simulation alternatifs ont également été construits afin de tester l'effet de certaines pratiques sur le niveau de fourniture des SE (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations "systèmes actuels") :

- simulations alternatives "sans irrigation du maïs" dans les UPC où il est classiquement irrigué ;
- simulations alternatives "sans fertilisation azotée" pour toutes les UPC concernées ;
- simulations alternatives "sans couverts intermédiaires" dans les UPC situées en Zone Vulnérable.

La cohérence des résultats de simulation en termes de rendements et de quantité de biomasse aérienne annuels à la récolte a été vérifiée en comparaison avec les statistiques agricoles sur les rendements annuels à l'échelle départementale. Suite à cette analyse de cohérence, sur 32 318 simulations de combinaisons [type de sol x séquence x fertilisation x couvert intermédiaire] de systèmes de culture « actuels », 30 580 simulations de systèmes de culture ont été conservées pour les analyses qui sont présentées dans ce rapport.

• Stratégies d'analyse des résultats de simulations

Pour chaque variable de sortie du modèle, la valeur calculée à la résolution de l'UPC (permettant la réalisation des cartographies) correspond à une moyenne des valeurs obtenues pour chaque combinaison [type de sol X séquence X fertilisation X couvert intermédiaire] pondérée par le poids de chacun de ces quatre facteurs dans la surface de l'UPC. Les variables, estimées au pas de temps journalier, ont été agrégées à l'échelle de l'année afin de pouvoir calculer les indicateurs de SE comme des moyennes annuelles sur 30 ans ou comme la différence entre état initial (valeur à l'initialisation des simulations) et état final (valeur obtenue pour la 30e année de simulation), selon les besoins de l'analyse. Pour chaque indicateur de SE évalués à partir des simulations de STICS et de PaSim, l'analyse des principaux déterminants potentiels des résultats de simulation a été conduite selon trois grands axes :

- **l'effet de la nature de la séquence de couverts végétaux** via l'utilisation de plusieurs critères classiques de caractérisation des séquences : (i) durée des séquences de culture – monocultures, rotations « courtes » (durée inférieure ou égale à trois ans), rotations « longues » (durée supérieure ou égale à quatre ans) –, (ii) nombre d'espèces de cultures de rente, (iii) % de cultures d'hiver, (iv) % de céréales à paille et de maïs, (v) % de légumineuses, (vi) % de couverts intermédiaires ;

- **l'effet du sol** via l'utilisation d'une typologie de texture de sol développées par le GIS SOL (INRA, 1998 – voir Annexe 8-A) ;

- **l'effet des caractéristiques du climat** via l'utilisation d'une typologie en huit grands types de climats proposée par Joly *et al.* (2010)¹⁸. Cette typologie est basée sur l'analyse des précipitations annuelles et de la température de l'air annuelle (voir Annexe 8-A).

NB : Considérant le temps et les moyens à disposition du collectif d'experts, l'ensemble ces critères n'a pu été utilisé de façon exhaustive dans la phase d'analyse des indicateurs estimés par le biais du dispositif de simulation.

• Perspectives de recherche pour l'amélioration du plan de simulation EFESE-écosystèmes agricoles

Plusieurs composantes clefs du plan de simulation dynamique des systèmes de cultures et de prairies développé dans EFESE-écosystèmes agricoles devraient à terme être améliorées afin d'augmenter la qualité des résultats et réduire l'incertitude associée.

Concernant la **description des caractéristiques et des propriétés des sols**, les incertitudes liées aux informations qualitatives contenues dans la Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000 (Le Bas *et al.*, 1997¹⁹) utilisées dans EFESE-écosystèmes agricoles sont potentiellement importantes (Le Bas, 2016²⁰). D'ici 2018-2019, une couverture quasi-exhaustive de la France par la carte des sols au 1/250 000 devrait être réalisée. Cette carte contiendra des informations quantifiées sur le type de sol et certaines de ses caractéristiques, notamment la teneur en argile et la teneur en matière organique. Elle permettra une évaluation plus précise des propriétés hydriques des sols et réduira l'incertitude sur les sorties du modèle. Une attention particulière devrait être apportée à la détermination de deux caractéristiques et propriétés clefs du sol : la teneur en matière organique et la densité apparente (CF section 8.4). Actuellement, dans les bases de données sols utilisées dans EFESE-écosystèmes agricoles, ces deux variables sont déterminées sans distinction des types de systèmes de culture et de prairies. Par exemple, les prairies temporaires, ne sont pas distinguées en fonction de leur durée dans la détermination de la teneur en matière organique dans Mulder *et al.* (2015²¹, 2016²²). Dans la base de données sur les sols, la densité apparente est identique sous grandes cultures et sous prairies. Les données actuellement disponibles sur la distribution spatiale des séquences de couverts végétaux offrent un bon potentiel d'amélioration de ces données.

Concernant les **séquences de cultures**, seules les principales rotations sont actuellement considérées. Le jeu de données sur les séquences et rotations, développé par l'Inra à partir de l'analyse des RPG annuels, permet d'en considérer beaucoup plus. Des travaux prenant mieux en compte la diversité des rotations dans les UPC afin d'en évaluer les effets sur les variables simulées, pourraient mobiliser ces données. Pour les prairies, l'enjeu porte sur l'affectation d'une variété type ou d'un mélange de variétés types (graminée-légumineuse) aux prairies temporaires dans les UPC à partir de l'analyse des données existantes sur les prairies (CF section 10.2).

¹⁸ Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailles, J., Hilal, M., Wavresky, P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], URL : <http://cybergeo.revues.org/23155>, Cartographie, Imagerie, SIG, document 501.

¹⁹ Le Bas, C., King, D., Daroussin, J., 1997. A tool for estimating soil water available for plants using the 1:1,000,000 scale Soil Geographical Data Base of Europe. In: Beek, K.J., de Bie, K.J.A.M., Driessen, P.M., eds (Ed.), *Geo-information for sustainable land management*. International Journal of Aerospace Survey and Earth Sciences, Enschede, The Netherlands.

²⁰ Le Bas, C., 2016. Impact des incertitudes des paramètres sols estimés à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France sur les sorties du modèle de culture STICS. Approche méthodologique. Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement. AgroParisTech, Paris, p. 450.

²¹ Mulder VL, Lacoste M, Martin MP, et al. (2015) Understanding large-extent controls of soil organic carbon storage in relation to soil depth and soil-landscape systems. *Global Biogeochem Cycles* 29:1210–1229. doi: 10.1002/2015GB005178

²² Mulder VL, Lacoste M, Richer-de-Forges AC, Martin MP, Arrouays D (2016) National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* 263: 16-34. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.035.

La **représentation de la distribution spatiale et temporelle des pratiques de semis, fertilisation, irrigation, récolte/destruction** pour les différentes cultures dans les UPC constitue la grande limite actuelle pour le développement d'un plan de simulation des systèmes de culture. Les bases de données actuellement disponibles (enquêtes Pratiques culturelles du SSP) et leur conditions d'utilisation (ex. via le CASD) limitent très fortement la représentation de la variabilité spatiale et temporelle de ces pratiques agricoles. Les données des enquêtes pratiques culturelles sont réalisées tous les 5-6 ans et ont une représentativité régionale, alors qu'il faudrait pouvoir accéder à des données annuelles pour inférer la variabilité interannuelle des pratiques en fonction du climat et à une résolution spatiale plus fine, au moins du type PRA, pour prendre en compte la variabilité de ces pratiques en fonction de la diversité des contextes pédoclimatiques et agricoles. Un groupe de travail du GIS Grande Culture à Hautes Performances Economiques et Environnementales (GC HP2E) est actuellement en train de développer une stratégie pour faire progresser cette question. Il est envisagé de développer un modèle spatial des pratiques agricoles à une échelle spatiale fine en couplant les bases de données existantes sur les systèmes agricoles et les pédoclimats.

Concernant la représentation de la distribution temporelle des opérations techniques, une deuxième piste de travail existe. Alors que dans le plan de simulation EFESE-écosystèmes agricoles les dates des différentes opérations techniques sont les mêmes tous les ans, il serait possible de développer des formalismes de règles de déclenchement des opérations techniques permettant de simuler la temporalité des opérations techniques en fonction des conditions pédoclimatiques et de l'état de la culture. Ce type de développement peut être réalisé *via* l'hybridation de connaissances agronomiques d'experts de terrain et l'analyse des données sur les dates d'opérations techniques existantes (voir par ex. Therond *et al.*, 2009).

Une des grandes limites du plan de simulation des systèmes de prairies pourrait concerner l'**estimation du chargement instantané**. Pour mieux estimer l'enjeu, il sera nécessaire de réaliser une analyse de sensibilité des sorties du modèle PaSim relativement au chargement animal, pour des situations contrastées en France. S'il s'avère qu'il est nécessaire d'affiner l'estimation de ce chargement instantané, par exemple de le faire évoluer au fil de la saison, il faudra développer une méthodologie, basée sur les connaissances expertes sur ce phénomène, permettant d'estimer ces évolutions. Il serait également nécessaire de reproduire le travail de détermination des modes d'exploitation des prairies réalisées sur des données de 1998 par Ruget *et al.* (2006) à partir des données d'enquêtes Pratiques Culturelles sur prairies plus récentes (ex. 2011). Cela permettrait d'assurer la bonne représentativité des pratiques actuelles de conduite des prairies.

Concernant les **interactions climat-rotations de culture**, il serait important de tester l'effet, sur les résultats de simulation, de la synchronisation d'un séquençage de cultures donné (une rotation commençant par une culture donnée) et de la séquence climatique simulée. Pour cela, il serait nécessaire de faire une analyse de sensibilité des résultats des simulations au démarrage de la rotation sur une culture donnée. Par ailleurs, l'analyse des résultats des deux jeux de simulation « sans fertilisation » a montré que de la fertilisation sur les 30 années de simulation génère ou accélère une forte diminution du taux de carbone et azote organique du sol et donc des flux d'azote liés à la minéralisation de celle-ci. Cette propagation d'effets sur plusieurs 'cycles' de rotation conduit à rendre difficilement exploitables ces simulations pour estimer le niveau de service moyen rendus par les écosystèmes agricoles considérant leur état actuel (le taux de carbone et d'azote organique). Pour corriger cela, il serait nécessaire de mettre en œuvre un nouveau plan de simulation dans lequel, plutôt que de conduire une simulation dynamique sur 30 ans pour chaque combinaison [système de culture/prairie x UPC], plusieurs simulations de la durée de la rotation (ou d'un cycle de prairie) seraient réalisées considérant différentes séries climatiques puis les résultats annuels de l'ensemble de ces simulations seraient agrégés (ex. moyennés). Autrement dit, les simulations dynamiques unitaires correspondraient à des combinaisons de [système de culture/prairie x UPC x série climatique] d'une durée callée sur la durée de rotation ou d'un cycle de prairie (ex. 5 ans). Une autre option serait de continuer à réaliser des simulations dynamiques sur 30 années mais d'initialiser certaines variables d'état (ex. azote et carbone organique) au début de chaque rotation ou cycle de prairies. Dans les deux cas, il serait nécessaire d'analyser la sensibilité des résultats des simulations à la synchronisation entre rotation de culture et série climatique (CF. début de paragraphe). L'analyse des forces et faiblesses et des conditions de mise en œuvre de ces différentes options restent encore à réaliser.

Enfin, concernant les modèles, une chaîne de modélisation couplant modèle de prairies et modèle de grandes cultures pourrait être utilisée pour **simuler le fonctionnement des prairies temporaires**. Le développement actuel de la chaîne de modèle PaSim-CERES à l'Inra devrait permettre d'atteindre cet objectif à court terme. Par ailleurs, l'utilisation de modèles différents (approche multi-modèles) permettrait d'évaluer l'incertitude liée aux formalismes et paramétrage des modèles.

D. Principes de l'évaluation économique des services écosystémiques

• Finalités de l'évaluation économique en termes monétaires

La dimension économique des travaux menés dans le cadre du projet EFESE vise à **attribuer des valeurs monétaires aux avantages retirés des services écosystémiques (SE)**, afin d'améliorer la prise en compte de ces derniers dans les décisions publiques ou privées (CGDD, 2017²³). Dans une perspective purement économique, il convient en effet de gérer le « bon état » des écosystèmes (le capital naturel) de façon à ce que la valeur des avantages dérivés de ces services par la société soit optimale. La gestion du capital naturel ne peut être effectuée de manière isolée du reste de l'économie, mais en interaction avec d'autres biens et services, marchands ou non marchands. L'évaluation économique conduit par conséquent, la plupart du temps, à définir une valeur du capital naturel en utilisant une unité monétaire comme référence, la monnaie assurant ici sa fonction de base d'équivalent général. Ce choix se justifie par le constat que les agents ou les décideurs publics perçoivent aisément la signification des mesures monétaires, relativement à leur revenu ou au prix de certains biens marchands, qu'elle peut être comparée aux coûts éventuels de la conservation et que la monétarisation des avantages (effectifs ou potentiels) de la préservation des SE pour la société peut être utilisée dans le processus de décision publique concernant les actifs naturels.

Quelques précautions sont cependant nécessaires car, en pratique, l'utilisation de la monnaie comme unité de mesure de la valeur des actifs naturels présente plusieurs inconvénients. La monnaie n'est pas une unité stable dans le temps : sa valeur varie avec les politiques économiques et l'ensemble de facteurs qui influencent l'inflation ; l'utilisation d'une unité monétaire implique donc de préciser quelle est l'année de référence (1 euro2004 ≠ 1 euro2008), sauf si tous les éléments sont simultanés ou si les prix en valeur courante peuvent être utilisés (en l'absence de comparaisons inter-temporelles). La monnaie n'est pas non plus stable dans l'espace : une large partie des résultats de la littérature est libellée en dollars américains (USD) dont le taux de change en euro ou en toute autre devise fluctue pour de multiples raisons, rendant les comparaisons internationales difficiles, même si corrigées (par exemple, une correction en « parités de pouvoir d'achat », s'efforce de transformer les devises en leur équivalent en panier de consommation). La monnaie n'est enfin pas une unité stable dans la société : s'agissant de mesurer des variations de bien-être liées à un changement de disponibilité d'un actif, l'utilité marginale de la monnaie n'est pas la même pour tout le monde (elle est a priori plus forte pour les revenus plus faibles). Les gains ou pertes d'utilité sociale dépendent de la distribution des revenus et l'étalon monétaire tend à aggraver la sous-évaluation des actifs qui bénéficient aux plus pauvres.

• Approche générale retenue

La littérature sur l'évaluation économique des avantages retirés des SE emprunte d'une manière générale deux approches complémentaires.

Une première approche consiste à valoriser les avantages retirés des services à partir d'une évaluation biophysique du niveau de fourniture de ces derniers. L'objectif est de mettre à disposition des décideurs une évaluation des avantages retirés des SE lorsqu'ils sont menacés, ou de leur restauration. Ces avantages peuvent être identifiés au regard des coûts qui devraient être supportés par la société si le recours à l'utilisation de produits de substitution était nécessaire (par exemple, le recours à des ruches d'abeilles domestiques au lieu de l'utilisation des pollinisateurs naturels, l'utilisation de pesticides en remplacement du contrôle naturel des insectes ravageurs), ou encore au regard des pertes liées à la disparition des SE (c'est le cas notamment des SE récréatifs).

Une seconde approche consiste à utiliser des modèles « génériques » pour simuler directement les valeurs monétaires (ou biophysiques) des avantages retirés des SE à partir de données sur les écosystèmes (ex., usage des sols). Ces modèles sont basés sur des fonctions de production reliant des données sur les écosystèmes et leur structure à des flux et valeurs de SE. C'est le cas de la méthode InVEST du Natural Capital Project (Tallis et

²³ CGDD, 2017. L'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) – Cadre conceptuel, Collection Théma – Balises.

al., 2013) ou de la méthode « The Integrated Model » développé par Bateman *et al.* (2014). Pour fournir une évaluation économique, ces modèles s'appuient sur des méthodes de transfert de valeur et reposent sur l'existence d'une base de données sur les valeurs économiques. Les données sur les valeurs économiques des avantages retirés des SE pour le cas français restent encore éparpillées et mal connues. Le travail présenté ici a donc pris le parti de privilégier la première approche.

Dans EFESE-écosystèmes agricoles, lorsque les données le permettent, la valeur économique des avantages retirés des SE est estimée sur la base des résultats de l'évaluation biophysique de leur niveau de fourniture.

• Défis méthodologiques

S'agissant de mettre à disposition des décideurs des indicateurs monétaires des avantages retirés des SE rendus par les écosystèmes agricoles, la monétarisation des avantages de la préservation ou de la restauration des SE s'appuie sur les principes de l'économie du bien-être (voir section E. *infra*). Dans ce cadre, l'évaluation s'intéresse d'abord aux avantages retirés d'une action par les agents à l'échelle micro-économique avant d'agrèger ces avantages individuels pour obtenir le bénéfice social, en référence à une entité spatiale plus large. L'évaluation économique des avantages retirés des SE implique une connaissance détaillée de l'offre et de la demande pour ces avantages et la nature des relations de substituabilité ou de complémentarité entre ces avantages et d'autres biens ou services pour les bénéficiaires. En d'autres termes, l'évaluation économique des avantages retirés des SE ne peut être réalisée sans faire un ensemble d'hypothèses sur leur offre et leur demande, dans le contexte actuel comme pour le futur, et notamment sur la manière avec laquelle sont décrits les processus socio-économiques régulant les choix des agents quand ils utilisent l'espace et les actifs naturels.

Il y a maintenant un large consensus pour définir les avantages retirés de la préservation des écosystèmes par la société à partir des besoins majeurs auquel l'Homme doit répondre : besoin de sécurité, santé, cadre de vie, relations sociales et besoins économiques (voir CGDD, 2017²⁴). La monétarisation de ces avantages nécessite cependant de rappeler le cadre conceptuel au sein duquel l'évaluation économique est menée afin de ne pas se tromper dans l'interprétation des résultats empiriques obtenus, et comprendre ses limites.

Il est usuel de considérer les avantages (biens et services) retirés des SE à travers ce que l'on appelle le surplus (celui du consommateur ou celui du producteur) et l'évolution de ces avantages par la variation du « surplus ». La valeur d'un bien ou d'un service reste étroitement liée à l'existence d'une demande pour ce bien ou ce service. Une approche usuelle en économie est de considérer une certaine correspondance entre les comportements observés sur les marchés (c'est-à-dire les quantités offertes et demandées pour ces biens) et la satisfaction que chaque individu en retire en termes d'utilité pour un agent consommateur et en termes de profit pour un agent producteur. Dans ce cadre, il est classique de recourir aux prix de marché comme indicateur de la valeur d'une unité donnée d'un bien lorsque celui-ci est disponible sur le marché. Le prix unitaire révèle en effet l'adéquation entre la quantité qui est offerte et celle demandée, c'est-à-dire devant satisfaire les besoins des agents. Or, de nombreux actifs naturels, en l'absence de droits de propriété clairement définis ou en présence d'externalités, ne peuvent faire l'objet de transactions sur des marchés. Ils contribuent pourtant à la satisfaction d'une demande qui émane des agents économiques qui peuvent être sensibles à la variation de leur qualité ou de l'intensité avec laquelle ils en bénéficient. Ce constat a conduit les économistes à mesurer la variation de l'utilité des consommateurs ou la variation des profits des producteurs induite par une variation de la disponibilité des actifs naturels. La notion de valeur d'usage englobe tous les avantages retirés de la consommation ou de pratiques liées à ces actifs (CGDD, 2017)²⁵.

²⁴ CGDD, 2017. L'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) – Cadre conceptuel, Collection Théma – Balises

²⁵ Il est utile d'introduire une distinction entre valeur d'usage direct quand les bénéficiaires empruntent le comportement de consommateurs et de valeur d'usage indirect quand les bénéficiaires empruntent les comportements de producteur qui utilisent les services écosystémiques en tant qu'intrants. Cependant, pour certaines fonctions de l'écosystème, le lien entre les SE et les avantages pour la société reste trop ténu ou trop complexe à exploiter. Aussi, il s'agit de caractériser une demande en matière de SE qui reste potentielle et qui va fonder leur préservation. Cette demande potentielle fonde **la valeur de d'option** (Krutilla, 1967). Enfin, l'existence de **valeurs de non usage** pourrait aussi soutenir la préservation, la conservation ou la restauration de certains SE qui ne font l'objet d'usages immédiats. Dans le cadre d'EFESE, il a été convenu qu'on ne parlera pas de SE pour cette catégorie mais de patrimoine naturel.

Ainsi, nous distinguons différents types d'usage que la société fait des différents types de SE (voir aussi section 3.1) :

- usage direct avec prélèvement pour les biens appropriables directement (alimentation, fibre, eaux, énergies),
- usage direct sans nécessairement de prélèvement (SE culturels type SE récréatifs),
- usage indirect pour les SE qui interviennent dans les processus productifs ou en interaction avec ceux-ci pour satisfaire la demande sociale. Il s'agit essentiellement des SE de régulation.
- usage potentiel ou optionnel pour les SE qui ne font pas encore l'objet d'usages effectifs mais qui nécessitent d'être mis en évidence au regard de l'évolution des pratiques sociales (par exemple l'exploitation des ressources génétiques issues du biote).

Etablir des indicateurs monétaires pour la contribution des avantages retirés des SE au bien-être humain soulève une difficulté supplémentaire. S'il peut être admis que d'une manière globale, la société dérive des avantages des SE, la mise en évidence de ces avantages peut être difficile car il faut aussi que ces avantages aient un impact sur l'utilité du consommateur ou sur le profit du producteur. Dit autrement, il s'agit de distinguer les avantages potentiels (associés au niveau potentiel de SE) des avantages qui sont effectivement retirés (associés au niveau d'utilisation effective de SE) (Cf. section 3.1).

Pour les SE qui font l'objet d'usages directs (ex. SE culturels), leur valeur peut être approchée par celle des avantages que les sociétés humaines peuvent en retirer, c'est à dire par la quantification et la valorisation des « biens et services » qui en sont dérivés, et qui font directement l'objet d'échange marchand ou de consommation (ex. : cueillette, tourisme). On peut alors approcher la valeur de ces avantages tirés des SE par les prix de marché dans le cadre des approches dites des **préférences révélées**. Il peut s'agir de prix spécifiques à un marché sur lequel le bien environnemental est échangé (ex. : champignons), ou de prix d'autres biens et services qui dépendent de l'environnement dans le cas d'actifs environnementaux non-marchands. Par exemple, la **méthode des coûts de transports** permet d'estimer la valeur des avantages retirés des services récréatifs d'un site naturel par le montant des dépenses encourues pour y accéder et y exercer une activité récréative. La **méthode des prix hédoniques** consiste à estimer la contribution de l'environnement à la valeur d'un bien en examinant l'effet qu'il a sur le prix de ce bien. L'exemple le plus cité est celui du prix des logements et de la pollution ou de la proximité à un écosystème. Ces approches directes par des prix de marché supposent que les prix sont des bons indicateurs de la demande sociale et de la rareté des biens et services. Or, les prix de marché intègrent souvent tout un ensemble d'enjeux sociaux ou politiques comme des subventions, et ne sont pas forcément le reflet des préférences.

Pour les SE qui font l'objet d'usages indirects par la société (principalement les SE de régulation), leur demande n'est pas directement observable. Ce que l'on observe est la variation de la consommation de certains biens marchands qui sont liés à ces SE (par exemple, les produits phytosanitaires qui sont liés aux SE de régulation biologique). La reconstruction de la valeur des SE à partir de la demande pour des biens et services marchands ou quasi-marchands qui les intègrent en tant que facteurs de production a été au cœur du développement des approches dites par **les fonctions de production**. Ces approches visent à caractériser les avantages retirés des SE en termes de variation de profit, combinant économie de coûts des intrants et variation du rendement productif. L'opérationnalisation de cette méthode s'appuie sur l'explicitation des liens de cause à effet entre la variation du SE à évaluer économiquement, le comportement de l'agent producteur et les usages des biens ou des services marchands qui en sont dérivés (Daily *et al.*, 2000 ; Spash, 2000). Elles mobilisent directement les mesures objectives de paramètres biophysiques. Leur application pour l'évaluation économique est donc aisée pour les SE pour lesquels les connaissances scientifiques sur les interactions entre SE et usages socio-économiques sont bien avancées. Cependant, les interrelations et les interdépendances entre plusieurs SE dans le processus de production peuvent conduire à des problèmes de double comptage.

Lorsque l'on ne connaît pas le comportement des agents, il est possible d'utiliser des approches alternatives, souvent moins performantes. Il est d'une part possible de se baser sur **une estimation des dommages évités** qui évalue le manque à gagner (ou dépenses à engager) en l'absence d'un SE considérant qu'aucune mesure ne serait prise en cas de disparition du SE. Il est d'autre part possible d'utiliser la **méthode du coût de remplacement**. Cette méthode estime les dépenses nécessaires pour remplacer complètement un SE par une technologie artificielle. Cette approche peut être utilisée pour évaluer les avantages retirés des SE de régulation. L'application de cette méthode peut fournir une estimation fiable de la valeur économique des avantages retirés des SE, à condition que l'alternative technologique choisie pour l'évaluation fournisse le même avantage pour la société et soit la solution technologique la moins coûteuse et d'un coût inférieur ou égal à la valeur de l'avantage retiré du SE. Une autre variante de cette méthode est l'approche par les **coûts de restauration** ; ce qui correspond aux dépenses qui seraient à engager pour restaurer l'écosystème fournissant le SE considéré.

Pour certains SE de régulation (par exemple, la régulation du climat dont les bénéficiaires sont les générations futures), le recours à ces approches en termes d'économie de coûts ou de variation de rendement n'est pas possible. Les avantages potentiels associés à ces SE sont donc évalués sur la base de leur valeur d'option car ils ne bénéficient pas directement à la société actuelle. Ces SE pourraient avoir une valeur d'usage à l'avenir, sous l'effet de certaines évolutions contextuelles telles que l'évolution démographique ou le changement climatique. L'évaluation de la valeur d'option est complexe à mettre en œuvre et repose sur la construction de scénarios d'évolution de la demande et du contexte (occupation des sols, usage des sols, changement climatiques, etc.). Du point de vue économique, seules les **méthodes des préférences déclarées** permettent de traiter empiriquement les valeurs d'usage potentiel ou optionnel, car il faut pour cela faire des hypothèses sur l'évolution des pratiques ou de la demande sociale.

Parmi les différentes composantes de la notion de valeur économique totale, la priorité est donnée dans EFESE-écosystèmes agricoles à l'évaluation des valeurs d'usage effectif et potentiel, relativement aux valeurs de non-usage. Corrélativement à ce choix de se focaliser sur les valeurs d'usages directs et indirects, on peut alors mettre en adéquation les types de valeurs, les SE évalués et les méthodes utilisables.

• Approche retenue dans EFESE-écosystèmes agricoles

Dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, l'évaluation économique est instruite sur la base des résultats de l'évaluation biophysique des SE.

Les « biens agricoles » n'ont pas été instruits sur le plan de l'évaluation économique. En effet, la valeur totale de la production agricole, telle que calculée dans les travaux existants et intégrée dans la comptabilité nationale, englobe de manière indifférenciable le rôle de l'écosystème et celui des pratiques agronomiques, incluant l'usage d'intrants. Or l'un des objectifs de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles est d'évaluer la contribution propre des écosystèmes à la fourniture de biens. Distinguer ces deux parts constitue déjà un défi sur le plan biophysique (Cf. section 3.1). L'étude EFESE-écosystèmes agricoles contribue donc à faire progresser la manière d'évaluer la contribution des écosystèmes agricoles à la production de biens sur le plan biophysique, mais il est prématuré d'envisager son évaluation économique.

Par ailleurs, l'évaluation économique des SE culturels n'est pas identifiée comme prioritaire dans le cadre de la présente étude. Comme les SE culturels sont majoritairement déterminés par la matrice paysagère dans laquelle est inclus l'écosystème agricole, ainsi que par l'accessibilité et la fréquentation des sites, la fourniture de ces SE est essentiellement déterminée par les caractéristiques d'un paysage composé d'écosystèmes agricoles et des autres types d'écosystèmes.

Il est important de noter que les SE dont l'évaluation biophysique n'a pas été réalisée dans le cadre de cette étude ne font pas l'objet d'une évaluation économique.

E. Eléments de synthèse sur les relations entre services écosystémiques et bien-être

Jean-Michel Salles

La question du bien-être traverse des pans entiers des sciences de l'homme et de la société et de la philosophie politique ou sociale. Une tentative de synthèse, même orientée vers une finalité assez précise, apparaît donc presque désespérée.

Une première distinction à opérer est sans doute celle qui oppose les approches subjectives et les approches objectives du bien-être. La théorie économique utilise la catégorie de *bien-être* pour désigner l'indicateur le plus fréquemment retenu comme fonction objectif des consommateurs²⁶ et, par extension, comme objectif pour la collectivité (le « bien-être social » qui est un anglicisme désignant l'avantage collectif)²⁷ (Daily *et al.*, 2000²⁸). Les économistes considèrent majoritairement aujourd'hui que la perception subjective des agents est la seule mesure pertinente de leur bien-être²⁹. Cette idée est conforme avec le principe de souveraineté du consommateur et l'idée que ce n'est pas au « planificateur » de juger de la pertinence des finalités (seulement des moyens de les satisfaire). Des travaux ont donc été développés afin d'approcher directement ces perceptions, en particulier autour des enquêtes de satisfaction. On connaît d'ailleurs le paradoxe d'Easterlin qui a mis en évidence en 1974 qu'une hausse du PIB ne se traduit pas nécessairement par une hausse du niveau de bien-être ressenti par les individus (dès lors, pour faire court, que les besoins de base sont satisfaits).

Au passage, il n'est peut-être pas superflu de préciser que la notion de bien être utilisée ici renvoie à l'ensemble de ce qui contribue à une « vie bonne »³⁰ – même si les débats restent ouverts sur les cadres conceptuels et les méthodes qui permettent de l'apprécier. Il ne faut donc pas le comprendre de façon restrictive avec une signification renvoyant plutôt à des notions de confort, matériel ou psychologique ; mais bien comme une notion de synthèse de ce qui peut motiver les choix individuels et collectifs.

En 1947, P. Samuelson avait distingué (i) une ancienne économie du bien-être qui, dans la filiation de J. Bentham, sommait les utilités individuelles pour construire un indicateur de bien-être social, et (ii) une nouvelle économie du bien-être, s'appuyant sur une notion ordinale de l'utilité (les utilités peuvent être comparées, par exemple à partir des préférences exprimées par les consommateurs sur les marchés, mais pas mesurées). Les difficultés de ces approches ont parfois conduit les économistes à douter de pouvoir construire sur cette base un cadre cohérent et utile (Fleurbaey et Mongin, 2005³¹), mais de nouvelles formes d'agrégation des préférences pour la construction de fonctions de bien-être social ont été proposées, par exemple à partir de la notion de revenu-équivalent.

Les réflexions sur la relation entre écosystèmes et bien-être social sont anciennes (Gomez-Baggethun *et al.*, 2010³²) et une étape importante a été la publication en 2005 des rapports synthétisant les travaux du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005a et b³³). Dans ces rapports figure un schéma qui a connu un large succès, et

²⁶ Pour les producteurs, c'est généralement la notion de gain (= prix de vente – coûts de production) qui est utilisée.

²⁷ *L'économie du bien-être* de A. C. Pigou (*The Economics of Welfare*, 1920) est considéré comme l'un des ouvrages fondateurs de l'économie de l'environnement.

²⁸ Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., ... & Levin, S. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science*, 289(5478), 395-396.

²⁹ Ça n'a pas toujours été le cas et la recherche d'indicateurs objectifs est une quête récurrente des chercheurs qui se réclament de l'économie écologique. Les bilans matière étendus aujourd'hui aux analyses de cycle de vie, les analyses éco-énergétiques ou les mesures d'empreintes écologiques en sont les approches les plus abouties. Elles n'offrent pas vraiment de place à la notion de bien-être social.

³⁰ La « vie bonne » est l'expression classiquement retenue par les spécialistes d'éthique pour désigner ce à quoi aspirent des sujets.

³¹ Fleurbaey, M., & Mongin, P. (2005). The news of the death of welfare economics is greatly exaggerated. *Social Choice and Welfare*, 25(2-3), 381-418.

³² Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), 1209-1218.

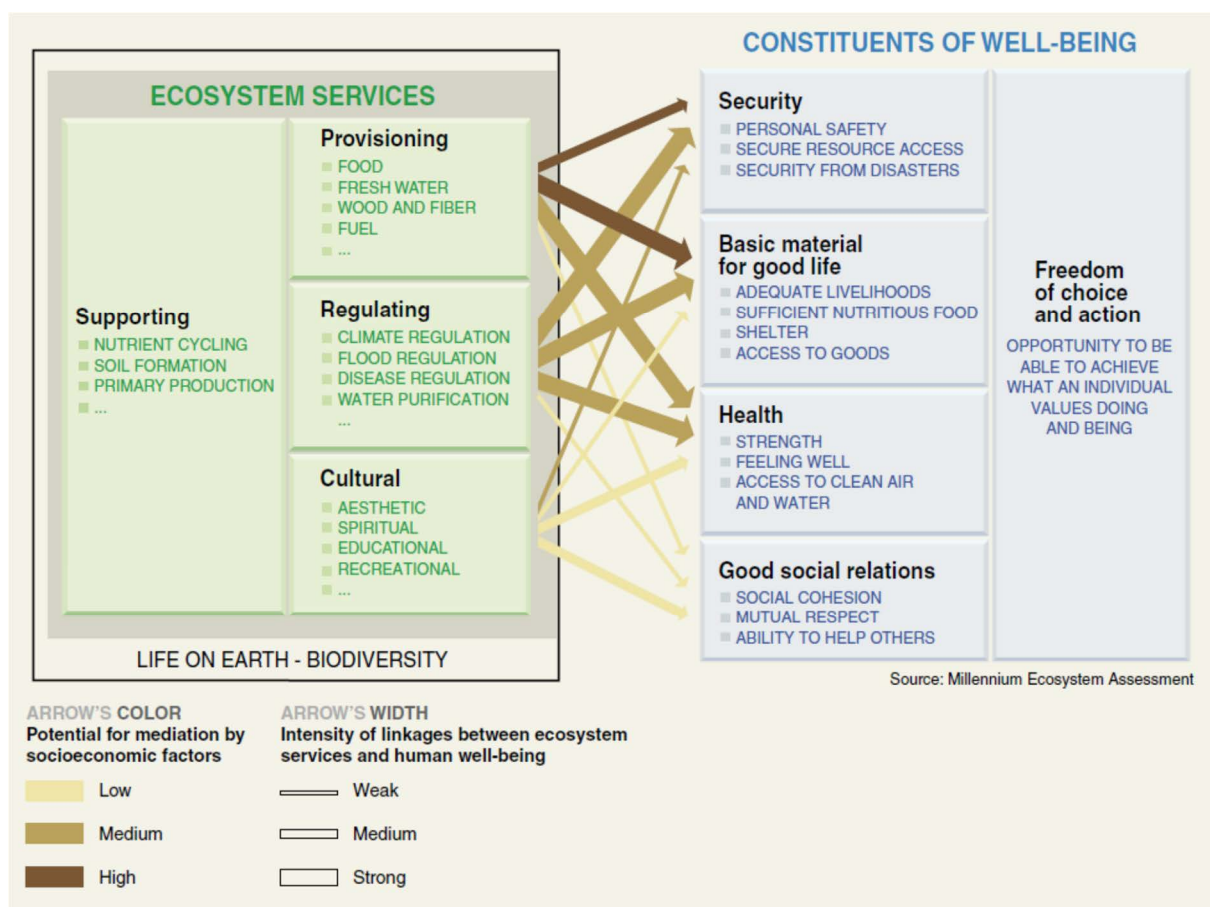
³³ Millennium Ecosystem Assessment (2005a). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. Millennium Ecosystem Assessment (2005b). *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. Published by World Resources Institute, Washington, DC.

propose une synthèse des relations entre SE et bien-être (Figure 16). Ce schéma s’appuie sur les grandes catégories de SE popularisées par le MEA, qu’il met en relation avec une représentation symétrique des « constituants du bien-être » en quatre catégories :

- Sécurité : personnelle, d’accès aux ressources et face aux grands risques ;
- Matériels de base pour une vie bonne : moyens de subsistance adéquats, alimentation suffisamment nutritive, conditions satisfaisantes de logement, accès aux biens ;
- Santé : bonne condition physique, se sentir bien, accès à de l’eau potable et de l’air pur ;
- Bonnes relations sociales : cohésion sociale, respect mutuel, capacité à aider les autres

Cette liste est une tentative intéressante de résumer en quelques notions fondamentales les composantes du bien-être. Elle porte majoritairement sur des éléments objectifs, mais n’exclut pas le ressenti subjectif, notamment en matière de santé et, peut-être, de relations sociales. En revanche (mais il ne s’agissait pas d’un contexte politique), il est question de « sécurité » et pas de « sentiment de sécurité ».

Figure 16. Synthèse des relations entre SE et bien-être - Millennium Ecosystem Assessment, 2005



Les flèches qui matérialisent les relations entre SE et composantes du bien-être connectent toutes les cases (« tout est dans tout et réciproquement »). L’information pertinente se situe donc dans les caractéristiques des flèches, matérialisées par leur largeur qui représente l’intensité des relations, et leur couleur qui symbolise le potentiel de « médiation », de contrôle par les facteurs socio-économiques.

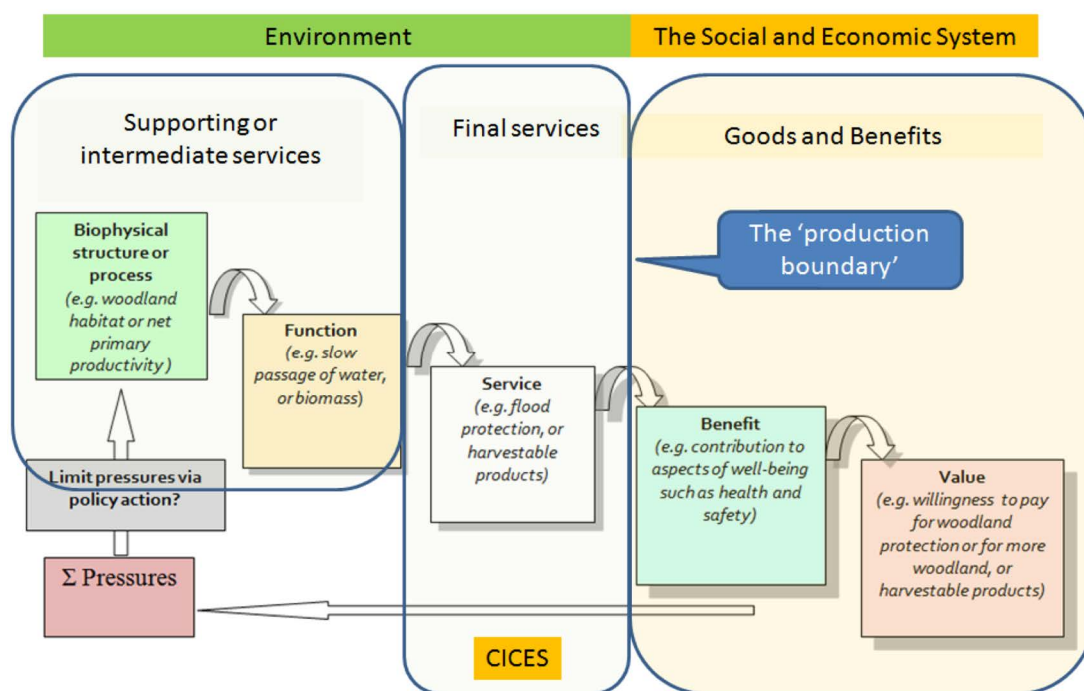
Un point important est le choix de faire apparaître, de façon symétrique avec les « services supports », la notion de liberté de choix, définie comme l’opportunité de pouvoir réaliser ce que les individus apprécient de faire ou d’être. Ce choix est d’autant plus à souligner qu’il renvoie assez directement à la conception par Amartya Sen (2001)³⁴ du développement comme conquête de la liberté de choix qui a conduit au succès de la notion de « capacités ». Les capacités, parfois qualifiées de « libertés substantielles », désignent la capacité des agents

³⁴ Sen, A. (2001). *Development as freedom*. Oxford Paperbacks.

de choisir des « combinaisons de fonctionnement³⁵, autrement dit, de bénéficier d'une liberté de choix effective. L'approche des capacités est aujourd'hui l'alternative la plus consistante aux approches utilitaristes du bien-être et plusieurs travaux relatifs aux relations entre écosystèmes et bien-être ont essayé d'intégrer cette perspective (Chan *et al.*, 2012³⁶ ; Plieninger *et al.*, 2013³⁷ ; Bryce *et al.*, 2016³⁸). Bien que ce point ne soit pas explicitement développé, l'accent accordé à la liberté de choix invite à ne pas regarder l'importance des SE pour les sociétés humaines à travers la seule grille utilitariste.

Cette notion est même présente, bien que de façon assez vague et se rapportant le plus souvent au potentiel lié au fonctionnement des écosystèmes, dans le modèle dit « en cascade » proposé par Haines-Young et Potschin (2010)³⁹ (Figure 17) qui s'est largement imposé (notamment à travers le site de la CICES) pour formaliser les relations entre écosystèmes et bien-être social. Ce schéma est d'ailleurs celui qui sous-tend l'EFESE et, plus généralement, de nombreux travaux récents d'évaluation des SE. Dans ce schéma, la notion de bien-être apparaît dans la boîte dédiée aux catégories de « biens et services » comme une cadre de référence pour identifier les avantages que les sociétés humaines en dérivent, avant d'approcher leur « valeur » dans la perspective très économique de l'estimation des consentements à payer.

Figure 17. Modèle « en cascade » proposé par Potschin et Haines-Young (2011)⁴⁰



On peut mentionner ici le développement du schéma du MEA dans le but de préciser la diversité des contributions des écosystèmes aux aspects de santé du bien-être (Martinez-Juarez *et al.*, 2015⁴¹) et qui conduit ses auteurs à adopter un point de vue critique sur les possibilités de les apprécier proprement. Ils soulignent en particulier le fait que les écosystèmes influencent notre bien-être par plusieurs voies : lorsque les humains

³⁵ Amartya Sen a développé la notion de capacités dans deux ouvrages récents traduits en français : *Éthique et économie*, Puf, Paris (2008), et *L'Idée de justice*, Seuil, Paris (2010).

³⁶ Chan, K. M., Satterfield, T., & Goldstein, J. (2012). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological economics*, 74, 8-18.

³⁷ Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., & Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land use policy*, 33, 118-129.

³⁸ Bryce, R., Irvine, K. N., Church, A., Fish, R., Ranger, S., & Kenter, J. O. (2016). Subjective well-being indicators for large-scale assessment of cultural ecosystem services. *Ecosystem Services*, 21, 258-269.

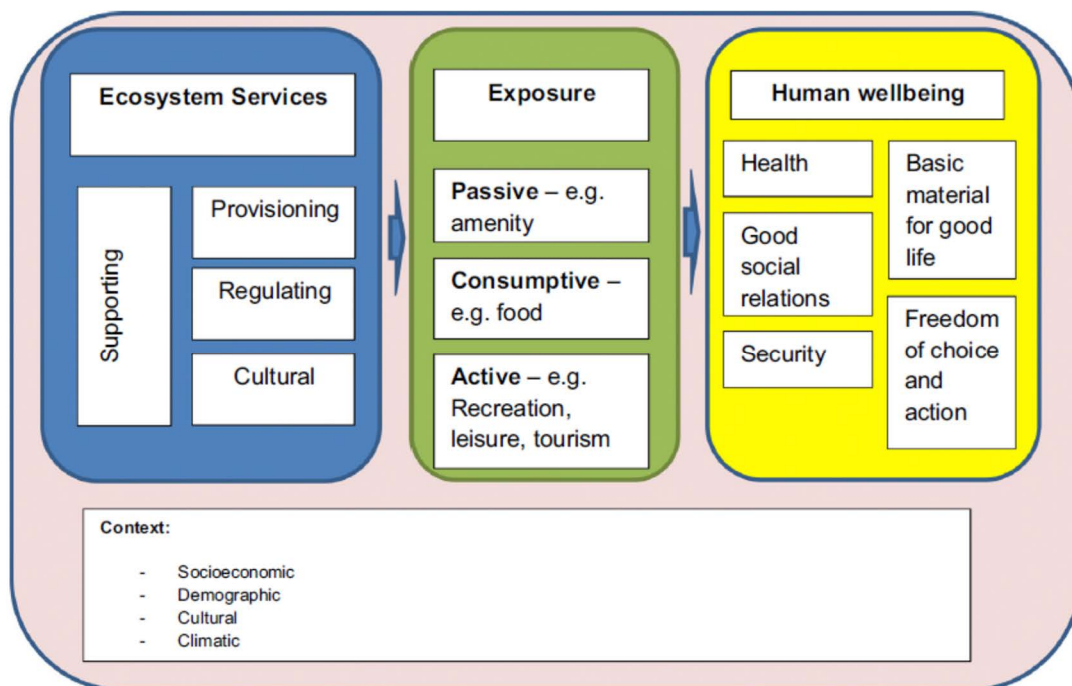
³⁹ Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 110-139.

⁴⁰ Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services: exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 575-594.

⁴¹ Martinez-Juarez, P., Chiabai, A., Taylor, T., & Gómez, S. Q. (2015). The impact of ecosystems on human health and well-being: A critical review. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 10, 63-69.

entrent volontairement en interaction avec eux, soit à travers des activités récréatives (qualifié d'exposition « active »), soit à travers la consommation de ressources qui y sont prélevées (on note que, dans le schéma, elle n'est pas limitée aux services d'approvisionnement) et, d'autre part, en bénéficiant passivement d'un ensemble d'aménités (esthétiques, services de régulation, voire culturels). L'idée que les bénéficiaires des services seraient passifs – quel que soit la nature du service considéré – doit évidemment être discutée. Le choix de pratiques agricoles qui s'autonomisent vis-à-vis des processus naturels a, au contraire, été un choix individuel et collectif qui s'explique par la volonté de s'émanciper des aléas liés au fonctionnement des écosystèmes. Pour clarifier en quoi le bien-être – quels que soient les indicateurs retenus pour l'apprécier – dépend des services écosystémiques, on peut introduire, comme l'ont proposé Martinez-Juarez et al (2015, op. cit.), introduire des variables mesurant le degré d'exposition (figure 18). On peut alors s'interroger sur le niveau de liberté et de maîtrise, individuel ou collectif, vis-à-vis de cette exposition.

Figure 18. Schéma conceptuel des relations entre services écosystémiques et bien-être faisant apparaître le degré d'exposition (Martinez-Juarez et al, 2015¹⁶)



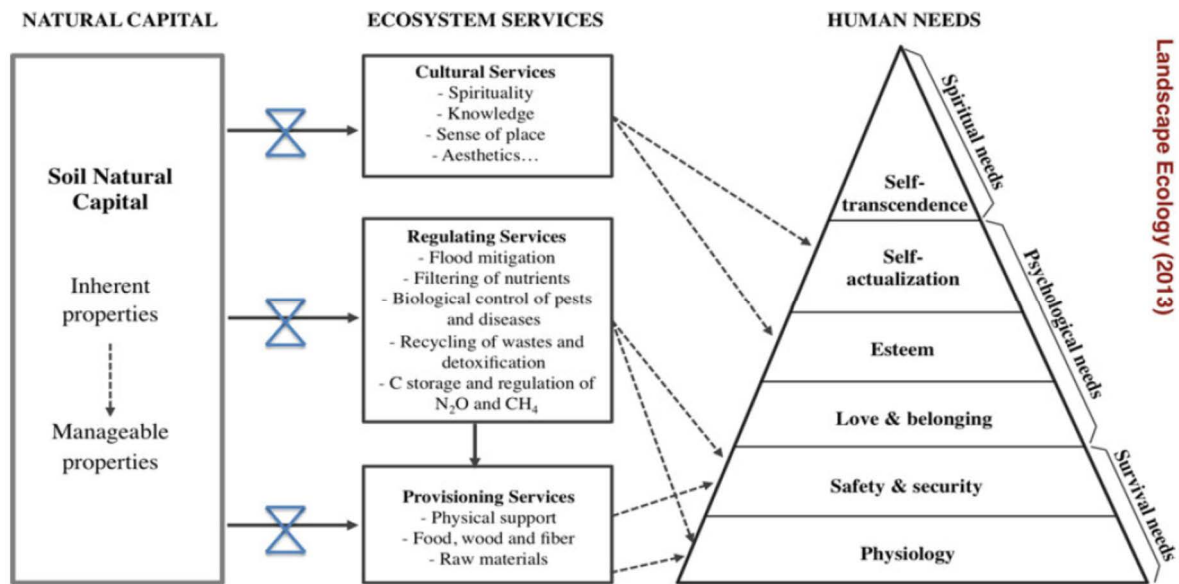
Dans une perspective économique, il peut être pertinent de distinguer les avantages ou aménités dont les agents bénéficient directement du fait de leur lieu de résidence, qu'elle soit permanente ou temporaire (notamment liée à des visites), et les avantages indirects retirés des écosystèmes à travers l'intégration de biens et services qui en sont issus, dans une fonction de production. Une extension de la première catégorie a donné lieu à la proposition par B. Pécqueur de la notion de « bien-être territorial » à partir de laquelle il prolonge la vieille « théorie de la base » pour intégrer notamment les aménités environnementales dans l'analyse de l'attractivité et la dynamique des territoires. La seconde catégorie recoupe ce que la CICES qualifie de « services intermédiaires » dès lors qu'ils se situent entre les processus écologiques et la production de biens ou services finaux dont bénéficient les populations (un exemple classique est la pollinisation des cultures).

Wu (2013⁴²) a proposé un approfondissement de la contribution des écosystèmes, à l'échelle des paysages, au bien-être social dans la perspective d'un développement durable. Cela le conduit à revenir sur la hiérarchie des besoins humains, en mobilisant le modèle, critiqué mais qui reste une référence, de la Pyramide de Maslow (1954 – cité dans Wu, 2013²⁷) : physiologique, de sécurité, d'amour et d'appartenance, d'estime, d'accomplissement de soi (Figure 19). On retrouve un peu les contributions des différentes catégories de services dans cette approche hiérarchique ; les services culturels étant liés aux niveaux supérieurs. Cette logique ne se retrouve que

⁴² Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 999-1023.

très imparfaitement dans les indicateurs issus de la Commission Stiglitz (2009)⁴³, structurés en séparant de façon non-hiérarchique les indicateurs économiques, les indicateurs de bien-être et ceux de durabilité. Il en vient ainsi à proposer une mise en relation assez simple et éclairante entre le capital naturel (lié aux sols), les SE qui en sont dérivés et la pyramide des besoins.

Figure 19. Les relations entre le capital naturel des sols, les services écosystémiques et les besoins humains (tels que défini dans la pyramide hiérarchique de Maslov) (Wu, 2013²⁷)



L'un des constats les plus intéressants fait par Wu (2013²⁷) dans sa réflexion qui met la question de la relation entre SE dans la perspective – très pertinente – d'un développement durable à l'échelle des paysages, est que : « A l'horizon d'un siècle, les incertitudes entourant les changements environnementaux, les percées technologiques et les changements dans les perceptions humaines d'une « bonne vie » constituent des obstacles insurmontables à toute étude pour devenir plus qu'une simple fiction. Certaines fictions peuvent cependant offrir un aperçu utile des possibilités futures »⁴⁴.

⁴³ Stiglitz, J. E., Sen, A. K., & Fitoussi, J. P. (2009). Rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social. Paris, 324 p.

⁴⁴ "Beyond a century, uncertainties in environmental changes, technological breakthroughs, and shifts in human perceptions of a "good life" may render insurmountable barriers for any study to become more than just a fiction. Admittedly, some fictions may have useful insight into future possibilities".

Chapitre 8.

Services de régulation et fonctions écologiques

Sommaire

8.1. Pollinisation des espèces cultivées	267
8.1.1. Spécification biophysique du SE	267
8.1.2. Evaluation biophysique du SE	273
8.1.3. Evaluation économique du SE	285
8.2. Régulation des graines d'adventices	293
8.2.1. Spécification biophysique du SE	293
8.2.2. Evaluation biophysique du SE	298
8.2.3. Evaluation économique du SE	309
8.3. Régulation des insectes ravageurs	311
8.3.1. Spécification biophysique du SE	311
8.3.2. Evaluation biophysique du SE	316
8.3.3. Evaluation économique du SE	327
8.4. La contribution des sols aux services écosystémiques rendus par les écosystèmes	335
8.4.1. Les sols, composants centraux des écosystèmes	335
8.4.2. Quels concepts pour caractériser les services écosystémiques auxquels contribuent les sols ?	335
8.4.3. Les variables biophysiques d'intérêt pour caractériser les services écosystémiques auxquels contribuent les sols	342
8.4.4. Pédogénèse, état actuel des sols et pratiques agricoles	345
8.4.5. Données « sol » existantes et disponibles	346
8.5. Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	349
8.5.1. Spécification biophysique du SE	349
8.5.2. Evaluation biophysique du SE	354
8.5.3. Evaluation économique du SE	367
8.6. Capacité de structuration du sol	377
8.6.1. Spécification biophysique du SE	377
8.6.2. Pistes méthodologiques pour l'évaluation biophysique du SE	384
8.7. Capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau	385
8.7.1. Spécification biophysique du SE	385
8.7.2. Evaluation biophysique du SE	393
8.7.3. Evaluation économique du SE	414
8.8. Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	421
8.8.1. Spécification biophysique du SE	421
8.8.2. Evaluation biophysique du SE	428
8.8.3. Evaluation économique du SE	444
8.9. Fourniture d'autres nutriment et oligoéléments aux plantes cultivées	449
8.9.1. Spécification biophysique du SE	449
8.9.2. Evaluation biophysique du SE	456
8.10. Atténuation naturelle des pesticides par les sols	459
8.10.1. Spécification biophysique du SE	459
8.10.2. Evaluation biophysique du SE	466
8.11. Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD	469
8.11.1. Spécification biophysique du SE	469
8.11.2. Evaluation biophysique du SE	474
8.11.3. Evaluation économique du SE	488
8.12. Régulation du climat global par atténuation des GES et stockage de carbone	491
8.12.1. Spécification biophysique du SE	491
8.12.2. Evaluation biophysique du SE	498
8.12.3. Evaluation économique du SE	514

Annexes du chapitre 8. Notes techniques	523
8-A.	525
8-B	579
8-C	591
8-D	607
8-E	613
8-F	625
8-G	627
Références bibliographiques citées dans le chapitre 8	633

8.1. Pollinisation des espèces cultivées

8.1.1. Spécification biophysique du SE

Expert coordinateur : Emmanuelle Porcher

Contributeurs scientifiques : Christian Bockstaller, Bruno Chauvel, Sylvain Plantureux

8.1.1.1. Dénomination précise et nature du SE

La **pollinisation** est une étape déterminante de la reproduction sexuée des Angiospermes ; il s'agit d'un processus de transfert de grains de pollen depuis une anthère (structure reproductrice mâle des fleurs) vers un stigmate (surface réceptrice de la structure reproductrice femelle), permettant à terme la fécondation et la production de graines et de fruits, sous réserve de viabilité du grain de pollen et de compatibilité entre les deux plantes parentes. Pour 80 à 90% des Angiospermes (Ollerton *et al.*, 2011), et pour environ deux-tiers des plantes cultivées (Klein *et al.*, 2007), la pollinisation implique au moins en partie des vecteurs animaux (= **pollinisateurs**, zoogamie) ; elle représente donc un SE fourni par les écosystèmes aux agriculteurs. Pour les autres espèces, pollinisées par le vent (anémogamie) ou plus rarement par l'eau, le transfert de pollen n'implique pas le vivant et n'est donc pas examiné dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles.

Le SE de pollinisation concerne potentiellement **tous les types d'écosystèmes agricoles** (prairies, grandes cultures, arboriculture), qui hébergent au moins en partie des plantes dépendantes des pollinisateurs pour leur production et des plantes non cultivées qui représentent une ressource alimentaire ou une autre composante de l'habitat pour les pollinisateurs.

Notons que la fourniture de ce SE peut être associée à des contraintes, essentiellement lorsque la pollinisation engendre des transferts de pollen non souhaités entre cultures (voir Encadré 8-1-1).

Encadré 8-1-1. Contraintes associées au SE de pollinisation

Le transfert de pollen par les animaux peut devenir une contrainte dans les cas où l'on cherche à maîtriser ces transferts. C'est le cas par exemple lors de la production de graines par croisements contrôlés (voir par exemple les règles en matière de pureté variétale pour la certification des semences), pour la commercialisation, l'amélioration variétale ou l'isolement de variétés à caractéristiques particulières (e.g. colza riche en acides éruciques), ou pour la culture d'organismes génétiquement modifiés (isolement des parcelles OGM pour le maintien de filières non-OGM, (isolement des parcelles OGM pour le maintien de filières non-OGM, Morris *et al.*, 1994; Hayter & Cresswell, 2006). Les allergies au pollen ne sont pas considérées comme une contrainte associée au SE, car la grande majorité est causée par le pollen d'espèces anémogames, i.e. pollinisées par le vent (Emberlin, 2008), qui ne rentrent pas dans le cadre du SE, même si ponctuellement une réaction allergique peut survenir en cas de contact avec la fleur de certaines espèces pollinisées par les animaux (pollinoses de proximité, par exemple chez le mimosa, Lavaud *et al.*, 2007).

8.1.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

La pollinisation est essentiellement un SE rendu aux **gestionnaires de l'agroécosystème** (agriculteurs). Parmi les plantes cultivées, 60 à 80% des espèces dépendent, au moins en partie, des pollinisateurs pour la production de graines et de fruits ; cela représente 35% de la production alimentaire mondiale (Klein *et al.*, 2007), et parfois beaucoup plus pour certains éléments (e.g. vitamine C, Eilers *et al.*, 2011). Les avantages pour les agriculteurs peuvent donc se mesurer en termes d'**augmentation de la production** agricole végétale, de **stabilisation** temporelle des rendements, ou de **coûts évités** (par exemple si la pollinisation doit être réalisée à la main ou en louant des colonies de pollinisateurs gérés).

A noter que le SE « pollinisation » constitue un déterminant biophysique de la production de biens végétaux à partir de plantes cultivées ou de la production de fourrages par les prairies. Il est également un déterminant biophysique majeur du maintien des populations d'espèces de plantes sauvages dépendantes des pollinisateurs et par là-même indispensable au maintien d'une grande partie de la biodiversité (les plantes étant le support de la plupart des chaînes trophiques terrestres), qui assure la majorité des SE. Indirectement, le SE de pollinisation génère donc un grand nombre d'avantages, pour la société dans son ensemble.

8.1.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Composition et structure des communautés de pollinisateurs

L'efficacité de la pollinisation par les animaux dépend en premier lieu de la **composition** et de la **structure** des **communautés de pollinisateurs sauvages** (par exemple Klein *et al.*, 2003). Dans les régions tempérées, les pollinisateurs sont quasi-exclusivement des insectes, appartenant principalement à quatre ordres : hyménoptères, diptères, lépidoptères et coléoptères (Rader *et al.*, 2015). En région tropicale, les pollinisateurs peuvent inclure d'autres groupes, dont les oiseaux (surtout colibris) et les mammifères (surtout chiroptères, Maine et Boyles, 2015). En région tempérée, une grande part de la pollinisation est souvent imputée aux abeilles et bourdons, mais des publications récentes suggèrent que d'autres groupes appartenant aux ordres mentionnés plus haut contribuent à la pollinisation de façon équivalente à ces derniers, particulièrement pour les cultures (par exemple Rader *et al.*, 2015). Enfin, les **pollinisateurs domestiqués ou gérés** (*Apis mellifera* et quelques espèces de bourdons en France) occupent une place particulière car leur importance dans la pollinisation peut dépendre en grande partie des pratiques agricoles (localisation et densité des ruches). Par ailleurs certains auteurs suggèrent qu'ils peuvent être moins efficaces que les pollinisateurs sauvages (par exemple Garibaldi *et al.*, 2013; Mallinger et Gratton, 2015).

Dans les populations naturelles de plantes, la production de graines ou de fruits est très souvent limitée par la quantité de pollen reçue par les fleurs (Ashman *et al.*, 2004; Knight *et al.*, 2005). L'efficacité de la pollinisation (mesurée par exemple par la production de graines, mais voir ci-après pour d'autres définitions) dépend en premier lieu de l'**abondance des pollinisateurs**, qui contrôle le nombre de visites reçues par les fleurs (par exemple Morris *et al.*, 2010; Garibaldi *et al.*, 2016). Cependant d'autres caractéristiques de la communauté de pollinisateurs peuvent affecter l'efficacité de la pollinisation. Ces caractéristiques ne sont pas les mêmes d'une espèce de plante à l'autre, en fonction notamment de :

- la **dépendance** des plantes aux pollinisateurs : elle peut être caractérisée par la réduction de la production de graines ou de fruits en l'absence de pollinisateurs (Klein *et al.*, 2007). Elle dépend de plusieurs caractéristiques des plantes, dont la capacité à s'autoféconder de façon autonome, la possibilité d'émettre et de recevoir des grains de pollen par le vent, la présence d'un système d'auto-incompatibilité¹, ou encore la dépression de consanguinité². Le SE de pollinisation est donc d'autant plus important que les espèces de plantes sont dépendantes des pollinisateurs.
- la **spécialisation** aux pollinisateurs : elle est inversement reliée au nombre d'espèces de pollinisateurs susceptibles de visiter la plante et de transférer efficacement du pollen. Pour certaines espèces de plantes très spécialistes, la pollinisation dépend de l'abondance d'une ou quelques espèces de pollinisateurs (par exemple la vanille ou les fruits de la passion, Klein *et al.*, 2007). Cependant, les relations plantes/pollinisateurs sont caractérisées par un très fort degré de généralisme (Waser *et al.*, 1996; Bascombe *et al.*, 2003) ; beaucoup d'espèces de plantes sont donc généralistes et susceptibles d'être pollinisées par plusieurs espèces de pollinisateurs.

Pour les plantes généralistes et dépendantes des pollinisateurs, l'efficacité de la pollinisation (Fontaine *et al.*, 2006; Hoehn *et al.*, 2008; Albrecht *et al.*, 2012; Fründ *et al.*, 2013) et sa stabilité temporelle (Winfree et Kremen, 2009) peuvent également être améliorées par la **diversité des pollinisateurs**. L'effet de la diversité sur l'efficacité de la pollinisation est expliqué par des complémentarités de niche entre pollinisateurs, qui peuvent être favorisées par les interactions entre espèces de pollinisateurs (déplacement vers une autre espèce de plante en cas de rencontre d'une espèce compétitrice de pollinisateur, Greenleaf et Kremen, 2006; Fründ *et al.*,

¹ Capacité d'une plante à reconnaître et rejeter son propre pollen

² Diminution relative de la valeur sélective d'individus issus de croisement entre individus apparentés, par rapport aux individus issus de croisement entre non-apparentés

2013) et par des effets de sélection (cf. chapitre 3, section 3.2). Pour l'effet de la diversité sur la stabilité temporelle de la pollinisation, les principaux mécanismes sont une compensation des densités (covariance négative entre les abondances des différentes espèces) ou des réponses différentes des espèces aux différentes variables environnementales ou à différentes échelles spatiales (Winfree et Kremen, 2009).

L'effet de la diversité des pollinisateurs sur l'efficacité du transfert de pollen (Hoehn *et al.*, 2008; Albrecht *et al.*, 2012; Fründ *et al.*, 2013), ainsi que la structure des réseaux d'interactions entre plantes et pollinisateurs (Rosas-Guerrero *et al.*, 2014), dépendent des traits des espèces impliquées dans l'interaction, plantes et pollinisateurs : morphologie, phénologie, comportement des pollinisateurs, couleur et odeur des fleurs, récompenses, etc... Ces traits pourraient être utilisés pour prédire l'identité des espèces impliquées dans la pollinisation et l'efficacité des transferts de pollen. De façon plus quantitative, on peut caractériser plus précisément pour chaque espèce de plante la relation entre l'abondance, la diversité et la composition (en espèces, en traits) des communautés de pollinisateurs et le taux de pollinisation (Winfree *et al.*, 2011b). Cette méthode est cependant très demandeuse en données.

Autres déterminants biophysiques influençant les communautés de pollinisateurs

La structure et la composition des communautés de pollinisateurs dépendent elles-mêmes de plusieurs facteurs, en particulier (i) des interactions interspécifiques, notamment entre pollinisateurs eux-mêmes ou avec des pathogènes et (ii) de variables environnementales (voir Figure 8-1-1), parmi lesquelles la **présence d'habitats semi-naturels**³ (forêts, lisières, zones humides, bords de route...) occupe une place majeure.

La structure des communautés de pollinisateurs peut être affectée par des interactions de compétition, en particulier avec des pollinisateurs introduits intentionnellement ou non pour les humains (cf. section 8.1.1.4). La plupart des études sur les pollinisateurs introduits se sont en fait concentrées sur les pollinisateurs gérés (abeille domestique et bourdons). S'il existe quelques études démontrant un effet de la compétition de ces pollinisateurs gérés sur les pollinisateurs sauvages (par exemple Roubik, 1978; Roubik et Wolda, 2001; Thomson, 2004; Hudewenz et Klein, 2013; Thomson, 2016), ces études sont encore trop peu nombreuses pour dégager une tendance nette ; le rôle de ces pollinisateurs gérés dans la transmission de maladies est beaucoup plus consensuel. Les **pathogènes**, parmi lesquels les *Varroa* sp. (acariens) sont les plus connus, incluent des bactéries, champignons, virus, acariens et insectes, et semblent impliqués dans le déclin des pollinisateurs gérés (abeille domestique, Morse, 2013 ; bourdons, Cameron *et al.*, 2011), mais leurs effets sur les pollinisateurs sauvages sont encore peu documentés (voir cependant Cameron *et al.*, 2016). Il semble que la commercialisation à large échelle de pollinisateurs gérés favorisent la transmission de certains pathogènes à des populations sauvages (par exemple Goka *et al.*, 2006 pour les bourdons).

Les habitats semi-naturels sont souvent des sources de nourriture et de sites de nidification ; leur disparition dans les écosystèmes agricoles est généralement associée à une diminution de l'abondance et de la diversité des pollinisateurs (Kennedy *et al.*, 2013). La plupart des pollinisateurs ne sont probablement pas localisés dans les parcelles agricoles même, mais dans les habitats semi-naturels adjacents, même s'il existe une variabilité entre groupes de pollinisateurs (moindre dépendance aux habitats semi-naturels pour les pollinisateurs non-abeilles, Rader *et al.*, 2015). Dans les écosystèmes agricoles, cet effet se traduit notamment par une relation négative entre la distance aux habitats semi-naturels et l'abondance, la diversité des pollinisateurs, et l'efficacité de la pollinisation (par exemple Garibaldi *et al.*, 2011). Des revues et méta-analyses sont disponibles dans Ricketts *et al.* (2008) ou Winfree *et al.* (2009, 2011a). A une échelle plus fine, les communautés de pollinisateurs sont influencées par la **composition floristique des habitats semi-naturels**, qui influencent la disponibilité des ressources en nectar et en pollen (Ricou *et al.*, 2014).

³ Dans EFESE-écosystèmes agricoles, les habitats semi-naturels sont définis ici comme les zones d'un écosystème agricole non dédiées à la production : elles ne reçoivent pas directement d'intrants et ne sont pas ou peu perturbées. Cela inclut les bois, haies, bords de champ et de route enherbés, les prairies extensives, les zones humides...

8.1.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Les pressions sur le SE de pollinisation sont toutes celles affectant les communautés de pollinisateurs sauvages (abondance, composition et comportements). Plusieurs synthèses récentes des pressions sur les pollinisateurs sont disponibles, par exemple Potts *et al.* (2010) ou Vanbergen *et al.* (2013). Les principales pressions (cf. Figure 8-1-1) sont présentées isolément ci-dessous, mais elles sont susceptibles d'interagir, leur interaction pouvant amplifier les effets individuels (voir Vanbergen *et al.*, 2013; Sanchez-Bayo *et al.*, 2016)⁴.

Certaines **pratiques agricoles ont également des effets négatifs marqués** sur la diversité ou l'abondance des communautés de pollinisateurs. Ces effets ont beaucoup été étudiés par comparaison entre pratiques adoptées en agriculture biologique par rapport aux pratiques conventionnelles, avec toutefois le problème que l'agriculture biologique se distingue à la fois par des pratiques dans les parcelles, mais aussi généralement par des paysages différents. D'autres études se sont focalisées sur des pratiques plus spécifiques, dont l'utilisation d'insecticides (avec des effets globalement négatifs sur les pollinisateurs, Brittain *et al.*, 2010; Goulson, 2013; Godfray *et al.*, 2014, 2015; Stanley *et al.*, 2015 pour les néonicotinoïdes; European Academies Science Advisory Council, 2015; Woodcock *et al.*, 2016), d'herbicides ou d'engrais – les deux pouvant avoir un effet négatif indirect *via* les populations et communautés de plantes sauvages – (Gabriel et Tschardt, 2007; Holzschuh *et al.*, 2008), le labour (destruction des nids, Williams *et al.*, 2010), la diversité et le choix des espèces cultivées (particulièrement pour éviter des périodes de disette entre la floraison des principales espèces cultivées, Requier *et al.*, 2015), les pressions de pâturage (à effets variables mais souvent négatifs dans les agroécosystèmes intensifs, par exemple McKechnie et Sargent, 2013) ou l'utilisation de variétés particulières, notamment OGM. Les effets des OGM dépendent du type de modification des plantes : des plantes productrices d'insecticides peuvent avoir des effets directs négatifs, mais des effets indirects positifs, *via* une diminution des épandages d'insecticides (Marvier *et al.*, 2007); les plantes résistantes aux herbicides sont susceptibles d'avoir des effets indirects négatifs, par le biais des communautés de plantes adventices réduites, mais peu d'études ont démontré de tels effets (Morandin et Winston, 2005). Enfin, toutes les pratiques réduisant l'abondance ou la diversité des plantes sauvages, dans les cultures ou les prairies, ont un effet indirect négatif sur les pollinisateurs par l'intermédiaire de la réduction des ressources alimentaires disponibles (voir Nicholls et Altieri, 2013; Bretagnolle et Gaba, 2015 pour des synthèses; Requier *et al.*, 2015). Les **introductions d'espèces** ont des effets contradictoires sur la composition des communautés de pollinisateurs et l'efficacité de la pollinisation, selon le type d'espèces introduites (pollinisateurs – incluant les espèces gérées, plantes, voire herbivores ou prédateurs des pollinisateurs) et la nature des interactions interspécifiques, compétitives ou facilitatrices. Les plantes introduites peuvent fournir des ressources supplémentaires aux pollinisateurs, mais si elles deviennent dominantes dans la communauté végétale, elles peuvent d'une part entrer en compétition pour les pollinisateurs avec les plantes natives, et d'autre part entraîner une diminution de la diversité du régime alimentaire des pollinisateurs. Une méta-analyse récente montre relativement peu d'effets des invasions de plantes sur l'abondance et la richesse des communautés de pollinisateurs, et un léger effet négatif sur les taux de visite des espèces natives (Montero-Castano et Vila, 2012). Les effets des **pollinisateurs domestiqués** sont discutés dans la partie précédente sur les déterminants biophysiques. A noter que les **pathogènes** sont souvent considérés par plusieurs auteurs comme un facteur important du déclin des pollinisateurs : dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles, leurs effets sont inclus parmi les déterminants biophysiques et discutés également dans la partie précédente. On doit, en revanche préciser que des travaux récents (Rundlof *et al.*, 2015) ont montré que l'usage de néonicotinoïdes dans l'enrobage des semences (de colza) amoindrit la densité des colonies et la santé (*fitness*) de plusieurs espèces sauvages apiformes venant butiner les fleurs de la culture (dont le nectar contient les substances actives étudiées). Dans ces mêmes conditions, les colonies d'abeilles domestiques ne sont pas forcément affectées et ne constituent donc pas un indicateur pertinent de cet effet négatif des néonicotinoïdes.

Les **changements climatiques** sont susceptibles d'entraîner des changements phénologiques et des changements d'aire de répartition des pollinisateurs (Hegland *et al.*, 2009). De tels changements peuvent conduire à un découplage spatial, temporel et/ou fonctionnel entre plantes et pollinisateurs (Parmesan, 2007; Miller-Struttman *et al.*, 2015), mais ces conséquences ne sont pas toujours observées (Hegland *et al.*, 2009;

⁴ Les changements d'occupation des sols, en particulier la destruction et fragmentation des habitats naturels et semi-naturels, sont une des principales pressions sur les populations et les communautés de pollinisateurs. Ils relèvent d'un changement de nature de l'écosystème. Les effets de ces habitats sont présentés dans la partie précédente sur les déterminants biophysiques.

Bartomeus *et al.*, 2011). Par ailleurs, les implications de ces changements pour la pollinisation sont encore peu étudiées (voir un exemple dans Rasmont *et al.*, 2015).

Les pratiques permettant de favoriser indirectement la pollinisation, *via* les pollinisateurs sauvages, ont été détaillées dans l'article de synthèse de Garibaldi *et al.* (2014) ; elles consistent logiquement en la suppression ou la réduction des pressions, et en l'augmentation de la quantité de sites de nidification et de ressources alimentaires disponibles à deux échelles :

- **Échelle de l'exploitation ou du paysage agricole** : augmentation des sites de nidification, par exemple en laissant des petites surfaces de sol nu ; implantation de haies et de bandes fleuries ; conservation et restauration des habitats semi-naturels ; création de corridors pour connecter ces habitats semi-naturels (Kormann *et al.*, 2016) ; augmentation de l'hétérogénéité au sein de l'exploitation agricole par augmentation du nombre d'espèces cultivées et diminution de la taille des parcelles.

- **Échelle de la parcelle** : réduction de l'usage des pesticides (particulièrement des insecticides) ; augmentation de la diversité floristique intra-parcelle, soit *via* les adventices (qui peuvent être tolérées au bord des parcelles dans des « bandes messicoles »), soit par des choix de pratiques, comme l'extensification des prairies permanentes (fauche tardive et fertilisation limitée pour favoriser les dicotylédones et les laisser fleurir, voir section 10.2) ; culture de plantes offrant des ressources aux pollinisateurs, telles les jachères florales avec espèces mellifères (Gadoum *et al.*, 2007) .

Ces deux échelles interagissent pour déterminer les pratiques les plus efficaces : par exemple **l'effet du paysage est d'autant plus important que la diversité locale de l'exploitation est faible** (Kennedy *et al.*, 2013).

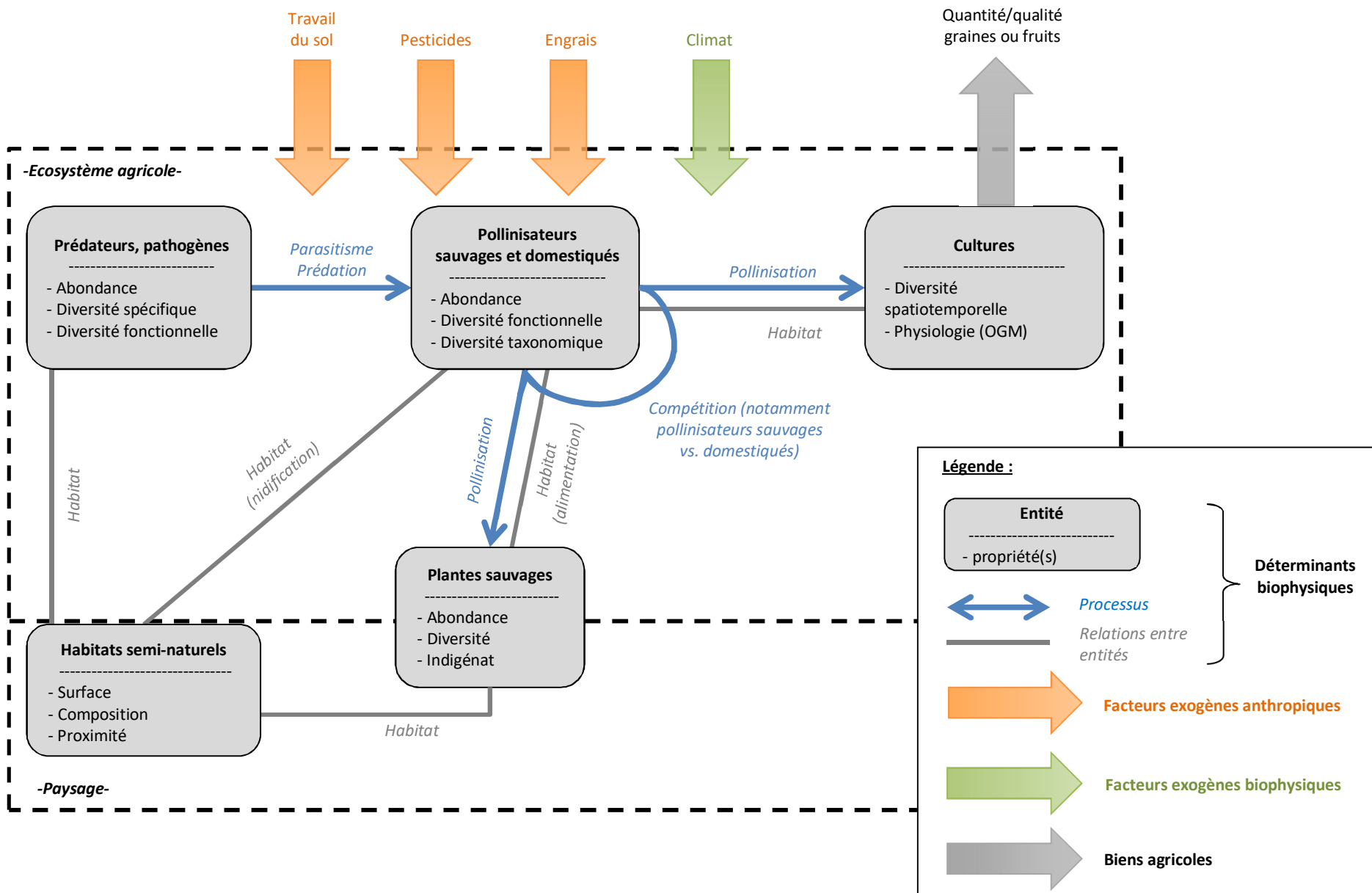
L'**agriculture biologique** combine certaines des pratiques mentionnées ci-dessus et a un effet positif démontré sur l'abondance et la diversité des pollinisateurs sauvages (synthèse dans Kennedy *et al.*, 2013), voire sur la pollinisation directement (Andersson *et al.*, 2012). Les mécanismes impliqués dans ces effets positifs de l'agriculture biologique sur les pollinisateurs sont cependant encore débattus (voir Chateil et Porcher, 2015 par exemple), entre des mécanismes à l'échelle de la parcelle (absence de pesticides de synthèse) ou à des échelles plus larges, de l'exploitation au paysage (présence d'habitats semi-naturels, de sites de nidification, diversité des ressources alimentaires fournies par les plantes sauvages ou les cultures...).

Les principaux déterminants biophysiques et facteurs exogènes impliqués dans la fourniture du SE sont représentés dans la figure 8-1-1.

8.1.1.5. Impact de l'agroécosystème sur les autres écosystèmes

En termes de pollinisation, la présence massive de cultures fleuries (« *Mass-Flowering Crop* ») peut causer une dilution du SE de pollinisation dans les autres écosystèmes voisins, par exemple les forêts. Cet effet négatif est dû au fait que la majorité des pollinisateurs est attirée vers ces cultures au moment de leur floraison (voir Holzschuh *et al.*, 2016 pour une analyse récente à l'échelle européenne). Il faut noter cependant que cet effet est variable selon le groupe de pollinisateurs considéré : les abeilles domestiques par exemple sont plus abondantes dans les habitats semi-naturels entourant les cultures quand la surface de grandes cultures fleuries est plus importante (Holzschuh *et al.*, 2016). Ceci peut s'expliquer par une redistribution de ces abeilles, attirées par la grande quantité de nectar offerte par les grandes cultures, vers les habitats semi-naturels, qui eux fournissent une diversité de sources de pollen.

Figure 8-1-1. Représentation schématique des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes qui modulent le SE « pollinisation »



8.1.2. Evaluation biophysique du SE

Expert coordinateur : Emmanuelle Porcher

Contributeurs scientifiques : Francesco Accatino, Colin Fontaine, Gabrielle Martin

Ingénierie de données : Francesco Accatino, Colin Fontaine, Annette Girardin, Gabrielle Martin

8.1.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture du SE

Le SE de pollinisation est probablement un des SE qui a fait l'objet du plus grand nombre de travaux visant à l'évaluer. Liss *et al.* (2013) ont récemment publié une synthèse sur la diversité des métriques utilisées pour mesurer ce SE, qui vont des taux de transfert de pollen (SE lui-même) à la disponibilité des habitats semi-naturels pour les pollinisateurs (déterminant biophysique). Ils attirent l'attention sur l'importance de bien définir le SE, en choisissant une définition appropriée au contexte. Dans le cas présent, nous considérerons plusieurs types d'indicateurs du SE, selon qu'ils quantifient directement les **taux de transfert** (effectifs, i.e. en présence d'une culture dépendante des pollinisateurs, ou potentiels, i.e. qui a lieu si une culture dépendante est présente) de pollen compatible, ou les conséquences de ce transfert pour la **production de graines ou de fruits**, ou bien qu'ils quantifient un des déterminants du transfert de pollen. A ce jour **il n'existe pas d'indicateur direct** déployé à l'échelle française : pas de données à large échelle sur les transferts de pollen, et les données brutes de production végétale confondent les effets du SE de pollinisation avec les effets des pratiques agricoles (intrants par exemple). Les indicateurs de pollinisation existants s'appuient sur une description très indirecte des déterminants biophysiques, *via* notamment la relation entre habitats semi-naturels et pollinisateurs.

Approches classiques pour mesurer le SE de pollinisation

Plusieurs types d'indicateurs existent déjà pour ce SE, mais aucun pour le moment ne propose une mesure directe du SE de pollinisation. Les indicateurs disponibles sont en général des indicateurs des déterminants biophysiques du SE, soit *via* la composition des communautés de pollinisateurs, soit *via* les variables environnementales (climat et paysage) influençant ces communautés. Par ailleurs, les indicateurs existants font souvent appel à la dépendance des espèces cultivées aux pollinisateurs, telle qu'estimée par Klein *et al.* (2007). Ces indicateurs reposent sur des modèles opérationnels (simplifiés) donnant en sortie un estimateur d'une abondance de pollinisateurs, sans la mesurer directement. Des approches fondées sur des modèles mécanistes permettant de prédire la composition des communautés de pollinisateurs, et donc les taux de pollinisation, à partir de la structure et de la composition du paysage dans l'écosystème agricole pourraient affiner ce type d'indicateur, mais n'ont pas encore été développées pour la pollinisation (voir Jonsson *et al.*, 2014 pour un exemple avec le SE de contrôle biologique). D'une manière générale ces modèles complexes ne sont pas faciles à mettre en œuvre. Dans tous les cas, ces indicateurs sont utiles pour remonter aux causes des variations de SE (voir une discussion sur les indicateurs dans Bockstaller *et al.*, 2011).

(1) **Indicateur de pollinisation** de Maes *et al.* (2011). Cet indicateur multiplie (i) une probabilité de visite par les pollinisateurs obtenue à partir de la distance à l'habitat semi-naturel le plus proche ($P = \exp(-0.53 \times \text{distance})$) ; Ricketts *et al.*, 2008) par (ii) la dépendance de la culture aux pollinisateurs (Klein *et al.*, 2007). La valeur obtenue est ensuite attribuée à l'habitat semi-naturel le plus proche (dans la limite de 5 km). Ce premier indicateur souffre de nombreuses limitations, telle l'absence de différence de qualité entre habitats naturels, et a été rapidement remplacé par l'indicateur ci-dessous. Il n'est donc pas décrit plus en détails et ne sera pas retenu.

(2) **Indicateur de potentiel relatif de pollinisation élaboré dans le cadre du programme MAES** (Maes *et al.*, 2014). Cet indicateur est produit par Zulian *et al.* (2013). Il est fondé sur une adaptation de la procédure de calcul de l'outil InVEST⁵ concernant le SE de pollinisation (Lonsdorf *et al.*, 2009; Kareiva *et al.*, 2011). Il a été développé initialement pour cartographier les SE à échelle fine, mais modifié pour des échelles plus larges (Figure 8-1-2). Il s'agit d'un indicateur centré sur le modèle « abeille sauvage », mais qui peut être étendu à

⁵ <http://www.naturalcapitalproject.org/invest/>

d'autres types de pollinisateurs sous réserve de disposer des informations nécessaires sur l'écologie de ces groupes (distance moyenne de vol et effet du climat sur l'activité). L'exemple des abeilles sauvages, avec une courte distance de vol, est d'ailleurs considéré comme conservateur par les auteurs : inclure d'autres pollinisateurs avec des distances de vol plus grandes devrait augmenter la valeur du potentiel relatif de pollinisation. Les grandes étapes de la construction de cet indicateur sont les suivantes :

(i) Production d'un indice d'abondance des pollinisateurs dans chaque classe d'habitat, à partir d'estimations des sources de nourritures et des sites de nidification obtenues dans la littérature ou à dire d'expert ; chaque classe d'occupation du sol définie à partir de CORINE Land Cover 2000 reçoit ainsi une valeur de « *nesting suitability* » et de « *floral availability* » comprise en 0 (pour les sites en construction par exemple) et 1 (pour les ressources florales des prairies naturelles par exemple).

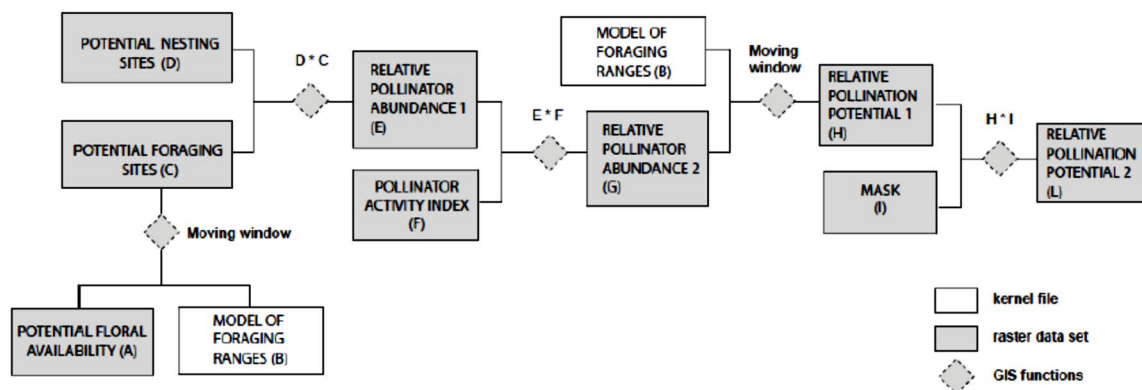
(ii) l'information CORINE Land Cover 2000 est complétée dans certains habitats par des données à plus forte résolution : dans les forêts, pour distinguer lisières et bordures, les espaces en eau, pour identifier les zones ripariennes, sur les bords de route... Dans les écosystèmes agricoles, qui nous concernent plus directement ici, les indices de disponibilités en ressources florales et en sites de nidification sont parfois rehaussés en fonction de l'intensité des pratiques (valeurs plus élevées dans les zones d'agriculture à Haute Valeur Naturelle) ; par ailleurs, des informations sur l'assolement (modèle CAPRI⁶) permettent également de moduler les deux indices en fonction de l'espèce cultivée.

(iii) Pondération de l'abondance des pollinisateurs par un indice d'activité des pollinisateurs fondé sur les conditions climatiques (et spécifique de l'espèce de pollinisateur).

(iv) Utilisation d'un modèle de déplacement des pollinisateurs pour la recherche de nourriture, s'appuyant sur la distance moyenne de vol des abeilles solitaires (200m) pour inférer **l'indice de potentiel relatif de pollinisation** à un endroit donné en fonction du paysage alentour.

Zulian *et al.* (2013) proposent également une évaluation des risques associés à une perte complète des pollinisateurs, à partir de la distribution spatiale des espèces cultivées et de leur dépendance aux pollinisateurs pour la production. Ici nous ne retenons que l'indice de potentiel relatif de pollinisation, qui comme son nom l'indique informe sur un **potentiel** de pollinisation, indépendamment de la présence de cultures dépendantes des pollinisateurs. Cette information nous paraît plus riche qu'une comparaison entre le potentiel de pollinisation et la surface de cultures dépendantes, par exemple pour raisonner sur les endroits où l'implantation d'une culture dépendante des pollinisateurs a le plus de sens.

Figure 8-1-2. Représentation schématique de la structure du modèle utilisé pour produire une carte de potentiel relatif de pollinisation. Tirée de Zulian *et al.* (2013).



Avantages : Une carte à la résolution 100mx100m est déjà disponible pour la France métropolitaine.

Faiblesses : comme l'indicateur précédent, l'indicateur de Zulian *et al.* (2013) est fondé sur l'hypothèse d'une relation entre distance aux habitats semi-naturels et fréquence de visite par les pollinisateurs. Il n'inclut pas d'information directe sur les pollinisateurs ou la pollinisation. De plus, il repose sur une revue de la littérature, mais également en grande partie sur le « dire d'experts ». Il omet également certains petits éléments du paysage agricole susceptibles de favoriser la présence de pollinisateurs (bandes fleuries, mares...).

Notons que le programme MAES recommande également un indicateur de distribution et de richesse spécifique des pollinisateurs, qui ne peut toutefois pas être renseigné à l'échelle européenne faute de données.

⁶ <http://www.capri-model.org/dokuwiki/doku.php?>

Pour représenter ces déterminants, il faudrait idéalement pouvoir disposer de données sur la présence, mais aussi l'abondance des différentes espèces de pollinisateurs (Koh *et al.*, 2016), avec une forte résolution spatiale (échelle de la parcelle) et temporelle (suivi annuel). En France, des programmes de sciences participatives tels que le Suivi Photographique des Insectes Pollinisateurs (SPIPoll, www.spipoll.org) permettent d'accéder à certaines données de ce type. Le SPIPoll utilise un protocole standardisé pour le suivi des invertébrés floricoles : pendant 20 minutes, l'observateur doit prendre en photo tous les invertébrés visitant les fleurs d'une plante qu'il a choisie. Un outil d'identification en ligne permet de déterminer les morpho-espèces⁷ pour chaque observation ; les photos sont déposées en ligne, ce qui permet une validation *a posteriori* des identifications. Ces données peuvent permettre de caractériser l'abondance et la diversité (taxonomique et fonctionnelle) des pollinisateurs, qui sont de bons indicateurs de l'efficacité de la pollinisation. Une première tentative d'utilisation de ces données pour produire un indicateur du SE de pollinisation, par l'intermédiaire de ses déterminants majeurs, est présentée ci-après.

Enfin il existe également quelques autres indicateurs indirects s'appuyant sur la disponibilité en ressources pour les pollinisateurs. L'**indicateur de valeur pollinisatrice** (« *pollination value* ») de Ricou *et al.* (2014) est fondé sur la composition des communautés végétales, et les traits des espèces présentes. Pour différents groupes de pollinisateurs, ils quantifient le caractère favorable ou non d'une large gamme de traits floraux (taille, forme, couleur, récompenses...), ce qui permet de calculer une valeur pollinisatrice par espèce *via* des arbres de décision ; ces valeurs sont ensuite agrégées à l'échelle de la communauté végétale. L'indicateur est conçu pour évaluer la valeur pollinisatrice d'une ou plusieurs bordures de champ en systèmes de grandes cultures ; il est donc surtout pertinent à échelle très fine et il paraît difficile de l'étendre à l'ensemble du territoire national. A une échelle plus large, une cartographie des ressources en nectar a récemment été proposée pour la Grande Bretagne (Baude *et al.*, 2016). Cet indicateur a été construit en combinant des mesures expérimentales de quantité de nectar produite par plusieurs centaines d'espèces de fleurs, avec une cartographie précise des habitats naturels et de la composition floristique de ces habitats.

Méthodologie idéale pour évaluer le SE de pollinisation

En écologie, il existe une méthodologie standardisée pour estimer dans quelle mesure la production de graines est limitée par les apports de pollen (par opposition à une limitation par les ressources nécessaires au développement des graines). Elle se fonde sur une comparaison des productions de graines de fleurs ou de plantes entières pollinisées librement vs. des fleurs ou plantes entières ayant reçu un supplément de pollen appliqué manuellement (Ashman *et al.*, 2004; Knight *et al.*, 2005). La supplémentation en pollen à l'échelle de la plante entière est préférable pour éviter des effets confondants de réallocations de ressources entre fleurs. Alternativement, des approches d'exclusion des pollinisateurs (tout ou rien), idéalement toujours sur l'ensemble d'une plante, permettent d'évaluer le niveau **effectif** du SE de pollinisation, à partir des réductions observées dans la quantité et la qualité de la production. Elles ont été appliquées par exemple par Vaissière *et al.* (2011), Klatt *et al.* (2014) ou Rader *et al.* (2015) pour des espèces cultivées; par Knight *et al.* (2005) pour les espèces sauvages.

Une méthode idéale de quantification du SE est donc l'approche expérimentale décrite ci-dessus : comparaison des productions (nombre et qualité des graines et des fruits) (1) de plantes pollinisées librement, (2) de plantes pour lesquelles les pollinisateurs sont exclus, et (3) de plantes avec supplémentation de pollen compatible (Ashman *et al.*, 2004; Knight *et al.*, 2005), pour les espèces cultivées ET pour des espèces de plantes sauvages, sur l'ensemble du territoire, à une résolution très fine (exploitation, voire parcelle). Ce n'est pas envisageable à l'heure actuelle.

Un indicateur plus indirect du SE de pollinisation, et à long terme (c'est-à-dire synthétisant les effets de la pollinisation sur plusieurs années, voire dizaines d'années) peut être fourni par la composition des communautés végétales de plante sauvages au sein des écosystèmes agricoles. Ces communautés sont susceptibles d'être plus riches en espèces dépendantes des pollinisateurs pour leur reproduction quand la pollinisation est efficace (par exemple Biesmeijer *et al.*, 2006). A noter cependant que la causalité peut aller dans les deux sens (plus de plantes car plus de pollinisateurs ou plus de pollinisateurs car plus de plantes).

⁷Dans le cadre du SPIPoll, une morpho-espèce est un groupe d'individus défini sur la base de caractéristiques morphologiques visibles sur des photographies d'insectes prises en conditions naturelles. Une morpho-espèce peut inclure une ou plusieurs espèces, mais chaque espèce n'appartient qu'à une seule morpho-espèce.

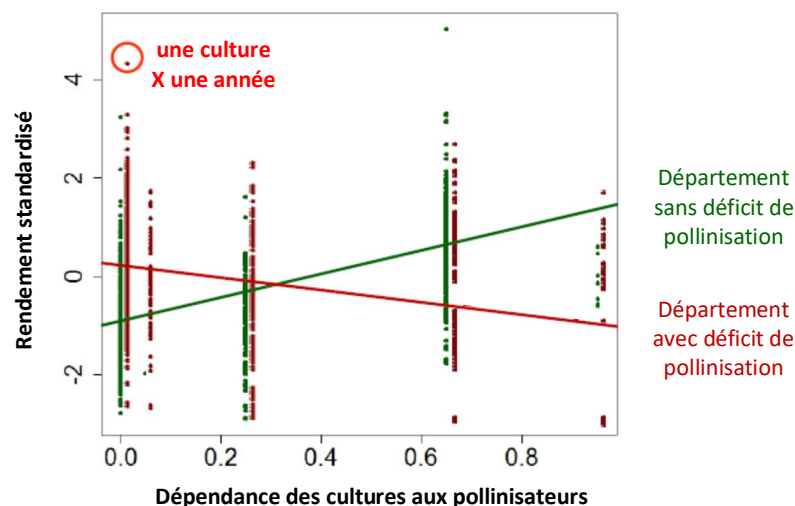
Méthodologies appliquées dans EFESE-écosystèmes agricoles

(1) La carte du **potentiel de pollinisation** (Zulian *et al.*, 2013) est déjà disponible pour la France métropolitaine⁸.

(2) **Indicateur du SE de pollinisation fondé sur les rendements des cultures** : un indicateur plus direct du SE de pollinisation a été calculé à la résolution du département et à l'échelle de la France métropolitaine, à partir des données de production agricole du Service de la Statistique et de la Prospective du Ministère de l'agriculture (SSP-AGRESTE), sur la base des travaux de Deguines *et al.* (2014). Ces travaux utilisent les données de rendement des cultures à l'échelle régionale, la dépendance des cultures aux pollinisateurs, et un indice d'intensité des pratiques agricoles dérivé de l'indicateur « High Nature Value ». Pour les espèces non-dépendantes des pollinisateurs, ils observent une relation attendue entre l'intensité des pratiques et les rendements ainsi que la stabilité temporelle des rendements. Ces effets positifs de l'intensité des pratiques s'atténuent quand la dépendance aux pollinisateurs augmente, jusqu'à s'annuler pour les cultures les plus dépendantes. Ils interprètent ces résultats comme une diminution du SE de pollinisation causée par l'intensification des pratiques.

Le nouvel indicateur de pollinisation fondé sur les rendements des cultures a été évalué en considérant, pour chaque département français, la **pente de la relation entre rendement des cultures** (standardisé pour être comparable entre espèces– cf. Annexe 8-B) **et dépendance des cultures aux pollinisateurs** (voir figure 8-1-3). Dans un département avec un déficit de pollinisation, on attend que les rendements standardisés soient plus faibles pour les cultures dépendantes des pollinisateurs que pour celles qui n'en dépendent pas, donc une pente négative de cette relation. Par contraste, dans les départements où le service de pollinisation est meilleur, on attend une pente plus élevée (par exemple positive ou nulle, figure 8-1-3). Il faut noter que cet indicateur est relatif : par construction, du fait de la standardisation des rendements, l'existence de pentes négatives dans certains départements implique l'existence de pentes positives dans d'autres. Une pente positive ne doit donc pas s'interpréter comme un bon service de pollinisation dans l'absolu, mais comme un service de pollinisation meilleur que dans les départements ayant des pentes nulles ou négatives.

Figure 8-1-3. Illustration de la relation entre rendement standardisé des cultures et dépendances des cultures aux pollinisateurs, pour deux départements contrastés



La régression statistique entre rendement standardisé des cultures et leur dépendance aux pollinisateurs permet également d'obtenir un intervalle de confiance pour la pente de la relation, qui fournit ainsi une estimation de la précision de l'indicateur.

Forces : il s'agit du seul indicateur disponible quantifiant directement la production de graines et de fruit grâce à la pollinisation.

Faiblesses : un tel indicateur n'a encore jamais été testé. Parmi les limites d'ores et déjà identifiées :

(i) des difficultés d'accès à certaines données de rendement pour les petites productions dans un département, dues au secret statistique

⁸ Reprise dans la publication de l'évaluation publiée récemment par le CGDD (Beyou *et al.*, 2016).

(ii) Pas assez de données pour certains départements (Paris et petite couronne)

(iii) Risque de sous-estimation de l'efficacité de la pollinisation, dans le cas d'une adaptation locale des espèces cultivées qui serait corrélée à leur dépendance aux pollinisateurs (espèces peu dépendantes des pollinisateurs bien adaptées aux conditions climatiques du nord de la France et vice-versa, voir section sur les recommandations et travaux à venir).

3) **Indicateur de richesse des morpho-espèces des pollinisateurs** : avec le développement des suivis participatifs de biodiversité tels que le SPIPoll (*cf. supra*), des données sur la distribution et l'abondance des pollinisateurs en France sont désormais disponibles. Un indicateur de richesse des morpho-espèces de pollinisateurs a été estimé à une résolution fine (mailles de 100m x 100m) à partir de modèles linéaires mixtes pour différentes classes d'habitats et régions biogéographiques de France métropolitaine (pas de suivi dans les DROM-COM) en utilisant les données SPIPoll, avec un compromis entre la résolution spatiale et la zone géographique couverte. En effet, il faut un minimum de données pour une estimation correcte de la richesse (au moins 50, idéalement >100, par classe d'habitat régionale). Avec les données actuelles, il est possible d'obtenir un indicateur pour sept classes d'habitat (urbain habitation, urbain équipement, terres arables, zones agricoles hétérogènes, prairies, milieux ouverts, forêts) dans les quatre régions biogéographiques française (atlantique, méditerranéen, continental et alpin). Les variations dues à l'identité de la plante hôte sont contrôlées en sélectionnant seulement les 24 genres de plantes les plus fréquents dans le jeu de données, et en intégrant un effet « plante hôte » dans les modèles linéaires.

Forces : premier indicateur fondé directement sur les pollinisateurs

Faiblesses : peu d'espèces étant identifiables sur photo, on ne mesure pas la composition spécifique, mais la richesse des morpho-espèces est un bon estimateur de la richesse spécifique ; de plus plusieurs études montrent que c'est la diversité des groupes fonctionnels, plus que des espèces, qui améliore l'efficacité de la pollinisation (par exemple Hoehn *et al.*, 2008; Fründ *et al.*, 2013); si les morpho-espèces correspondent en partie à des groupes fonctionnels (ceci reste à tester), c'est un indicateur pertinent. Il y a une surreprésentation des écosystèmes urbains dans les données. Enfin, les données d'abondance ne sont pas toujours disponibles.

8.1.2.2. Résultats et analyse

Représentation cartographique et interprétation

Pour les indicateurs dont l'évaluation a du sens dans tous les écosystèmes (indicateur de pollinisation potentielle relative et richesse des pollinisateurs), nous présentons deux cartes. L'une couvre l'ensemble du territoire métropolitain. Dans l'autre un masque cache tous les écosystèmes non agricoles. Ce masque est construit à partir des données CORINE Land Cover 2012, en ne conservant que les classes 2xx, 321 et 333. Pour l'indicateur du SE fondé sur le rendement, seule la carte des écosystèmes agricoles est présentée, car l'indicateur n'a pas de sens en dehors de ces écosystèmes.

Figure 8-1-4. Indice de potentiel relatif de pollinisation

a) sur l'ensemble du territoire métropolitain, à l'exception des surfaces sans végétation (eau et sommets des montagnes, en blanc) ; b) sur les seuls écosystèmes agricoles. L'indice est sans unité, calculé pour chaque maille de 100m x 100m. Les quatre classes de couleurs sont bornées par les valeurs minimale, maximale et les trois quartiles. Le potentiel de pollinisation augmente dans le sens du gradient rouge (faible) → vert (élevé).

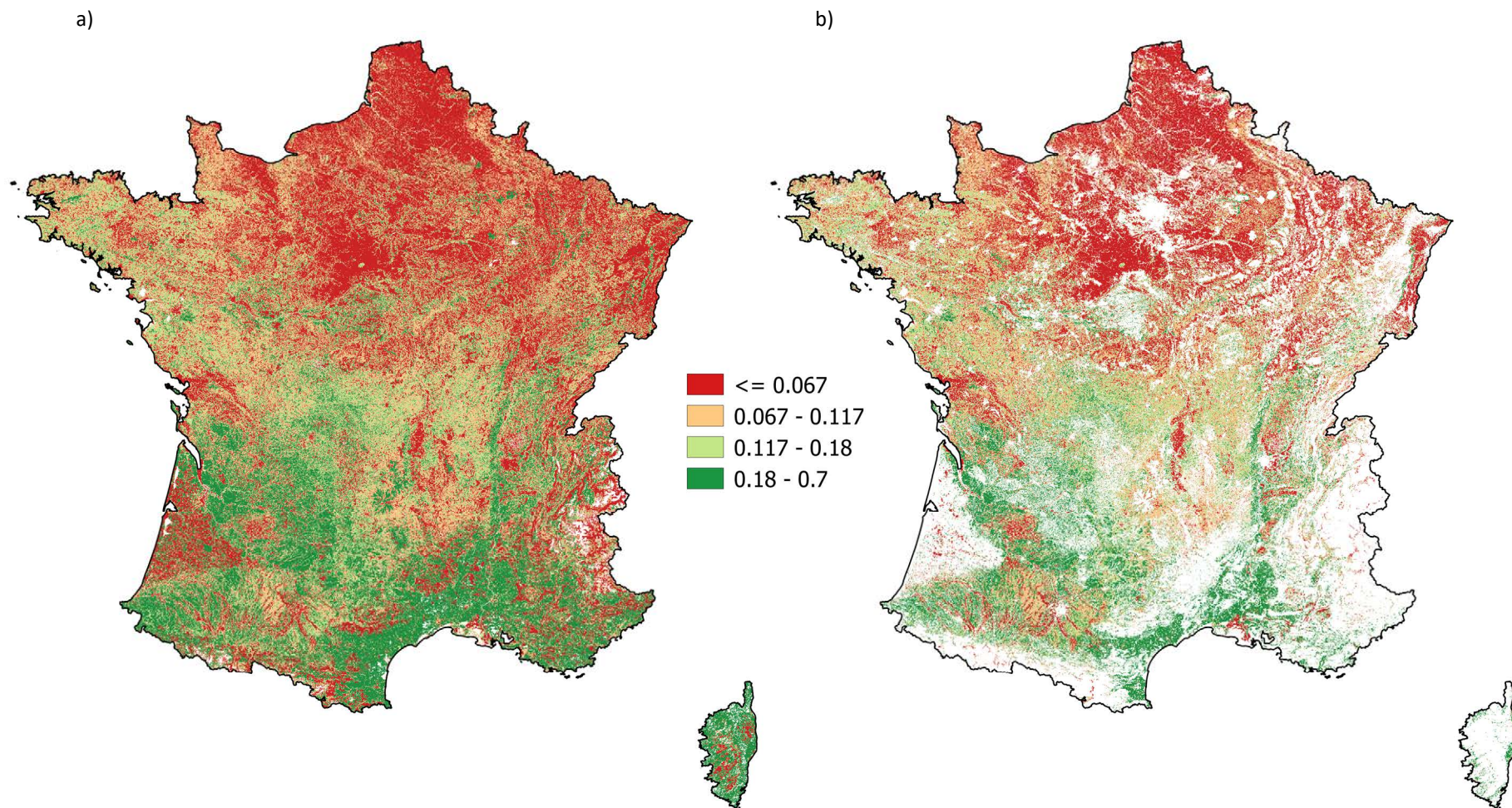


Figure 8-1-5. Indice de pollinisation fondé sur le rendement des cultures, sur les seuls écosystèmes agricoles.

a) Valeurs de l'indice (l'indice est sans unité). Une seule valeur est disponible par département, Paris et la petite ceinture ne sont pas inclus faute de données suffisantes. L'échelle de couleur est proportionnelle à la valeur de l'indice. La carte représente dans quelle mesure il existe un déficit de pollinisation pour les cultures dépendantes de la pollinisation : la transition des valeurs positives aux valeurs négatives indique un déficit croissant du service de pollinisation.

b) Intervalle de confiance de l'indice (= intervalle de confiance de l'estimateur de la pente de la relation entre rendement standardisé et dépendance aux pollinisateurs). Plus la valeur est élevée, plus la valeur de l'indice présenté en carte a. est incertaine

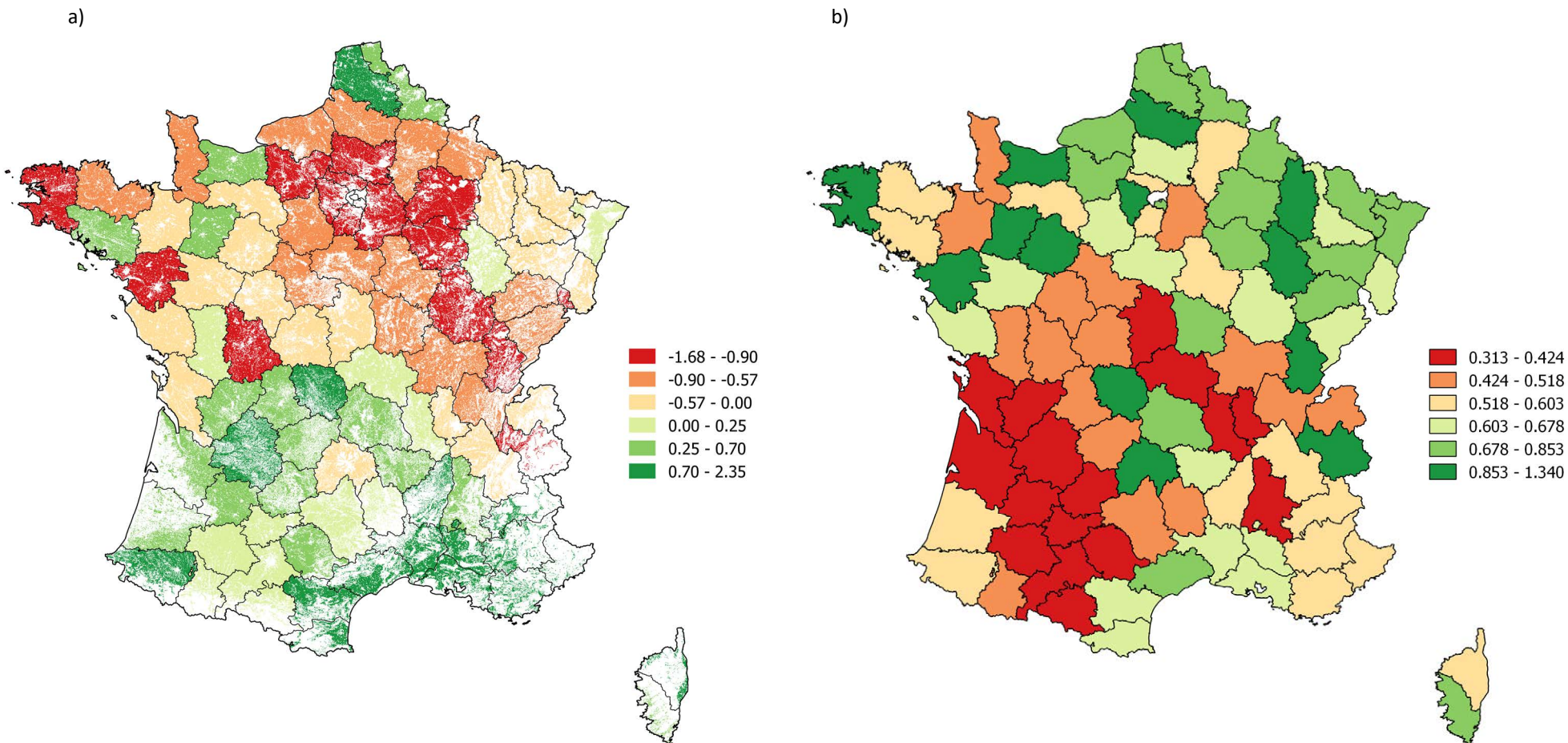
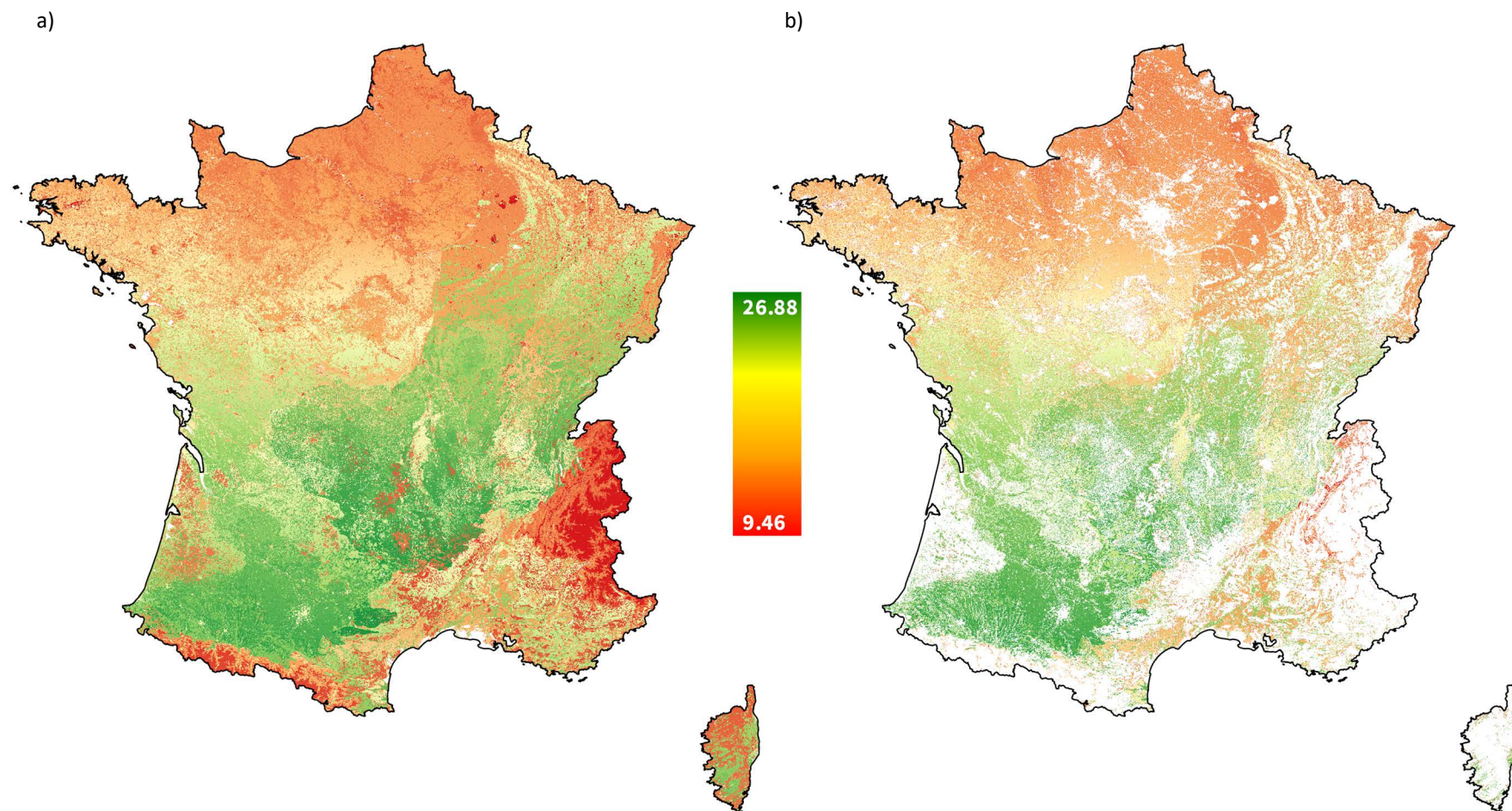


Figure 8-1-6. Richesse des morpho-espèces de pollinisateurs estimée à partir des données du Suivi Photographique des Insectes Pollinisateurs.

a) sur l'ensemble du territoire métropolitain, à l'exception des surfaces sans végétation (eau et sommets des montagnes, en blanc) ;

b) sur les seuls écosystèmes agricoles.

L'indicateur s'exprime en nombre de morpho-espèces présentes dans chaque maille de 100m x 100m. Le gradient de couleur, du rouge au vert, représente le gradient de valeurs entre le minimum (9,46 morpho-espèces / maille) et le maximum (28,66 morpho-espèces / maille)



Potentiel relatif de pollinisation

Les cartes de la figure 8-1-4 présentent le potentiel relatif de pollinisation de Zulian *et al.* (2013) dans des mailles de 100m x 100m. L'échelle des couleurs a été choisie de façon à bien visualiser les valeurs les plus élevées, qui sont relativement rares (voir la légende pour le détail des explications).

Rappelons que cet indice s'appuie en grande partie sur des avis d'expert, combinés à une synthèse des données de la littérature scientifique, pour modéliser le comportement des pollinisateurs. Il n'est pas validé empiriquement ni calibré avec des données de terrain. De plus, il n'intègre pas d'autres déterminants biophysiques ou facteurs exogènes importants qui peuvent modifier la distribution des pollinisateurs (utilisation de pesticides par exemple, même si celle-ci est partiellement incluse dans les classes d'agriculture à Haute Valeur Naturelle). Cependant il peut fournir une première idée de la distribution potentielle des habitats des pollinisateurs, et de l'espace sous influence de leur activité pollinisatrice à partir de ces habitats. La représentation montre un fort gradient nord/sud, qui est également observé à l'échelle de l'Europe (Zulian *et al.*, 2013) et qui est en partie attribuable à un gradient de température favorisant l'activité des abeilles aux basses latitudes. En France, une partie de ce gradient est probablement aussi causée par la configuration du paysage, avec une plus faible densité d'habitats semi-naturels au Nord de la France (Bassin Parisien au sens large). On observe également que l'indice potentiel de pollinisation est élevé sur les bordures des forêts, mais pas au cœur (voir l'exemple des Landes), ce qui reflète une des hypothèses de construction de l'indice : une plus forte valeur des lisières comme fournisseurs de sites de nidification et de ressources florales par rapport au cœur des forêts. Les habitats hétérogènes, contenant une mosaïque de parcelles, de prairies et de petits massifs forestiers sont donc ceux qui montrent les valeurs les plus élevées du potentiel relatif de pollinisation.

Indice de pollinisation fondé sur le rendement

Cet indice n'est pas disponible à un grain très fin, puisqu'il est calculé à l'échelle des départements administratifs. La carte présentée en figure 8-1-5 présente donc une seule valeur par département, et les écosystèmes non agricoles sont masqués.

On observe un gradient nord-sud assez comparable à l'indice du potentiel relatif de pollinisation. En particulier, on retrouve des fortes valeurs dans le bassin méditerranéen et de plus faibles valeurs dans le bassin parisien. Ce patron est cohérent avec les résultats de Deguines *et al.* (2014), qui montraient un déficit de pollinisation dans les zones d'agriculture intensive (identifiées à partir de l'indicateur « Haute Valeur Naturelle »), et une pollinisation plus efficace (mais pas nécessairement complètement efficace) dans les régions d'agriculture plus extensive, riches en habitats semi-naturels. Cependant cette cohérence n'est pas surprenante puisque Deguines *et al.* (2014) utilisaient les mêmes données et une approche semblable. La précision est en général assez uniforme sur l'ensemble du territoire, sans biais systématique de la précision vers des départements avec une forte ou une faible valeur du SE.

Comme souligné dans l'Annexe 8-B, cette carte doit être interprétée avec précaution, car une partie du gradient observé pourrait être causée par une adaptation locale des espèces cultivées, en relation avec leur dépendance aux pollinisateurs. Dans le bassin méditerranéen par exemple, les conditions pédoclimatiques sont généralement peu favorables aux grandes cultures non dépendantes des pollinisateurs, comme le maïs, et plus favorables aux arbres fruitiers, très dépendants des pollinisateurs. Un tel phénomène peut engendrer une relation positive entre rendement normalisé et dépendance des pollinisateurs et une sous-estimation du SE de pollinisation réel. Cependant la cohérence entre les différents indicateurs (indice de potentiel relatif de pollinisation et richesse en pollinisateurs, cf. ci-dessous), qui reste à examiner dans le détail, suggère qu'au moins une partie des patrons observés est due à des variations dans le SE de pollinisation.

Indice de richesse taxonomique des pollinisateurs

Les cartes de la figure 8-1-6 présentent la richesse (nombre de morfo-espèces) des pollinisateurs, observée pendant 20 minutes sur une espèce de plante à fleurs, dans des mailles de 100 m x 100 m.

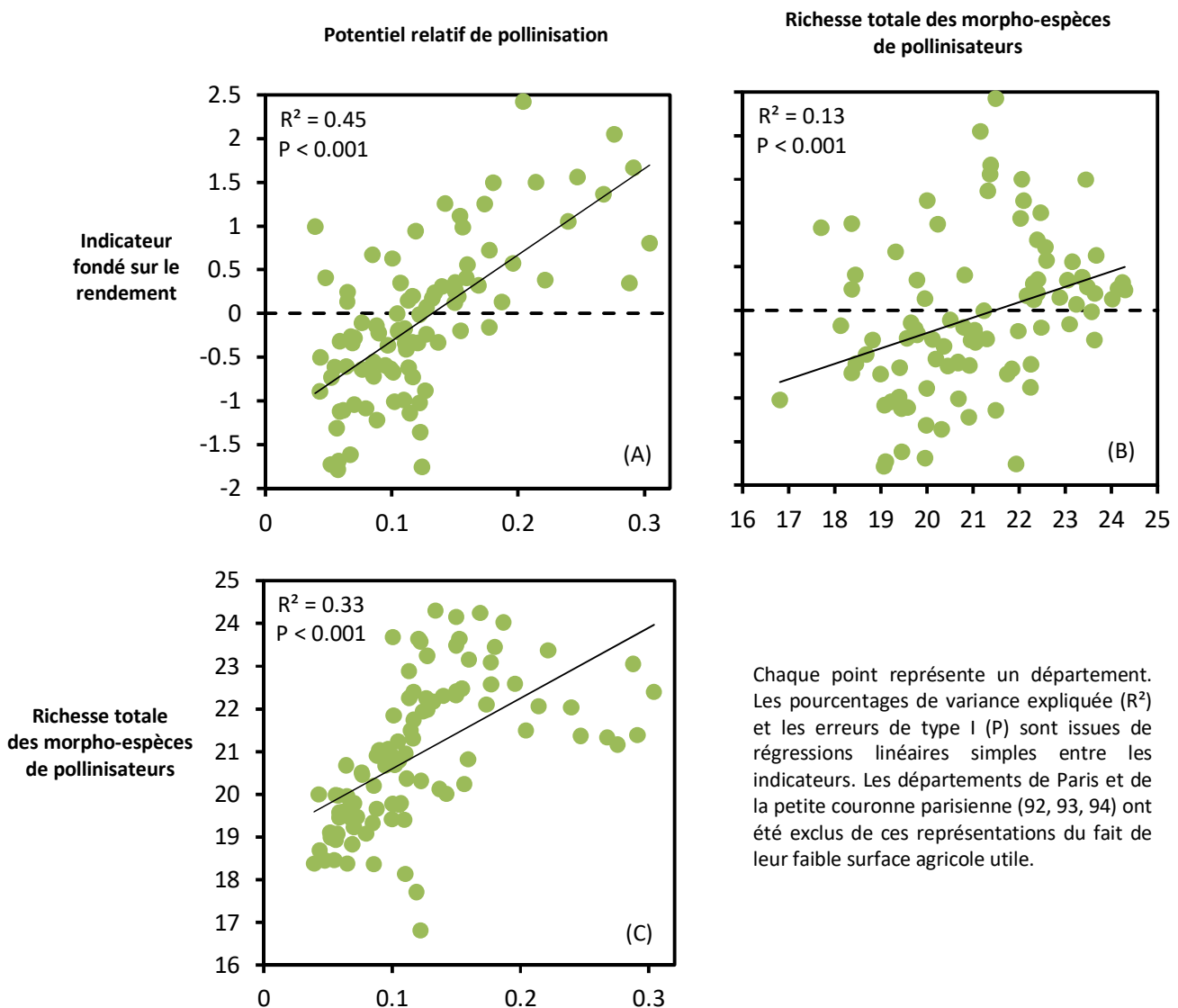
On retrouve toujours un gradient nord-sud, compatible avec une plus forte activité des pollinisateurs sous des températures plus élevées, mais surtout avec le gradient latitudinal de richesse spécifique observé plus généralement pour presque tous les groupes taxonomiques, et dont les causes sont multiples (Fine, 2015). Par ailleurs, la faible richesse en pollinisateurs dans les zones de montagnes est cohérente avec les données de la littérature (Arroyo *et al.*, 1985).

Il existe cependant une différence notable par rapport aux deux indicateurs précédents : une richesse assez faible dans le bassin méditerranéen, alors que les deux autres indicateurs présentaient des valeurs élevées dans cette région. Ces faibles valeurs sont dues en grande partie aux variations de la richesse en diptères, qui représentent une proportion importante des morpho-espèces échantillonnées dans le programme SPIPoll et qui sont peu diversifiées autour de la Méditerranée du fait d'un climat trop chaud (Elberling et Olesen, 1999). Or, l'indicateur du potentiel relatif de pollinisation de Zulian *et al.* (2013) est construit sur l'exemple des abeilles, en utilisant des données relatives à l'écologie de ces espèces et ne fournit donc pas de prédictions fiables pour le groupe des diptères. En ce qui concerne la divergence avec l'indicateur fondé sur le rendement, on peut supposer que la pollinisation dans le bassin méditerranéen dépend peu du groupe des diptères, bien que des travaux récents suggèrent un rôle important de ce groupe dans le SE de pollinisation en général (Rader *et al.*, 2015).

Analyse des relations entre les trois indicateurs

Les corrélations entre les indicateurs sont illustrées en figure 8-1-7.

Figure 8-1-7. Corrélations entre les indicateurs de pollinisation pris deux à deux



Chaque indicateur est corrélé positivement avec les deux autres, avec toutefois des relations plus ou moins fortes. La relation la plus forte est obtenue entre l'indicateur fondé sur le rendement des cultures et le potentiel relatif de pollinisation de Zulian *et al.* (2013) (Figure 8-1-7-A), ce qui est cohérent avec le fort gradient nord-sud observé pour les deux indicateurs. Cette bonne corrélation suggère donc que les deux indicateurs apportent des informations cohérentes, bien qu'ils soient construits à partir de jeux de données complètement indépendants. La richesse totale des morpho-espèces de pollinisateurs est également relativement bien corrélée avec le potentiel relatif de pollinisation (Figure 8-1-7-C), et ce malgré le fait que le potentiel relatif de pollinisation n'est pour l'instant calculé que pour les abeilles sauvages, alors que la richesse totale inclut tous les groupes d'insectes pollinisateurs. Cette relation doit être en partie expliquée une fois de plus par le gradient nord-sud, que l'on retrouve notamment pour les coléoptères et les lépidoptères. Enfin, la corrélation entre l'indicateur fondé sur le rendement et la richesse totale des pollinisateurs est plus faible, quoique toujours positive et significative. Cette moindre corrélation reste difficile à expliquer pour le moment et on ne peut que formuler des hypothèses (par exemple, l'abondance totale des pollinisateurs pourrait être un meilleur prédicteur que la richesse). Une étude plus approfondie de ces indicateurs et de leurs relations est donc indispensable (cf. partie suivante).

De façon générale des études plus approfondies sont requises pour aller plus loin dans l'interprétation de ces corrélations, qui ne reflètent pas nécessairement des causalités. Par exemple, il est tentant de penser que l'indicateur du potentiel relatif de pollinisation fournit une vision fiable de l'abondance en pollinisateurs dans une région, et donc de la pollinisation réalisée, ce qui expliquerait sa forte corrélation avec l'indicateur de pollinisation fondé sur le rendement. Cependant d'autres interprétations sont possibles, et à ce stade, au moins aussi probables. Par exemple, les deux indicateurs peuvent être influencés par une variable commune, telle la latitude, sans avoir de relation de causalité : le gradient de température Nord-Sud est une composante importante du potentiel relatif de pollinisation, mais il existe un gradient Nord-Sud dans l'intensité des pratiques agricoles, qui peut influencer l'indicateur fondé sur le rendement. Il faut donc attendre de pouvoir comparer ces différents indicateurs à des mesures directes de la pollinisation par approches expérimentales avant d'aller plus avant dans l'interprétation de ces patrons.

8.1.2.3. Développements ultérieurs et perspectives de recherche

Formalisation des recommandations et des travaux à mener pour améliorer la prédiction du niveau de SE de pollinisation des cultures.

Indicateur du potentiel relatif de pollinisation

Parmi les limites de cet indicateur, on note le fait qu'il soit pour l'instant appuyé uniquement sur l'exemple des abeilles sauvages, alors que les autres groupes de pollinisateurs contribuent de façon non négligeable au SE de pollinisation des cultures (Rader *et al.*, 2015). Rien n'interdit de généraliser l'indicateur à d'autres groupes d'insectes, mais cela suppose de disposer d'informations sur l'écologie de ces groupes, en particulier de connaître (i) la disponibilité des sites de reproduction et des ressources alimentaires dans les différentes classes d'occupation du sol, (ii) leur capacité de déplacements et les patrons de déplacement (différence par exemple entre les « *central place foragers* » tels les abeilles, qui rayonnent autour de leur nid, et d'autres groupes qui abandonnent leur site de ponte, (iii) la sensibilité aux variables climatiques comme la température. A l'heure actuelle ces données sont très peu disponibles, mais on peut envisager une augmentation de ces connaissances grâce à des programmes de suivi à grande échelle comme le SPIPoll.

Une autre limite de l'approche de l'indicateur de Zulian *et al.* (2013) est l'absence de prise en compte de petits éléments, notamment linéaires, qui peuvent être des sites importants de reproduction ou d'alimentation des pollinisateurs dans les écosystèmes agricoles : bandes enherbées, jachères fleuries, milieux humides de petite taille... Si cet oubli n'a pas de conséquences sur les grands patrons observés à l'échelle de la France entière, il peut avoir des effets plus importants à une échelle très locale, par exemple pour caractériser le déficit de pollinisation en superposant potentiel relatif de pollinisation et implantation des cultures dépendantes des pollinisateurs. Une piste possible pour tester les effets de l'inclusion de petites structures linéaires serait d'utiliser les données de la BD TOPO® de l'IGN, de précision métrique, alors que la largeur minimum des éléments linéaires est de 100m dans CORINE Land Cover. Une comparaison de la carte de Zulian *et al.* (2013) avec une carte incluant les petits éléments boisés (haies et bois de petite surface), sources de ressources alimentaires et de sites de nidification, permettrait de quantifier l'importance de ces petits éléments pour l'estimation du SE de pollinisation localement.

Indicateur de pollinisation fondé sur les rendements

Cet indicateur est susceptible d'être influencé par une adaptation locale des différents types de culture (en caricaturant, les cultures peu dépendantes des pollinisateurs seraient adaptées aux conditions et pratiques du nord de la France, alors que les cultures très dépendantes seraient adaptées au sud de la France) ; en conséquence, l'indicateur sous-estime donc le SE de pollinisation, mais il est difficile de quantifier cet effet. Plusieurs options sont possibles pour pallier cela : (i) étudier le gradient latitudinal de rendement des cultures, pour vérifier ou infirmer la présence d'un gradient nord-sud différent selon la dépendance des cultures aux pollinisateurs ; (ii) vérifier si l'indicateur calculé à partir des rendements est corrélé aux autres indicateurs du SE disponibles (cf. ci-dessous) ; (iii) mesurer le SE de pollinisation à partir de la méthode présentée dans la partie « Méthodologie idéale » dans un grand nombre de départements et de situations (habitat local, structure du paysage etc...) et comparer ces estimations avec les valeurs de l'indicateur. Cette dernière option est bien entendue la plus ambitieuse.

Une autre limite de l'indicateur est la faible résolution spatiale, à l'échelle des départements administratifs. Disposer des données de rendement des cultures à une échelle plus fine (petite région agricole par exemple) permettrait d'affiner le grain, sous réserve cependant que la quantité de données disponible reste suffisante pour l'analyse statistique au sein de chaque région.

Indicateur de richesse des morpho-espèces de pollinisateurs

Pour cet indicateur, la principale limite est la quantité de données disponible. Malgré le fait que la base de données SPIPoll constitue une source de données unique dans son volume (plusieurs centaines de milliers d'observations dans plusieurs dizaines de milliers de sites) et dans sa qualité (données récoltées selon un protocole standardisé, permettant des comparaisons entre sites), elle reste limitée pour évaluer le SE de pollinisation dans les écosystèmes agricoles pour les raisons suivantes :

- (i) Les écosystèmes agricoles sont sous-échantillonnés par rapport à d'autres habitats comme les milieux urbains ;
- (ii) La densité de l'échantillonnage est trop faible par rapport à l'échelle de structuration des communautés de pollinisateurs (de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres), qui dépend notamment des distances de dispersion des pollinisateurs. Il n'a donc pas été possible d'utiliser les techniques d'interpolation spatiales (krigeage), qui permettent de prédire la valeur d'un site non échantillonné à partir de l'information contenue dans les sites voisins.

Avec le temps la quantité de données disponibles va augmenter, et il est possible de lancer des programmes spécifiques ciblés sur un type d'écosystème (pour renforcer la quantité de données dans les écosystèmes agricoles). Une autre option à terme serait d'utiliser les données d'autres observatoires de biodiversité, tel l'Observatoire Agricole de la Biodiversité⁹, qui se focalise sur les écosystèmes agricoles.

Ces données plus abondantes permettront de gagner en précision sur l'estimateur, et de raffiner leur analyse géographique (structurer par Petite Région Agricole par exemple plutôt que par région biogéographique).

Poursuite de l'analyse des relations entre les trois indicateurs

A terme il est indispensable d'analyser plus finement les relations entre les trois indicateurs proposés. Cette analyse n'est pas proposée ici car pour être conduite rigoureusement elle nécessite certaines données non disponibles au moment de la rédaction, pour bien comprendre le rôle des différentes variables environnementales. L'approche cartographique et les corrélations brutes permettent d'ores et déjà d'identifier des points de convergence (gradient latitudinal) mais également des différences nettes (forte valeur de l'indicateur de potentiel relatif de pollinisation et de l'indicateur fondé sur les rendements dans le bassin méditerranéen, mais valeur moyenne de l'indicateur de richesse des morpho-espèces de pollinisateurs dans cette même région).

L'analyse plus fine des corrélations, associées à d'autres variables susceptibles d'influencer le SE de pollinisation, permettra d'identifier comment les déterminants biophysiques (pollinisateurs) sont influencés par les facteurs exogènes, notamment les conditions bioclimatiques. Parmi ces variables à prendre en compte, on peut citer les pratiques agricoles (itinéraires culturaux, utilisation de pesticides et engrais azotés).

⁹ <http://observatoire-agricole-biodiversite.fr/>

8.1.3. Evaluation économique du SE

Expert coordinateur : Jean-Michel Salles

Ingénierie de données : Thomas Poméon

La **pollinisation** entomophile est une étape déterminante de la reproduction sexuée des Angiospermes ; ce processus joue donc un rôle essentiel dans la production agricole : 60 à 80% des espèces de plantes cultivées dépendent, au moins en partie, des pollinisateurs pour la production de graines et de fruits ; cela représente 35% de la production alimentaire mondiale (Klein *et al.*, 2007).

8.1.3.1. Nature des avantages quantifiés *via* l'évaluation économique

La pollinisation est essentiellement un service rendu aux gestionnaires de l'agroécosystème (agriculteurs) puisque leur activité et leur revenu peuvent en dépendre. L'ensemble de la société en retire cependant également des avantages, notamment du fait de l'impact positif de ce service sur les prix des productions concernées et, par ce biais, sur la diversité des produits alimentaires accessibles (notamment fruits et légumes, cacao, café, etc.).

En plus de la production agricole, la pollinisation est à l'origine d'un ensemble d'avantages non-matérielles tels que l'entretien de la diversité de la flore sauvage et des paysages, et, indirectement à travers eux d'un ensemble d'autres services comme la lutte contre certains ravageurs ou contre l'érosion.

La valeur économique totale du service de pollinisation est la somme (i) des valeurs d'usage, la valeur des avantages que les gens retirent de la pollinisation, et (ii) de non-usage, les valeurs que les gens attribuent au fait de transmettre (valeur de legs) ou / et à l'existence de pollinisateurs, sans perspective d'utilisation (valeur d'existence) ou du fait de leur utilisation par d'autres (valeur d'usage par procuration) dans la mesure où leur fonction de bien-être intègre des arguments altruistes. Le concept de « valeur économique totale » n'a pas été retenu dans EFESE, la suite de l'étude du service de pollinisation va donc se centrer sur la valeur d'usage et même de façon plus spécifique pour sa contribution à la production agricole. L'évaluation menée par l'IPBES (IPBES, 2016) a, au contraire, retenu une approche très large de la valeur, même si le cœur des résultats communiqués est, sur le fond, équivalent à ceux qui sont présentés ici. On peut cependant mentionner que la valeur d'usage comprend d'autres composantes, comme le maintien d'une flore sauvage diversifiée qui contribue à d'autres services, de la diversité des paysages à des contributions au contrôle de certaines pestes. Les valeurs d'option portent sur l'intérêt de maintenir des options futures de choix, tant en matière de productions agricoles que pour les services liés à la flore sauvage. Les valeurs de non-usage que le chapitre 5 du rapport de l'IPBES qualifie de « valeurs socio-culturelles », portent sur un ensemble d'aspect de l'importance des pollinisateurs plus liés à leur importance symbolique dans différents contextes bio-culturels. Il n'en sera plus question ici.

La pollinisation entomophile a une valeur d'usage parce que les biens dont la production est dépendante de ce service peuvent être utilisés directement par les humains : les récoltes, le miel, la récréation et la beauté des paysages liée à la pollinisation des plantes sauvages. La valeur d'usage est aussi indirecte car la pollinisation de la flore sauvage impliquée dans la fourniture de certains SE de régulation peut donc indirectement contribuer à la reproduction, la diversité et la pérennité des cultures. De plus, la flore sauvage dont la reproduction, diversité et pérennité est rendue possible par la pollinisation, contribue aux ressources alimentaires des animaux sauvages ou d'élevage (du fait de leur présence dans les prairies, parcours, estives...). Enfin, la valeur d'usage de la pollinisation peut également s'étendre à la valeur d'option et d'assurance, c'est-à-dire la valeur liée au maintien de l'option « préservation des pollinisateurs » et des produits qui dépendent de la pollinisation à l'avenir. Cette valeur est calculée en représentant des scénarios envisagés dans un cadre probabiliste ; ce qui implique que son calcul pratique est *a priori* peu réaliste.

8.1.3.2. Méthode

La pollinisation est une étape essentielle de la production de très nombreuses cultures dans le monde (Klein *et al.*, 2007) et en France, notamment la plupart des fruits et légumes. Aussi, il existe depuis assez longtemps dans la littérature des propositions d'évaluation économique de ce service, notamment pour la production agricole. On trouve ainsi une large pluralité de méthodes, utilisées pour estimer les avantages retirés de ce service, qui relèvent des trois grandes catégories : coûts observables ou calculables, préférences révélées, préférences déclarées (Gallai *et al.*, 2016).

Les travaux les plus anciens assimilaient la valeur de la pollinisation avec la valeur totale des récoltes des cultures pollinisées (Matheson et Schrader, 1987 ; Costanza *et al.*, 1997) ; ce qui revient à négliger tous les autres facteurs, naturels ou anthropiques, qui ont concouru à la production.

Un autre type de méthode est basé sur l'utilisation de ratio de dépendance des rendements des cultures aux pollinisateurs estimés en situations contrôlées (Klein *et al.*, 2007) pour calculer la part des rendements liée à la pollinisation (Morse et Calderone, 2000 ; Gallai *et al.*, 2009a). Cette approche est très simple à appliquer à de multiples cultures ou territoires, dès lors que ces ratios sont assez bien connus. Il lui a cependant été reproché de sous-estimer les différences pouvant exister entre variétés ou régions (Melathopoulos *et al.*, 2015). L'approche par les ratios de dépendance est en fait une simplification de la méthode par les fonctions de production qui peut apporter des éléments analytiques plus fins (Bateman *et al.*, 2011 ; Hanley *et al.*, 2015), si un ensemble d'informations sont accessibles. Mais l'estimation de ce type de modèles implique une connaissance agronomique fine des processus écologiques qui limite son applicabilité (Kremen *et al.*, 2007 ; Lonsdorf *et al.*, 2009). Certains travaux ont essayé d'extrapoler les impacts sur le rendement à partir de situation où les pollinisateurs avaient été exclus (Winfree *et al.*, 2011) ; malgré le réel intérêt de cette démarche, les résultats restent trop partiels pour être standardisés.

L'approche par les coûts de remplacement implique de déterminer les techniques disponibles pour chaque culture (Allsopp *et al.*, 2008), ce qui limite sa portée pratique car le coût élevé de certaines options induirait des changements peu prévisibles. Dans certains cas, cette logique peut renvoyer au marché des ruches (Winfree *et al.*, 2011). Il s'agit cependant d'une approche assez différente qui consiste à se baser sur le prix de location des ruches dans les situations où ce marché s'est développé (Sandhu *et al.*, 2008 ; Rucker *et al.*, 2012). Ces marchés restent cependant très limités et leur développement à grande échelle (sur le modèle de ce qui se passe dans la vallée centrale de Californie pour la production d'amandes) aurait un impact important sur l'organisation de ce marché. En outre, cette approche néglige de nombreux aspects de la pollinisation, notamment les interactions entre pollinisateurs gérés et sauvages (Garibaldi *et al.*, 2013).

Les méthodes reposant sur les préférences révélées ou déclarées ont été utilisées pour déterminer les consentements à payer pour préserver la présence de pollinisateurs, mais ces démarches restent peu nombreuses et difficilement extrapolables, même si elles présentent l'intérêt de prendre en compte des avantages autres que ceux liés à la production agricole (Breeze *et al.*, 2015).

Les objectifs de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles conduisent à retenir une démarche pour laquelle existent des données appropriées à une approche spatialisée. Ce panorama rapide des méthodes disponibles conduit, en accord avec la plupart des travaux appliqués, à proposer de retenir la méthode des ratios de dépendance (Klein *et al.*, 2007) qui pourra, dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, s'appuyer sur une connaissance fine de la distribution spatiale des productions. Il faut préciser ici que cette méthode présente plusieurs limites (mais moins que les autres) dont la plus évidente est qu'on n'évalue que les services dont bénéficie la production agricole. Comme précisé dans la section précédente, le service de pollinisation concerne également la flore sauvage et est ainsi à l'origine, indirectement, d'un ensemble d'avantages pour la société qui ne sont pas pris en compte dans l'évaluation présentée ci-après. Cette méthode ne vise à mesurer que la valeur d'usage direct pour les agriculteurs (et à travers eux sur la société).

En tant que mesure de la valeur du service de pollinisation pour la production agricole, le calcul basé sur un facteur de dépendance est très contingent de la qualité et de la significativité de ce facteur qui n'est connu que de façon indirecte. Le calcul séparé de l'impact de la pollinisation est un calcul « toutes choses étant égales par ailleurs » ; ce qui est fréquent en analyse économique, mais qui ne prend pas en compte les interactions pouvant exister entre ce service et les choix variétaux, la réponse aux intrants (engrais, irrigation, etc.) (ex. Klein *et al.*, 2015). Enfin, elle ne distingue pas les pollinisateurs gérés des pollinisateurs sauvages dont on sait qu'ils ont des effets synergiques. Mais cette distinction n'aurait d'intérêt que si l'analyse voulait distinguer les

services de pollinisations liés à ces deux types de pollinisateurs (avec ou sans relations marchandes) ; ce qui n'est pas le cas ici.

8.1.3.3. Données, échelles

L'intérêt de la démarche retenue est de reposer sur des données disponibles et accessibles dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles. On dispose d'informations sur les productions au niveau des « ilots », une unité de surface de quelques hectares qui ne comprend souvent qu'une seule parcelle. Les rendements observés sont connus par échantillonnage et renseignés à l'échelle des départements et les prix peuvent être connus par région agricole, mais dans certains cas un prix uniforme pour la France entière pourra être retenu car les variations temporelles (saisonniers ou interannuelles) sont beaucoup plus importantes que les variations spatiales.

Par rapport à la publication initiale (Gallai *et al.*, 2009a) ou son application à l'agriculture européenne (Gallai *et al.*, 2009b), l'ambition est d'obtenir une mesure spatialisée sur une base départementale pour l'ensemble du territoire métropolitain comme l'a proposé une première analyse du CGDD (Beyou *et al.*, 2014). On a finalement renoncé à développer une analyse beaucoup plus précise, au niveau des ilots agricoles qui n'apportait pas d'information pertinente mais donnait une importance injustifiée aux quelques données manquantes. Les calculs se basent sur des ratios de dépendances des rendements des cultures à la pollinisation affinés ou révisés depuis ceux utilisés dans les publications de 2009 (Leonhardt *et al.*, 2013).

8.1.3.4. Calculs et indicateurs économiques

La démarche proposée par Gallai *et al.* (2009a) et reprise par la FAO (Gallai et Vaissière, 2009) propose une expression de la valeur économique du service de pollinisation entomophile (VESPE) qui est la somme sur l'ensemble des cultures $i \in [1 ; I]$ et sur l'ensemble des régions $j \in [1 ; J]$ de la perte de récolte qui serait théoriquement induite par la disparition des pollinisateurs. La valeur de la part de la récolte permise par les pollinisateurs, toute chose étant supposée égale par ailleurs, est obtenue à partir du prix de production P_i par unité produite de la culture i (en considérant des prix moyens sur l'année uniformes à l'échelle du pays), de la quantité produite Q_{ij} , et du ratio de dépendance de la culture i aux insectes pollinisateurs D_i :

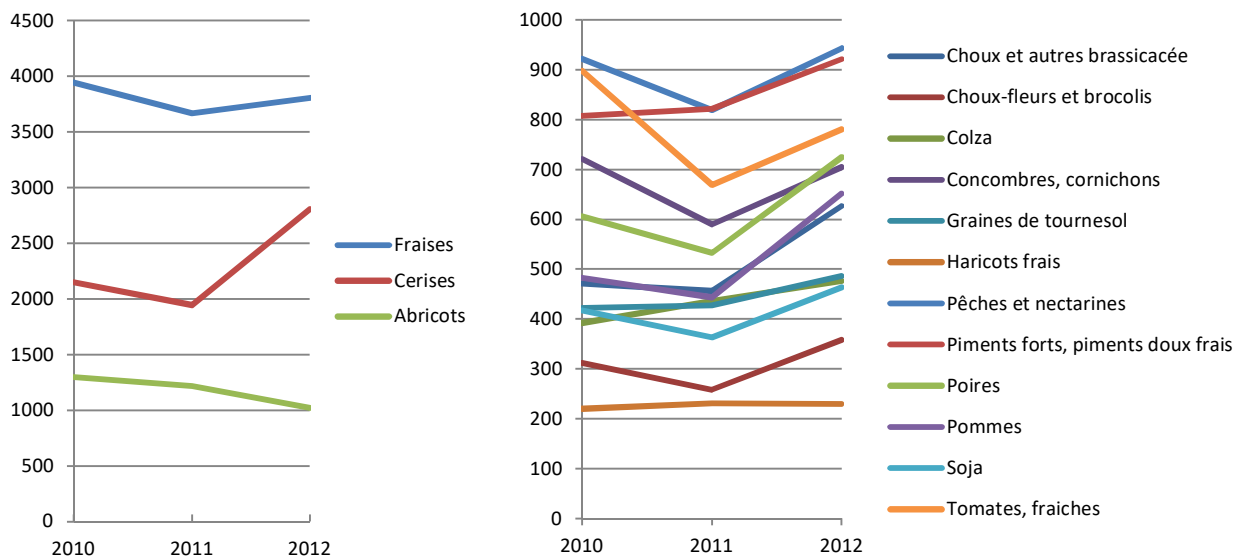
$$VESPE = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J (Q_{ij} * P_i * D_i)$$

De fait, seules les cultures dépendantes (au moins en partie) de la pollinisation sont donc prises en compte dans ce calcul. La liste des cultures correspondante est présentée en Annexe 8-B.

8.1.3.5. Résultats

La valeur agrégée du service de pollinisation aux agriculteurs français qui résulte des calculs basés sur ces données, s'élève à un total de l'ordre 2 milliards d'euros par an. Elle évolue assez sensiblement sur les 3 années de référence du calcul (2,03 milliard en 2010 ; 2,06 en 2011 ; 2,23 en 2012), beaucoup plus du fait de l'évolution des prix agricoles (cf. figure 8-1-7) que de celui du changement dans l'extension ou la distribution des cultures (faible). Il faut noter que ces estimations ne prennent pas en compte la production de semences qui peut représenter une valeur significative par unité produite, mais dont le total reste limité et très difficile à estimer avec les données dont nous disposons au moment de la réalisation de ce calcul.

Figure 8-1-7. Evolution des prix (€/t) des 15 cultures dépendantes à la pollinisation prises en compte dans le calcul de la VESPE, sur la période 2010-2012 (Source FAO)



La distribution de la valeur du SE sur le territoire a été analysée sur une base départementale pour laquelle nous disposons des données pour une liste assez précise de cultures, permettant de les discriminer clairement sur la base de leur dépendance à la pollinisation entomophile. Les calculs ont été effectués en utilisant les prix nationaux, une différenciation spatiale des prix paraissant peu pertinente car moins importante que leur variation saisonnière et peu significative car les productions d'un département peuvent être commercialisées hors de ce territoire.

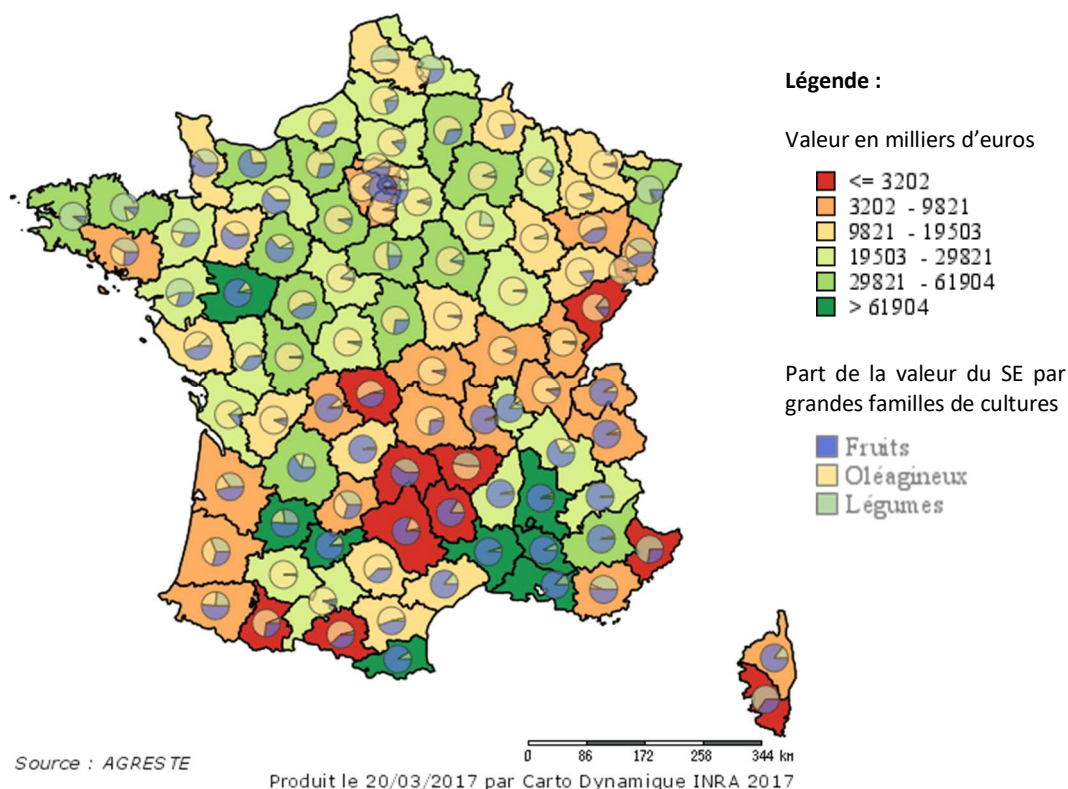
La variation de la valeur du service entre les départements dépend principalement de deux facteurs :

- La valeur de la production agricole dans chaque département qui varie considérablement, tant en fonction de la SAU que des principales orientations techniques des exploitations ;
- L'importance relative des cultures dépendantes de la pollinisation dans la valeur de la production agricole de chaque département.

Ainsi, les départements dans lesquels la valeur du service apparaît la plus élevée sont ceux où les productions fruitières (y compris les fruits à coques) et d'oléagineux sont les plus significatives, et dans une moindre mesure les productions maraîchères (chou-fleur, notamment – voir figure 8-1-8). Si on suit les valeurs décroissantes du service, on trouve : les Bouches-du-Rhône (123 M€, pommes ; poires, pêches, abricots), le Tarn-et-Garonne (104 M€, pommes, tournesol), la Drôme (91 M€, abricots, pêches), le Vaucluse (85 M€, pommes ; cerises, poires), le Gard (70 M€, pêches, abricots, pommes) le Maine-et-Loire (67 M€, pommes), le Lot-et-Garonne (65 M€, pommes, fraises), les Pyrénées-Orientales (65 M€, pêches, abricots, concombres), le Finistère (62 M€, chou-fleur), suivis des Côtes d'Armor, de l'Indre-et-Loire, de l'Eure-et-Loir, de la Sarthe, la Dordogne, l'Eure, la Marne, le Cher.

Les valeurs les plus élevées pour une culture dans un département (en moyenne 2010-12) sont celles relatives à la production de pommes de table dans le Tarn-et-Garonne (82 M€) et le Maine-et-Loire (53 M€), les abricots dans la Drôme (52 M€), les pommes de table dans le Vaucluse (49 M€), les choux-fleurs dans le Finistère (46 M€) et les pêches (42 M€ dans les Pyrénées-Orientales, presque autant dans les Bouches du Rhône).

Figure 8-1-8. Cartographie des Valeurs monétaires du Service de Pollinisation par Département
Moyenne 2010-2011-2012¹⁰



Sur le fond de carte sont représentés les niveaux de valeur économique du service de pollinisation, exprimés en euros. Entre le rouge et le vert, la valeur du service est croissante.

Les parts de camemberts représentent, pour chacune des 3 familles de cultures agrégées significativement dépendantes du service de pollinisation, la valeur correspondante du service en lien avec cette famille. Par exemple dans les Bouches-du-Rhône, la VESPE moyenne 2010-2012 est très élevée, et principalement due au groupe Fruits. Dans le Finistère, la VESPE moyenne 2010-2012 est élevée, et principalement liée au groupe légumes. En Charente, la VESPE moyenne 2010-2012 est faible, et principalement due au groupe oléagineux.

Ces résultats sont assez similaires à l'évaluation publiée récemment par le CGDD (Beyou *et al.*, 2016) avec une méthodologie similaire (Gallai *et al.*, 2009a, reprise par la FAO), mais qui n'a pas pu bénéficier d'une base statistique aussi précise et est restée fidèle aux ratios de dépendances des cultures de Klein *et al.* (2007) dont certaines valeurs ont été modifiées depuis cette publication de référence, notamment par Leonhardt *et al.* (2013). Notre estimation se situe légèrement en dessous de la fourchette de 2,38 à 2,88 milliards d'euro pour les années 2006-2010 obtenus par Beyou *et al.* (2016) ; ce qui s'explique par la révision à la baisse de certains ratios de dépendance, ainsi que par la variation des prix agricoles. Enfin, on ne peut qu'appuyer l'une des conclusions partagée avec cette étude (reprise de travaux antérieur) que l'évaluation globale sur la valeur de la production ne prend pas précisément en compte certains aspects plus qualitatifs comme la contribution aux apports de certaines vitamines (70% pour la vitamine A, par exemple).

8.1.3.6. Que signifie vraiment l'évaluation économique du service de pollinisation

L'évaluation économique du service de pollinisation consiste à construire des indicateurs qui ont la dimension de prix, mais ne sont pas soumis au paradoxe de l'eau et du diamant¹¹, qui se traduit par le fait qu'un service

¹⁰ Valeurs de VESPE (et pourcentage par grande familles de cultures) pour les trois départements de la petite couronne d'Île-de-France peu lisibles : Département 92 = 8 136 € (fruits) ; Département 93 = 38 683 € (oléagineux) ; Département 94 = 237 236 € (75% fruits, 17% oléagineux, 8% légumes)

abondant possède un prix faible, même s'il joue un rôle essentiel, car, du fait de son abondance, sa valeur marginale - l'avantage retiré d'une unité supplémentaire - est faible. L'évaluation porte sur la valeur du service global qui est calculée en considérant la pollinisation comme un facteur de production, en général non-rémunéré (sauf location de colonies). *A priori*, cet indicateur augmente dès lors que le service s'accroît.

On doit rappeler que la valeur dont il est question ici concerne les bénéficiaires directs que sont les agriculteurs. Elle ne porte que sur le service contribuant à la production agricole ; ce qui ne correspond qu'à une partie des avantages que la société retire de l'action des insectes pollinisateurs. La littérature récente souligne d'ailleurs l'importance des effets de synergie (ou de complémentarité) entre les pollinisateurs gérés (par les apiculteurs, même si la plupart du temps, ils ne louent pas les colonies) et les pollinisateurs sauvages (Garibaldi *et al.*, 2013). L'approche d'évaluation retenue repose finalement sur l'estimation de l'avantage, ici le bien agricole, dérivé du service de pollinisation. Elle est peu sensible aux variations du processus de pollinisation lui-même que l'évaluation « biophysique » s'efforce d'estimer (voir détail ci-après).

Les indicateurs retenus pour l'évaluation biophysique visent à repérer les variations du service de pollinisation. Les résultats de cette évaluation biophysique montrent que le processus de pollinisation peut être un facteur significativement limitant de la production de biens agricoles. Un calcul fictif permet d'illustrer le caractère partiel de la prise en compte du niveau de service de pollinisation dans l'évaluation économique. Pour présenter celui-ci nous avons besoin de manipuler trois niveaux de service de pollinisation : le service effectif qui représente le niveau de service effectivement rendu à l'agriculteur, le niveau de service maximum qui représente le niveau de service non limitant pour la production de biens agricoles et le niveau de service évalué *via* la méthode des ratios de dépendance. Supposons une culture dont la part du rendement dépendante de la pollinisation entomophile est de 40%. Si le niveau de service effectif de pollinisation n'est qu'à la moitié de son maximum, la récolte sera diminuée, toute chose égale par ailleurs, de la moitié de 40%, soit 20%. La méthode des ratios de dépendance, en multipliant la valeur de la récolte par le coefficient de dépendance (40%), estime la valeur d'un niveau de service correspondant à 40% d'un rendement limité à 20% par le service effectif de pollinisation. Autrement dit, lorsque le ratio de dépendance est appliqué à un niveau de production non limité par la pollinisation il permet d'estimer le niveau de service effectif. Par contre, lorsqu'il est appliqué à un niveau de production limité par la pollinisation il tend à fournir une estimation biaisée qui correspond à un niveau de service situé entre les niveaux de service effectif et de service maximum. Dans le deuxième cas, si le ratio est appliqué à une estimation du niveau de production obtenu pour un niveau de pollinisation non limitant, il permet d'estimer la valeur maximale de la pollinisation.

L'indicateur actuellement proposé pour estimer la valeur du service de pollinisation rendu aux agriculteurs français est ce qui nous est apparu comme le meilleur compromis entre le concept de valeur économique du service et ce qui était mesurable concrètement et de façon suffisamment simple et relativement peu exigeant en données brutes pour pouvoir être estimé systématiquement à une échelle spatiale fine. Si on considère que ce service n'est pas toujours assuré au niveau des besoins, alors le calcul surestime sa valeur effective.

8.1.3.7. Pistes d'amélioration

Si l'abondance (ou la diversité) des pollinisateurs limite le niveau de service de pollinisation, alors la quantité effectivement récoltée Q_{ie} peut être exprimée comme une fraction de la récolte potentielle Q_{ip} (si la pollinisation n'était pas limitante), en notant X ($0 \leq X \leq 1$) l'abondance relative (ou un indicateur de l'effet de la diversité) des pollinisateurs (par rapport aux besoins) et en supposant que lorsque le niveau de production agricole est limité par la pollinisation, l'effet de l'abondance (diversité) est linéaire :

$$Q_{ie} = Q_{ip} * (1 - D_i * (1 - X)) \quad \text{ou} \quad Q_{ip} = \frac{Q_{ie}}{(1 - D_i * (1 - X))}$$

La valeur de la pollinisation effectivement réalisée peut alors être définie, comme dans Gallai et Salles (2016), par l'équation (la lettre e indiquant le caractère effectif du service) :

$$VESPE_e = \sum_{i=1}^J (Q_{ip} * P_i * D_i * X_i)$$

¹¹ « Il n'y a rien de plus utile que l'eau, mais elle ne peut presque rien acheter ; à peine y a-t-il moyen de rien avoir en échange. Un diamant, au contraire, n'a presque aucune valeur quant à l'usage, mais on trouvera fréquemment à l'échanger contre une très grande quantité d'autres marchandises. » — Adam Smith, Recherches sur la nature et les causes de la richesse des nations, 1776.

Où X_i est le ratio abondance (diversité) réelle des pollinisateurs / abondance (diversité) non-limitante minimale de pollinisateurs pour la culture i . On doit noter que ce ratio doit être appliqué au niveau de production non limité par la pollinisation et non à la récolte effective observée Q_{ie} qui intègre déjà la baisse des quantités liées à l'insuffisance de la pollinisation.

Si on considère que l'abondance des pollinisateurs et l'effectivité du service sont indépendantes de la culture dans un département donné ($X_i = X, \forall i$), l'équation devient :

$$VESPEe = \sum_{i=1}^J (Q_{ip} * P_i * D_i * X) = X * \sum_{i=1}^J (Q_{ip} * P_i * D_i)$$

Le problème est alors d'estimer la valeur de X . Les indicateurs biophysiques présentés dans la section 8.1.2 constituent une première étape vers l'estimation de cet indicateur. Nous avons précisé la démarche de leur élaboration. Le passage à un indicateur de portée générale implique de pouvoir normaliser ce ratio pour qu'il puisse être utilisé comme un coefficient sans dimension dans ces calculs. Il serait également nécessaire de prendre en compte l'effet, potentiellement important de la diversité des pollinisateurs. Ce travail implique de prolonger les recherches, car l'état de l'art ne permet pas encore d'inférer des valeurs utiles de X à partir des résultats obtenus.

Si on suppose cette question résolue de façon satisfaisante, il devient alors possible de calculer une estimation du service effectif de pollinisation à partir des récoltes observées.

$$VESPEe = X * \sum_{i=1}^J \left[P_i * Q_{ie} * D_i / (1 - D_i * (1 - X)) \right]$$

Cette équation peut paraître un peu lourde, mais sous réserve de pouvoir estimer X – ou les X_i – elle ne fait intervenir que des données actuellement disponibles.

On peut donner une expression de l'erreur Δ associée à l'estimation réalisée en section 8.1.3.5 (autrement dit la surestimation de la valeur du service de pollinisation).

$$\Delta = \sum_{i=1}^J (Q_{ip} * P_i * D_i * X) - \sum_{i=1}^J (Q_{ie} * P_i * D_i) = \sum_{i=1}^J \left[(P_i * D_i) * Q_{ie} * \left(\frac{1}{(1 - D_i * (1 - X))} - 1 \right) \right]$$

$$\Delta = \sum_{i=1}^J \left[(P_i * D_i) * Q_{ie} * \left\{ \frac{D_i * (1 - X)}{(1 - D_i * (1 - X))} \right\} \right]$$

Sous cette forme, il est difficile de percevoir si cette erreur est importante. Mais, pour une culture donnée, on peut simplifier l'expression de l'erreur relative :

$$\frac{\Delta}{VESPEe} = \frac{D_i * (1 - X)}{(1 - D_i * (1 - X))}$$

En prenant des valeurs numériques arbitraires de $D_i = 0,5$ et $X = 0,8$ (soit un ratio de dépendance de 50% et un déficit de pollinisateurs de 20%), la surestimation relative de la valeur du service de pollinisation est de $(0,5 * 0,2) / (1 - 0,5 * 0,2) = 1/9$. Une erreur de 11% n'est pas négligeable, mais elle reste sans doute acceptable au regard des approximations que représentent les coefficients de dépendance. Le même calcul pour un déficit de 40% des pollinisateurs sur une culture dépendante à 90% (certaines cucurbitacées atteignent 95%) aboutit à une surestimation de 55%, rendant cette fois-ci l'évaluation caduque.

8.2. Régulation des graines d'adventices

8.2.1. Spécification biophysique du SE

Expert coordinateur : David Bohan

Contributeurs scientifiques : Adrien Rusch, Sandrine Petit-Michaut, Luc Biju-Duval, Órla McLaughlin

8.2.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Le contrôle des adventices est considéré comme un enjeu majeur en termes de maintien de la productivité des cultures, en particulier dans les systèmes d'agriculture intensive. Les statistiques nationales sur l'application de pesticides démontrent que les herbicides sont largement employés et auraient représenté 42,3 % de toutes les applications de pesticides en France en 2010, soit un total de 22 632 tonnes de matière active¹. L'utilisation généralisée d'herbicides s'accompagne du déclin, sur le long terme, de flores adventices qui constituent un habitat et des ressources alimentaires pour certaines composantes de la biodiversité associée (sauvage – voir section 3.2) des écosystèmes agricoles (Marshall *et al.*, 2003 ; Siriwardena *et al.*, 2000, 2007) dont des pollinisateurs et des oiseaux, et est à l'origine de la contamination des masses d'eau par des molécules herbicides et leurs métabolites (p. ex. Margoum *et al.*, 2014). Ces effets, ainsi que d'autres effets indésirables sur l'environnement dus à l'utilisation de pesticides, ont conduit à la mise en place de législations et l'identification d'objectifs nationaux et internationaux, dont les plans Ecophyto I et II en France visant à réduire le recours aux produits phytosanitaires de 50 % d'ici 2025.

Les tentatives de contrôle des levées d'adventices par des moyens « naturels » illustrent à la fois l'efficacité de la mise en œuvre de certains moyens de lutte biologique, mais aussi les difficultés qui y sont associées. Par exemple, le contrôle du cactus *Opuntia*, une mauvaise herbe envahissante, par la pyrale du cactus, *Cactoblastis cactorum*, a permis de réduire l'infestation de plus de 99 % (Zimmermann et Granata, 2002). Cependant, la pyrale du cactus possède un statut de nuisible en Amérique du Nord, où elle s'attaque activement aux cultures de cactus (Zimmermann et Granata, 2002). Les champignons et les bactéries ont aussi été utilisés comme bioherbicides et l'intérêt pour ces méthodes de contrôle se développe. Cependant, comme chacun de ces bioherbicides vise spécifiquement certaines espèces d'adventices et qu'ils survivent rarement plus d'un an dans les sols, ils ne sont pas actuellement considérés comme moyen de lutte envisageable en remplacement des herbicides chimiques et autres pratiques exogènes de lutte contre les adventices (Singh *et al.*, 2006). De plus, toutes ces approches se basent sur l'introduction d'espèces, non sur les processus ou entités déjà présents dans les écosystèmes, et n'entrent donc pas dans la définition de services écosystémiques adoptée dans EFESE-écosystèmes agricoles.

La régulation de la banque de graines d'adventices, c.-à-d. du stock de graines adventices dans le sol, est une stratégie potentiellement efficace pour la gestion des adventices puisque toute modification de ce stock a des effets de long terme sur le développement de la flore adventice (De Bach 1964 ; Crawley, 1996).

De nouveaux systèmes de culture basés sur la modification de la distribution spatio-temporelle de la biodiversité planifiée (par exemple, plantes de couverture, dates de semis, distances entre les rangs) et/ou de la gestion annuelle de la biomasse (par exemple, paillage, faux semis, désherbage mécanique) se sont avérés efficaces pour réduire les infestations d'adventices (p. ex. Cosser *et al.*, 1996 ; Rasmussen, 2004 ; Verret 2017). Ces pratiques visent à modifier l'habitat écologique des adventices, permettant l'apparition de nouvelles espèces d'adventices dans le système, et modifiant ainsi l'abondance des espèces déjà présentes. Cet effet a été démontré par une analyse de Bohan *et al.* (2011b) dans laquelle des modifications de la séquence de cultures conduisaient à des modifications de l'abondance de la banque de graines d'adventices des parcelles jusqu'à un facteur 3, après seulement 3 ans. Cependant, les modifications réalisables (économiquement

¹ <http://faostat3.fao.org>

viables, techniquement faisable et socialement acceptable) de la nature des écosystèmes (configuration spatiotemporelle) afin de gérer les adventices reste à plus clairement identifier (ex. Pardo et al., 2010 ; Jacquet et al., 2011 ; Lechenet et al., 2014) .

De nombreux groupes d'animaux, de plantes (dont les cultures), de bactéries et de champignons pourraient être utilisés pour réguler la banque de graines dans de nombreux écosystèmes agricoles différents (De Bach 1964 ; Crawley, 1996). La régulation de la banque de graines d'adventices par les consommateurs de ces graines (prédateurs de graines) a notamment été clairement mise en évidence dans les écosystèmes de grandes cultures et de prairies temporaires. Il a été démontré que les carabes et, dans une moindre mesure les oiseaux prédateurs de graines, peuvent déterminer la fourniture, par ces écosystèmes agricoles, d'un SE de *régulation des graines d'adventices* en contrôlant les adventices au sein des parcelles agricoles (Bohan *et al.*, 2011a).

Cette section 8.2 traite du SE de régulation des graines d'adventices par deux processus : (i) l'effet de la séquence de cultures sur la dynamique des populations d'adventices et donc sur la banque de graines et (ii) la prédation de graines par la faune naturellement présente dans les écosystèmes agricoles de grandes cultures (y compris des prairies temporaires).

8.2.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

Le SE bénéficie directement au gestionnaire de l'écosystème agricole (Bohan *et al.*, 2016 ; 2011b). Les estimations actuelles de la valeur économique de services écosystémiques (lutte biologique par conservation) atteignent environ 5,5 milliards de dollars (valeur de 2013) par an aux États-Unis, ou environ 572 dollars / ha au niveau mondial (Naranjo *et al.*, 2015).

Les avantages dérivés du SE par le gestionnaire de l'écosystème agricole incluent la réduction des pertes de rendement dues à la compétition des adventices et la réduction de l'utilisation d'herbicides, ainsi que, plus indirectement, la réduction des intrants associés aux pratiques de désherbage (temps et énergie nécessaires à l'application d'herbicides ou au désherbage mécanique) et la réduction des risques pour sa santé associés à l'utilisation de pesticides.

Toute la population humaine bénéficie également du SE (Bohan *et al.*, 2016). Les graines d'adventices représentent d'importantes sources de nourriture pour les oiseaux agricoles (Eraud *et al.*, 2015) et pour un bon nombre d'espèces d'insectes (Crawley, 1996) qui contribuent au potentiel récréatif des écosystèmes agricoles (cf. chapitre 9). Il est également possible qu'avec des méthodes rigoureuses de conservation et de gestion, les effets combinés des prédateurs de graines et des rotations deviennent suffisants pour permettre le remplacement partiel ou total des herbicides, contribuant ainsi aux objectifs nationaux de protection environnementale et à ceux du plan Ecophyto II, tout en maintenant la productivité agricole. Les avantages dérivés du SE par la société incluent donc la réduction de la pollution de l'eau par les herbicides (qualité de l'eau) et la conservation de la biodiversité en milieu agricole, facteur d'attractivité de ceux-ci.

8.2.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Les déterminants biophysiques clefs de la régulation des graines d'adventices sont :

- L'abondance de la banque de graines d'adventices de la parcelle ;
- Les caractéristiques des cultures : nature et séquences des cultures ;
- La diversité et l'abondance de prédateurs de graines d'adventices dans la parcelles ;
- La composition de la matrice paysagère environnant la parcelle.

Abondance de la banque de graines d'adventices

L'abondance de la banque de graines d'adventices et sa composition spécifique sont déterminées par l'historique culturel (Ulber *et al.*, 2009 ; Smith *et al.*, 2010) ; plus particulièrement par la concurrence exercée par les plantes cultivées et les pratiques agricoles de gestion des adventices. Elle est aussi déterminée par la

capacité des graines d'adventices à survivre (rester en dormance) pendant de nombreuses années dans le sol (Roberts & Feast, 1973).

Séquences de cultures (rotations) et systèmes de culture

Bohan *et al.* (2011b) ont observé, au Royaume-Uni, que l'évolution de l'abondance de la banque de graines d'adventices dépend majoritairement de la nature de la rotation des cultures, expliquant à environ 60 % la banque de graines (quantité de graines). Ils ont montré que l'effet relatif d'une séquence de cultures de trois ans sur la banque de graines peut atteindre un facteur 3. En plus de la séquence de cultures, la densité et la date du semis peuvent avoir un effet important sur la dynamique des adventices (Mertens *et al.*, 2002 ; Mohler, 1996). Suivant les séquences, densités et dates de semis, les plantes cultivées exercent une compétition plus ou moins importante pour les ressources comme la lumière, l'eau et les nutriments (Harper, 1977), pouvant induire une diminution de la densité des adventices (Christensen, 1995 ; Mohler, 1996). Plus généralement, la combinaison des pratiques de configuration de l'écosystème (natures des couverts, dates, structure et densité de semis) et, de travail du sol, détermine la structure et l'abondance de la banque de graines (ex. Scherner *et al.*, 2016)

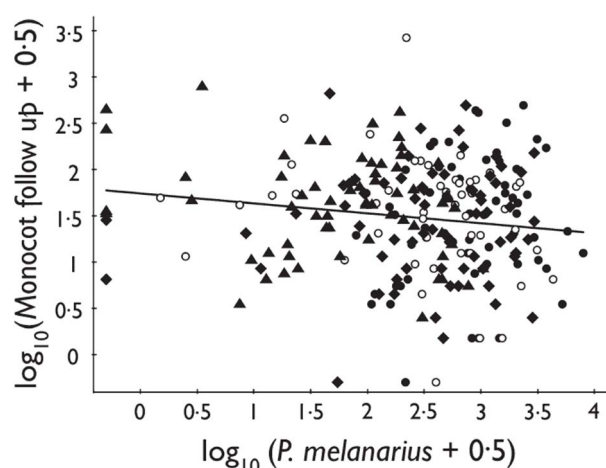
Diversité et abondance des prédateurs de graines d'adventices

Il existe une diversité d'espèces animales consommant des graines d'adventices comme les oiseaux des milieux agricoles (Eraud *et al.*, 2015), les rongeurs et une grande variété d'invertébrés, dont les espèces de l'ordre des diptères, lépidoptères, coléoptères et hyménoptères (voir Crawley, 2000) ainsi que les mollusques. Il a également été montré que les Lombriciens sont également des consommateurs de graines d'adventices (Eisenhauer *et al.*, 2009, 2010). La quantité de graines consommées par certains de ces groupes, dont les oiseaux (Eraud *et al.*, 2015) et les carabes omnivores (Honek *et al.*, 2003, 2006 ; Bohan *et al.*, 2011a) est suffisamment importante pour avoir une incidence sur l'abondance de la banque de graines. Bien que de nombreux travaux démontrent que les vertébrés et les invertébrés jouent un rôle substantiel, l'importance relative de leur prédation des graines sur la dynamique des populations de plantes est débattue dans la littérature (Crawley, 2000 ; Westermann *et al.*, 2003). Dans les écosystèmes naturels, l'importance de la prédation des graines par les invertébrés diminue en fonction de la latitude (Peco *et al.*, 2014).

Bohan *et al.* (2011a) ont démontré que la banque de graines varie en fonction de la prédation de graines par les carabes au Royaume-Uni. Ils ont observé que plus l'abondance de carabes présents dans une parcelle pendant une saison culturale augmente, plus la banque de graines diminue durant la même période (voir Figure 8-2-1), suggérant que ce mode de régulation des graines d'adventice dépend de la densité de la population de carabes (Bohan *et al.*, 2011a).

Figure 8-2-1. Evolution de la banque de graines des Monocotylédones en fin de saison culturale (*follow up*) en fonction de l'abondance du carabe omnivore *Pterostichus melanarius* en Grande-Bretagne.

La droite représente un modèle de régression linéaire appliqué aux données.



Composition de la matrice paysagère environnant la parcelle

Différents travaux mettent en évidence un effet important de la composition ou de la configuration du paysage suggérant que la quantité de carabes pourrait être favorisée *via* le développement de paysages adaptés (p. ex., Purtauf *et al.*, 2004, voir Annexe 8-C). La composition et la configuration du paysage permettraient de réduire la mortalité directe des individus *via* la mise à disposition de réserves de nourriture, lieux d'hivernage et

habitats (Trichard *et al.*, 2013). Néanmoins, les résultats sont souvent ambigus et montrent soit un effet positif (Chapman 2014 ; Knapp et Řezáč, 2015 ; Fahrig *et al.*, 2015), soit un effet négatif (Jonason *et al.*, 2013) de l'hétérogénéité du paysage.

8.2.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

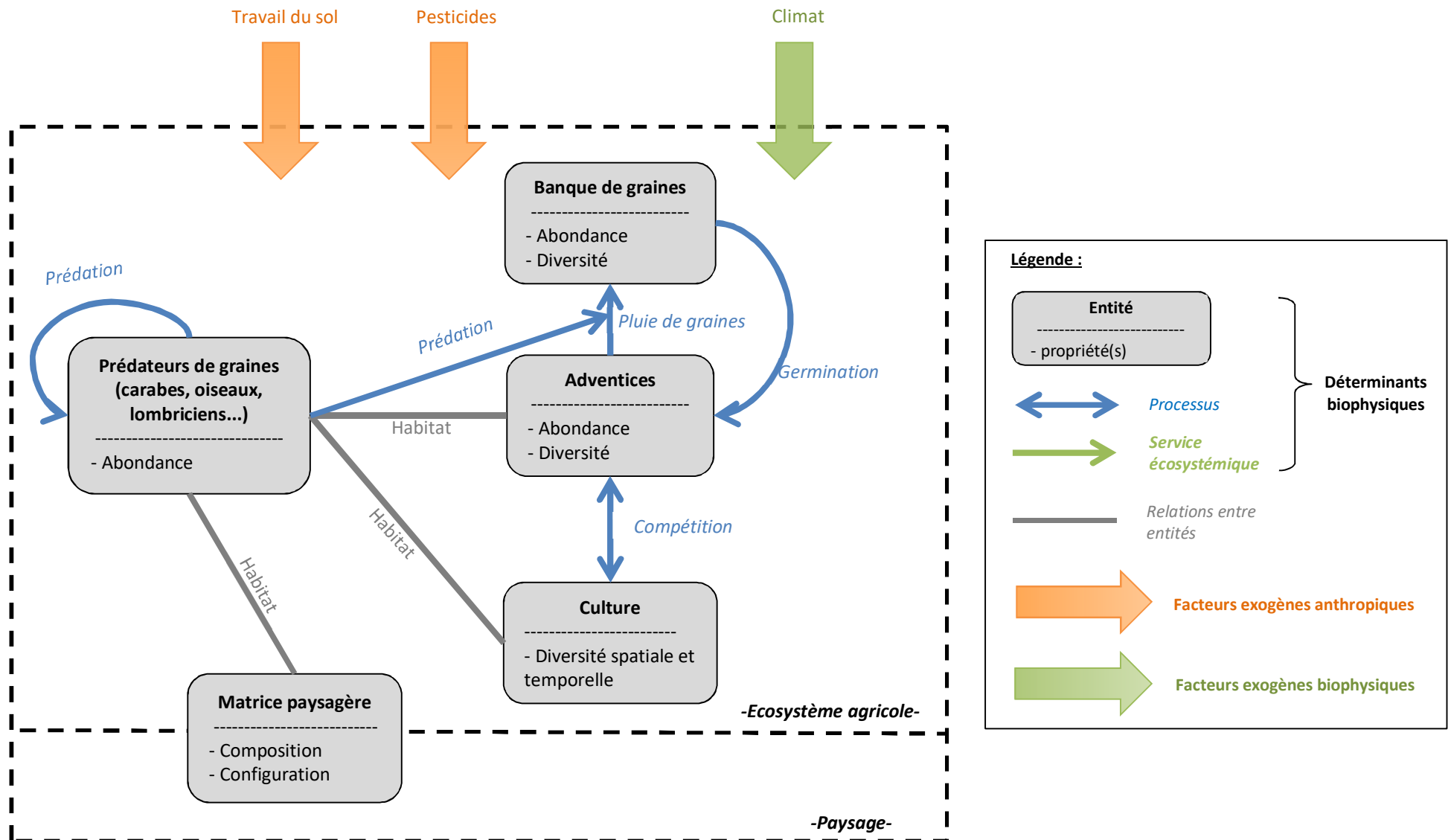
Les stratégies de contrôle des adventices et les pratiques de travail du sol exercent une pression de sélection qui, défavorise certaines espèces ou groupes d'adventices et en favorise d'autres (Zimdahl, 1999). La gestion chimique des adventices exploite les différences physiologiques majeures entre plantes monocotylédones et dicotylédones : les cultures monocotylédones (parmi lesquelles les céréales) sont insensibles à certains herbicides anti-dicotylédones, et inversement. De plus, les applications d'herbicides ont un effet direct sur les populations de levées d'adventices et les quantités de graines d'adventices atteignant le sol.

Les pratiques de travail du sol, qu'il s'agisse de labour profond ou d'un travail plus superficiel (technique culturale simplifiée ou semis direct), sélectionnent fortement des types particuliers d'adventices (Zimdahl 1999) et peuvent avoir un effet négatif sur l'abondance et la structure de certains prédateurs comme par exemple les Lombriciens (Cf. section 8.6).

La tendance à l'intensification de la gestion des terres agricoles visant à maximiser le rendement des cultures de rente a mené à de fortes réductions de la biodiversité agricole, dont les populations de carabes et d'oiseaux des milieux agricoles (Sotherton, 1998 ; Foley *et al.*, 2005 ; Benton *et al.*, 2003 ; Chamberlain *et al.*, 2000 ; Burel et Baudry, 1995 ; Menalled *et al.*, 2007 ; Landis *et al.*, 2000 ; Gurr *et al.*, 2012). Cette réduction est notamment imputable à l'utilisation de pesticides (Geiger *et al.*, 2010) et à la diminution de la diversité de cultures utilisées (Macfadyen et Bohan, 2010 ; Khoury *et al.*, 2014). Pour illustration, les mesures visant à rétablir les populations d'oiseaux incluent, entre autres, la réduction de l'utilisation de pesticides, la mise à disposition de sites de nidification et d'hivernage et l'augmentation de la disponibilité en nourriture pour les oisillons. Parmi les exemples figure le non-ensemencement de petites zones de la parcelle précédemment occupées par des cultures (Odderskær *et al.*, 1997 ; Field *et al.*, 2007). Cette modification de la matrice paysagère fournit à la fois des lieux de nidification et des espaces où les adultes peuvent trouver des ressources alimentaires (invertébrés) pour nourrir les oisillons (Odderskær *et al.*, 1997 ; Field *et al.*, 2007).

Les principaux déterminants biophysiques clefs et facteurs exogènes clefs sont représentés dans la figure 8-2-2.

Figure 8-2-2. Représentation schématique des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes majeurs impliqués dans la fourniture du SE « Régulation des graines d’adventices »



8.2.2. Evaluation biophysique du SE

Expert coordinateur : David Bohan

Contributeur scientifique : Olivier Therond

Ingénierie de données : Luc Biju-Duval, Anne Meillet, Annette Girardin, Sandrine Petit-Michaut

8.2.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture du SE

Méthodes d'évaluation existantes

L'analyse des effets de systèmes de culture optimisée en terme d'utilisation d'intrants peut permettre d'évaluer les effets de ceux-ci sur la dynamique des adventices ou la banque de graines. Cependant l'analyse comparée des systèmes de culture pose de nombreux problèmes dont celui de la détermination d'une référence adaptée pour estimer l'effet relatif de ces systèmes sur la régulation des graines d'adventices (Deytieux et al., 2012, 2016) Cependant, ce type de dispositifs ou d'analyses ne permet pas toujours, et, quand c'est possible, souvent difficilement, d'estimer le niveau de SE de régulation des graines d'adventices.

Des méthodes plus directes consistent à estimer ou mesurer l'évolution de l'abondance de la banque de graines, les effets des séquences de cultures, de la prédation de graines d'adventices, et de la diversité des carabes ou des oiseaux, de l'abondance et la diversité de la pluie de graines, ou de la diversité des paysages. Ces méthodes sont décrites ci-après.

Abondance de graines dans la banque de graines

La banque de graines est la réserve de graines dans le sol et constitue donc le meilleur indicateur de l'évolution future de la flore adventice. Depuis le travail séminale de Brenchley *et al.* dans les années 1930, l'échantillonnage de banques de graines est à la base de nombreux travaux sur l'écologie des plantes, bien que consommateur en main d'œuvre et en temps. Il n'existe pas de méthodologie standard, mais toutes les méthodes utilisent une combinaison d'échantillonnage du sol suivi d'une longue période de germination dans des conditions adaptées (voir, par exemple, Heard *et al.*, 2003 ; voir Squire *et al.*, 2003 pour une discussion sur l'évolution des méthodes d'échantillonnage de la banque de graines d'adventices depuis Brenchley). Les données obtenues par ces méthodes sont donc de très bonne qualité mais leur obtention est coûteuse.

Estimation des effets des séquences de cultures

Il n'existe pas actuellement de méthode de quantification de la régulation des graines d'adventices par les séquences de cultures déployées à l'échelle d'un pays entier. Néanmoins, il existe (i) des modèles de simulation de la dynamique des adventices et de la banque de graines au sein des parcelles ou d'un groupe de parcelles (ex., modèle individu centré mécaniste de Colbach et al. 2008, 2010, 2014) et (ii) des relations validées entre types de séquences de culture et abondance de la banque de graines d'adventices (Bohan *et al.*, 2011b). La mise en œuvre sur de très grandes étendues d'un modèle est difficilement envisageable du fait des contraintes de temps, d'expertise et de calibration/validation du modèle. Par contre, les relations [types de séquences/banque de graines] développées par Bohan et al. (2011b) peuvent être utilisées pour estimer l'abondance potentielle de la banque de graines d'adventices à l'échelle de la parcelle culturale en mobilisant les données sur les séquences de cultures développée par l'INRA. Cette base de donnée décrit les séquences de cultures au sein des îlots culturels, reconstituées à partir d'une analyse du Registre Parcellaire Graphique (RPG) des années 2006 à 2012 (Lennhardt *et al.*, 2012 – base de données développée et gérée respectivement par l'UMR AGIR et l'US ODR de l'Inra). L'abondance de la banque de graines estimée en fonction des types de rotations permet de quantifier l'effet des séquences de cultures sur la régulation des graines d'adventices, au moyen de systèmes d'information géographique et de méthodes statistiques (voir Cowley *et al.*, 2000 et Sutherst, 2014).

Prédation de graines d'adventices : méthode standard des cartes de prédation

Il est possible de mesurer directement les effets de la prédation de graines au moyen de cartes de prédation de graines (Trichard *et al.*, 2013). Le taux de prédation de graines d'adventices est évalué en exposant un nombre

donné de graines d'adventices à des prédateurs sur des cartes de prédation positionnées dans les parcelles. De telles cartes de prédation sont utilisées dans le projet SEBIOPAG de suivi des services écosystémiques en milieu agricole (Services Ecosystémiques assurés par la Biodiversité dans les Paysages Agricoles, <http://sebiopag.inra.fr>), où des graines de *Viola arvensis* sont placées sur des cartes à l'intérieur de cages grillagées (18 x 11 x 9 cm, mailles d'1 cm²) pour exclure la prédation par les vertébrés et estimer ainsi la prédation par les carabes. En utilisant ce principe, l'un des développements de ce protocole, actuellement en cours d'essai au Centre d'Études Biologiques de Chizé, vise à quantifier la prédation des graines par les oiseaux et les carabes simultanément.

Abondance et diversité des prédateurs de graines

Comme mentionnés ci-avant de nombreuses familles/espèces de vertébrés ou invertébrés consomment des graines d'adventices. De nombreux travaux sont conduits pour évaluer leur impacts sur la banque de graines. Ci-après nous focalisons notre présentation des méthodes sur les deux groupes les plus étudiés : les carabes et les oiseaux (pour les autres groupes voir les références ci-avant).

L'abondance et la diversité des **carabes** est généralement mesurée dans les champs à l'aide de pièges à fosse « Barber ». En se déplaçant, les carabes tombent dans ces fosses et y sont pris au piège. Cette méthode, très utilisée dans les travaux de recherche portant sur les carabes, comporte néanmoins certains biais et faiblesses. Le nombre de carabes piégés reflète à la fois l'activité et la densité de ces insectes. En d'autres termes, pour une densité donnée de carabes dans une parcelle, le nombre d'individus piégés évolue en fonction de l'activité (déplacement) des carabes. Par conséquent, un nombre plus important d'individus sont piégés par temps chaud que par temps froid, ou dans des cultures à faible densité. Les populations de carabes sont déjà régulièrement mesurées sur les sites expérimentaux français du projet SEBIOPAG. Cette information pourrait être utilisée pour fournir des informations sur les niveaux de populations de carabes dans différents paysages agricoles en France.

Pour cartographier les carabes, des données européennes à grande échelle sur l'utilisation des terres et les paysages sont disponibles *via* les données du Registre Parcellaire Graphique (RPG) et de CORINE Land Cover². Une estimation de l'abondance des carabes peut être réalisée sur la base d'hypothèses sur la préférence des carabes pour certains types de paysages (voir par exemple Trichard *et al.*, 2013). Pour les oiseaux, des prédictions d'abondances relatives pourraient être établies à l'aide des méthodes de modèles d'habitats utilisés par Butler *et al.* (2007 ; 2012). Pour évaluer leur fiabilité, ces estimations spatialisées nécessitent d'être validées sur la base d'observations de terrain.

Une grande variété de méthodes existent pour mesurer l'abondance et la richesse spécifique des espèces d'**oiseaux granivores**, dont les mesures directes (par exemple, filets) et indirectes (par exemple, cartographie des habitats, chants d'oiseaux) (Bibby, 2004). Un recensement du nombre d'oiseaux en France est effectué par VIGIE NATURE³, le Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) dans le cadre d'un recensement à l'échelle européenne appelé *Pan-European Common Bird Monitoring Scheme*⁴. La méthodologie standardisée est simple et reproduite partout en France. À 10 emplacements définis sur une surface de 2 km², un observateur bénévole note tous les oiseaux vus et entendus dans une période de 5 minutes. Ceci est fait 2 fois, à au moins 4 semaines d'intervalle, après le 8 mai de chaque année. L'observateur note également la description de l'habitat en utilisant le système pan-européen de classification des habitats (*pan-European habitat classification system*). Ces données sont déjà utilisées pour créer des cartes et définir les tendances des abondances d'oiseaux granivores à travers la France et l'Europe.

Il a été montré que la caractérisation des paysages en termes d'habitats et de nourriture pour des espèces d'oiseaux agricoles fournit une bonne explication des risques et changements susceptibles d'avoir une incidence sur leur abondance au fil du temps (Butler *et al.*, 2007, 2012). Il a également été montré que l'adoption d'infrastructures agro-écologiques à l'échelle du paysage bénéficie à certaines espèces d'oiseaux présentes dans les parcelles (Dallimer *et al.*, 2010). Une étude de Raudsepp-Hearne *et al.* (2010) a aussi démontré les effets de la structure du paysage sur les services de régulation et la fourniture de services écosystémiques. Cela semble suggérer que les indicateurs de paysages pourraient être utilisés pour prédire les déterminants fondamentaux du SE de prédation des graines d'adventices, dont l'abondance des carabes ou des oiseaux dans les paysages, par exemple.

² <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/>

³ <http://vigienature.mnhn.fr>

⁴ <http://www.ebcc.info/pecbm.html>

Abondance et diversité des graines d'adventices dans la pluie de graines

La « pluie de graines » désigne le phénomène par lequel les graines se dispersent depuis une plante vers le sol. Les graines non consommées, par exemple par des oiseaux et carabes, peuvent atteindre le sol et contribuer à la banque de graines d'adventices. La pluie de graines constitue donc une mesure directe de la capacité de reproduction des adventices, de la quantité de nourriture disponible pour les prédateurs et de la croissance potentielle de la banque de graines d'adventices dans la parcelle. La méthodologie standard de mesure de la pluie de graines consiste à mettre en place un piégeage semblable à celui des pièges Barber pour les carabes. Les deux types de piégeage sont souvent employés simultanément (Brooks *et al.*, 2003 ; Heard *et al.*, 2003).

Méthodes retenues dans EFESE-écosystèmes agricoles (cf. Annexe 8-C)

Cette section détaille les méthodes retenues pour quantifier et cartographier deux des déterminants biophysiques clefs identifiés par Bohan *et al.* (2011b) et utilisés ici comme indicateurs du niveau de fourniture du SE de régulation des graines d'adventices : l'abondance de la banque de graines d'adventices estimée en fonction des séquences de cultures et l'abondance de carabes estimée en fonction de la composition du paysage. Ces deux indicateurs sont complémentaires puisqu'ils permettent d'appréhender deux composantes majeures du niveau potentiel de fourniture du SE.

Etant donné le temps contraint de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles et le panel de compétences disciplinaires présentes dans le collectif d'experts, le choix a été fait de focaliser l'évaluation de la prédation des graines d'adventices sur la prédation par les carabes, dont la méthodologie est la plus stabilisée. Les oiseaux et les mammifères contribuent par ailleurs largement à ce processus (voir section 8.2.1.3), et des données françaises existent pour cartographier l'abondance de certaines espèces (voir section 8.2.2.3). Ce travail n'a néanmoins pas été conduit dans le cadre de l'étude.

L'abondance potentielle de la banque de graines d'adventices a été estimée et cartographiée à partir du croisement des données de séquences de cultures à l'échelle de la parcelle en France (base de données développée par l'UMR AGIR de l'Inra à partir du traitement des RPG 2010 et 2012 - voir section 8.2.2.1) et des relations entre types de séquences de cultures sur trois ans et abondance de banque de graines d'adventices estimées par Bohan *et al.* (2011b) (voir section 8.2.2.1). L'estimation du niveau potentiel de la banque de graines a été effectuée au sein des parcelles des îlots de culture du RPG.

La **distribution attendue de carabes prédateurs de graines** au sein des parcelles de grandes cultures à l'échelle de la France entière a été estimée en combinant différentes méthodes. Tout d'abord, une revue de la littérature scientifique a été effectuée afin d'identifier les caractéristiques du paysage susceptibles d'expliquer l'abondance de carabes. Une analyse statistique d'un jeu de données expérimentales obtenu dans le cadre de travaux de recherche français réalisés en Côte d'Or sur l'abondance des carabes (Petit *et al.*, 2017) a ensuite été conduite afin de modéliser la relation entre les éléments du paysage identifiés à l'étape précédente et l'abondance de carabes. Ce modèle obtenu a été extrapolé à l'échelle de la France entière afin d'estimer l'abondance des carabes granivores et des carabes omnivores et de générer des cartographies de ces deux indicateurs, accompagnées d'une estimation de la fiabilité de ces données. Enfin, une description du travail qui devrait être conduit pour valider les résultats à l'échelle France entière a été réalisée (voir section 8.2.2.3).

NB : Notons que les propositions méthodologiques mises en œuvre pour quantifier le niveau de fourniture du SE de régulation des graines d'adventices sont des travaux exploratoires consistant à extrapoler à l'échelle France entière des résultats obtenus et validés pour une portion du territoire seulement (indicateur « abondance des carabes ») ou pour un autre pays (indicateur « abondance de la banque de graines d'adventices »). Ces résultats n'ont donc pas vocation à être utilisés pour eux-mêmes, mais bien à démontrer l'intérêt potentiel de ces méthodologies d'évaluation sous condition de leur validation France entière. La mise en œuvre de ces méthodologies non validées France entière à la date de remise du présent rapport (mars 2017) est néanmoins compatible avec l'objectif général du programme EFESE et l'ambition de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles : explorer et proposer des pistes méthodologiques pour l'évaluation des SE, en pointant les limites, difficultés, précautions et améliorations possibles associées à chacune d'entre elles. Ainsi, chaque carte présentée est indissociable des précautions d'interprétation qui l'accompagne, et des éléments de discussion présentant le travail qui devrait être conduit pour valider les résultats.

(1) Abondance potentielle de la banque de graines d'adventices*Analyse statistique de l'abondance totale de graines d'adventices dans la banque de graines*

Les données permettant d'évaluer la relation quantitative entre la nature des séquences de cultures et l'abondance de la banque de graines sont issus des travaux de Bohan *et al.* (2011b). Elles proviennent d'un échantillonnage de 221 parcelles situées en Grande-Bretagne, pour lesquelles l'historique cultural est connu sur une période de 6 ans au moins (Heard *et al.*, 2003 ; Bohan *et al.*, 2005).

Dans ces travaux, chaque culture de la rotation a été caractérisée par *Type de culture*, *Saison* de semis et *Type d'herbicide* appliqué. Par exemple, un blé d'hiver est caractérisé comme une *Céréale* semée en *Hiver* avec l'application d'herbicides *anti-dicotylédones*. La typologie retenue comprend : i) cinq catégories de cultures – *Céréales*, *Oléagineux*, *Légumes*, *Prairie* et *Jachère* ; ii) deux catégories de saisons de semis – *Hiver* et *Printemps* ; et iii) trois catégories d'herbicides appliqués – *anti-Graminées*, *anti-dicotylédones* ou *les deux*. Ce système de classification permet ainsi de représenter des grands types de séquences de culture, en faisant l'hypothèse que la nature des cultures, de leur saisonnalité et du type d'herbicide appliqué constituent les caractéristiques de base permettant de décrire leur effet sur la banque de graines.

L'analyse statistique a été effectuée au moyen d'un modèle mixte REML (maximum de vraisemblance restreint). L'analyse de effet de l'enchaînement des types de cultures sur le total de la banque de graines d'adventices a permis de déterminer qu'il était nécessaire de considérer une profondeur historique de la séquence de trois ans. Les estimations de banques de graines du modèle statistique ont été validées par comparaison avec un jeu de données de suivi de banque de graines indépendant (Bohan *et al.*, 2011b). Le modèle développé permettait d'expliquer environ 62 % de la déviance observée de la banque de graines.

Dans cette analyse, des banques de graines de taille petite à moyenne était plutôt associées à la culture de légumes, alors que des banques de graines plus importantes avaient tendance à être liées aux cultures de printemps, avec des chiffres particulièrement élevés dans les séquences comportant du colza.

Afin d'appliquer ce modèle aux séquences de cultures des îlots culturaux français, les séquences d'espèces cultivées sur 2010 et 2012 ont été déterminées à partir de la base de données des séquences de culture développée par l'UMR Agor de l'Inra à partir de l'analyse du RPG. Lorsqu'un îlot du RPG 2012 comportaient plusieurs séquence de cultures, la séquence majoritaire en termes de surface a été affectée à l'îlot entier.

Pour chaque îlot, la séquence de cultures a ensuite été caractérisée selon la typologie établie par Bohan *et al.* (2011b), en fonction du *Type de culture*, de la *Saison* à laquelle est réalisé le semis. Ne disposant pas d'information sur les herbicides utilisés, cette composante du modèle n'a pas été utilisée. À l'aide des prédictions du modèle de Bohan *et al.* (2011b, Annexe S2) et sans prise en compte de l'effet herbicide, une abondance totale estimée de la banque de graines d'adventices (m⁻²) a été attribuée à chacune des séquences majoritaires de chaque îlot RPG 2012. Du fait du domaine d'application du modèle de Bohan *et al.* (2011b), seules les séquences de cultures comportant au maximum une année de prairie temporaire ont été considérées.

L'abondance moyenne de la banque de graines a ensuite été calculée par maille de 2 km de côté *via* le calcul d'une moyenne pondérée par les surfaces des séquences dont les îlots étaient majoritairement compris dans la maille. Les valeurs de banque de graines maximum et minimum par maille ont été sélectionnées. Les cartographies ont réalisées à l'aide d'ArcGIS 10.1.

(2) Abondance des carabes*Revue bibliographie*

Les articles scientifiques analysant les liens entre des éléments du paysage et l'abondance de carabes, ont été identifiés *via* les bases de données bibliographiques Web of Science et Google Scholar. Plus de mille articles ont ainsi été collectés, et examinés afin d'en évaluer la pertinence pour l'analyse. Seuls les articles contenant des informations détaillées concernant le type de culture et l'abondance de carabes sur le site étudié, ainsi que des informations sur le contexte paysager environnant, ont été retenus.

Une base bibliographique de 64 articles a ainsi été constituée, dont 4 identifiant qualitativement les éléments du paysage en lien avec l'abondance de carabes, 49 réalisant une analyse de la relation entre les éléments du paysage et l'abondance de carabes *via* des approches multivariées, et 11 réalisant une analyse quantitative de cette relation *via* une modélisation linéaire ou d'autres approches similaires. Les cadres analytiques et les

modalités d'expérimentation de terrain variant fortement d'un article à l'autre, il n'a pas été possible de comparer directement les résultats. L'analyse a donc porté sur l'identification des éléments du paysage mentionnés dans les articles et leur catégorisation : grandes cultures, prairies temporaires, prairies permanentes et forêts. L'examen détaillé du poids de ces catégories a démontré l'importance des grandes cultures et des prairies permanentes pour expliquer l'abondance de carabes.

Analyse statistique de l'abondance de carabes

Les données de terrain permettant d'établir une relation quantitative entre l'abondance de carabes et les éléments du paysage proviennent d'un échantillonnage de 31 parcelles situées en Côte-d'Or (Bohan *et al.*, 2016 ; Petit *et al.*, 2017 ; Trichard *et al.*, 2013). Les sites examinés se trouvaient dans un rayon de 50 km autour de Dijon, en Bourgogne (France) (47°19'18"N, 5°02'29"E). Les sols étaient principalement de type argilocalcaire peu profond ou limonoargileux. L'échantillonnage a été réalisé dans des parcelles de céréales d'hiver (orge et blé). Au total, 31 parcelles (d'une surface de 2 à 47 ha, moyenne 12 ha) appartenant à 13 exploitations agricoles ont été échantillonnées.

L'abondance de carabes présents dans chaque parcelle a été estimée à l'aide de pièges à fosse. Chaque parcelle a été échantillonnée dans la période du 22 au 23 mai 2012, correspondant à la période d'activité maximale des carabes dans les champs de blé d'hiver dans les localités examinées, et à une prédation élevée des graines d'adventices (Trichard *et al.*, 2013). Les carabes capturés dans les huit pièges positionnés dans chaque parcelle ont été répartis en trois groupes trophiques selon le type de consommation de graines, omnivore, granivore et autres, suivant l'exemple de Brooks *et al.*, 2011 et Harvey *et al.*, 2008.

La matrice paysagère environnant ces 31 parcelles était principalement constituée d'une association de grandes cultures, de prairies permanentes et de forêts. Étant donnée l'importance des grandes cultures et des prairies permanentes mise en évidence *via* l'analyse de la littérature scientifique (voir la section « *bibliographie* » ci-dessus), l'importance de la présence de ces deux éléments paysagers dans l'environnement immédiat de chaque parcelle échantillonnée a fait l'objet d'une analyse spécifique. La composition de la matrice paysagère environnant les parcelles a été identifiée en combinant les données du RPG 2010 (typologie des cultures et prairies) et les données d'occupation des sols fournies par CORINE Land Cover 2000 (forêt ; Bossard *et al.*, 2000). Le pourcentage de sol occupé par des grandes cultures (CROP) et des prairies permanentes (GRASS) a été calculé dans un rayon de 1 km centré sur le milieu de chaque parcelle. Les pourcentages de couverture de CROP et GRASS étaient négativement corrélés (r Pearson = 0,473, $p < 0,0001$). Des modèles linéaires généralisés (MLG) ont été élaborés à l'aide du logiciel R 3.1.3. (R Core Team, 2015). Pour chaque groupe trophique de carabes (omnivores, granivores), un modèle établit la relation entre l'abondance de carabes (variable CARABID) et la présence de grandes cultures (CROP) et de prairies permanentes (GRASS) dans le paysage :

$$\text{mod} = \text{mlg}(\text{CARABIDS} \sim \text{CROP} * \text{GRASS})$$

où CROP représente le pourcentage de grandes cultures dans le paysage autour de chaque parcelle et GRASS celui de prairies permanentes. Les coefficients de régression significatifs sont présentés dans le Tableau 8-2-1.

Tableau 8-2-1. Coefficients de régression du MLG pour la relation entre les éléments du paysage, mesurés en termes de pourcentage de couverture en grandes cultures (CROP) et en prairies permanentes (GRASS) dans un rayon de 1 km centré sur le milieu de chaque parcelle, et l'abondance de carabes sur une échelle de $\log_{10}(x + 0.5)$.

	Intercept	CROP	GRASS	CROP.GRASS
Omnivores	0,333 (E.T. = $\pm 0,234$, $p = 0,165$)	0,0181 (E.T. = $\pm 0,005$, $p \leq 0,005$)	0,021 (E.T. = $\pm 0,009$, $p \leq 0,05$)	-
Granivores	0,300 (E.T. = $\pm 0,300$, $p = 0,143$)	0,0135 (E.T. = $\pm 0,004$, $p \leq 0,005$)	-	0,00070 (E.T. = $\pm 0,00026$, $p \leq 0,05$)

Cartographie de l'abondance de carabes

Les cartographies ont été réalisées à l'aide d'ArcGIS 10.1.

La carte principale a été élaborée en appliquant le modèle à l'ensemble du territoire français métropolitain. Les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % des coefficients du modèle ont également été calculées. La différence entre la valeur de la borne supérieure et celle de la borne inférieure a été utilisée comme mesure de l'incertitude associée à l'estimation de l'abondance de carabes, et fait l'objet d'une seconde carte.

8.2.2.2. Résultats et analyse

Cartographies et interprétation

(1) Abondance potentielle de la banque de graines d'adventices

Trois cartes ont été élaborées et sont présentées en figure 8-2-3. Elles présentent respectivement l'abondance potentielle moyenne (a.), minimale (b.) et maximale (c.) de la banque de graines d'adventices. Les cartes représentent les valeurs calculées pour chaque maille de 2 km de côté.

L'élaboration de ces cartes repose sur un ensemble d'hypothèses et de contraintes dont il faut tenir compte dans l'interprétation et la compréhension des résultats. L'application à la France d'un modèle élaboré sur la base de données britanniques implique de faire l'hypothèse que les séquences de cultures présentes en France ont un effet équivalent sur la banque de graines à celles présentes en Grande-Bretagne, et que les différences variétales au sein d'un même type de culture du RPG (ex. blé) ne génèrent pas d'effet non pris en compte par le modèle de Bohan *et al.* (2011b).

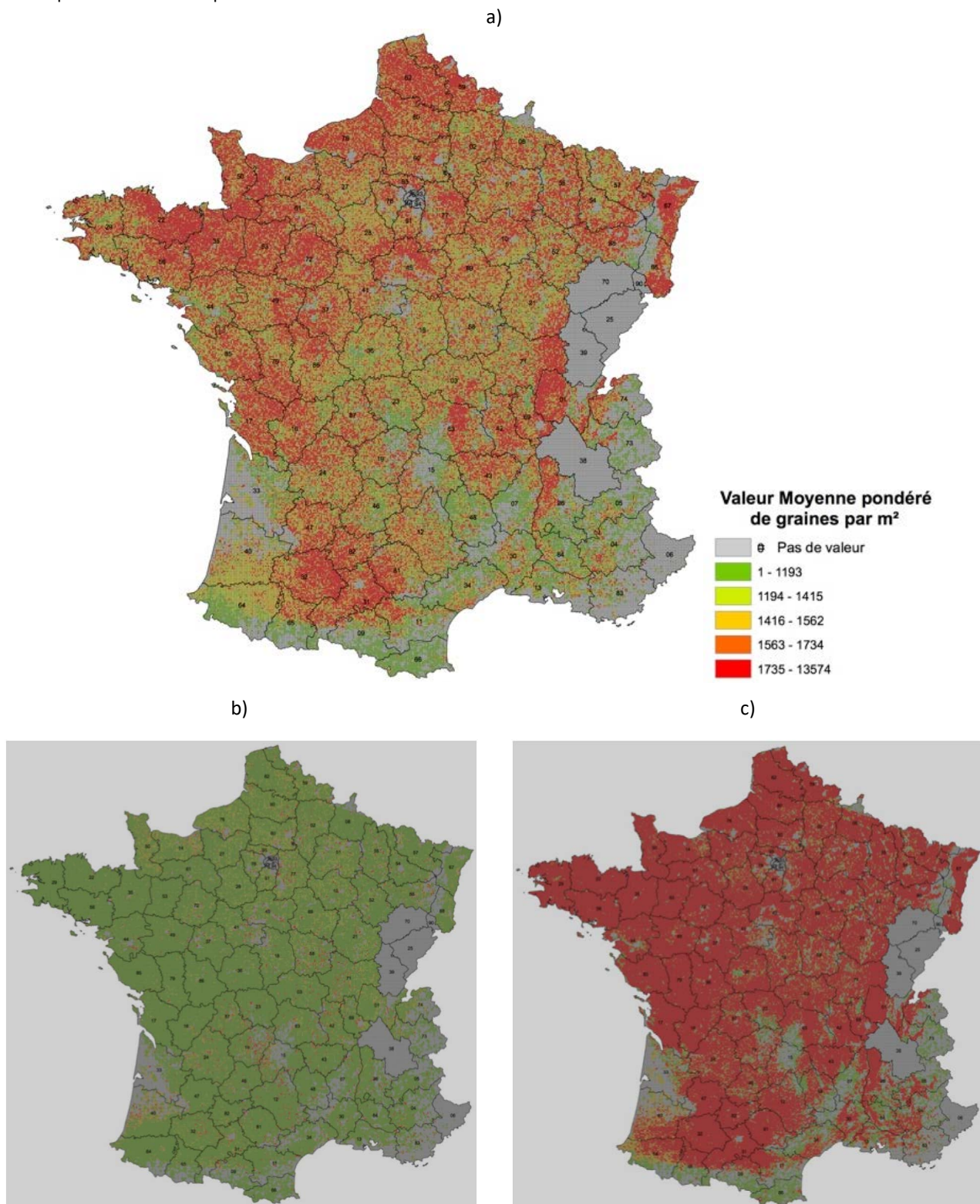
En outre, le domaine d'application du modèle est limité aux systèmes de culture conventionnel basés sur le labour ; systèmes largement dominants en France (CF. chapitres 5 et 6).

Les valeurs les plus élevées d'abondance moyenne de banques de graines d'adventices sont associées aux zones spécialisées en grandes cultures. Il est important de noter que dans une très grande majorité de mailles, les valeurs minimales et maximales estimées correspondent aux valeurs minimale et maximales de l'ensemble du jeu de données national. Cela semble suggérer que tout objectif de gestion des adventices à l'aide de rotations – soit le contrôle des adventices, soit le maintien d'une certaine quantité d'adventices pour promouvoir la biodiversité – peut être atteint dans l'ensemble du territoire français.

Figure 8-2-3. Distribution spatiale de l'abondance totale moyenne (a.), minimale (b.) et maximale (c.) estimée des graines d'adventices dans la banque de graines du sol (quantité de graines au m²) en France

Les valeurs minimales et maximales correspondent à la valeur minimale et maximale estimée à l'échelle de l'îlot de culture dans chacune des mailles de 2 km de côté.

Les carrés gris représentent les mailles pour lesquelles aucune donnée n'était disponible, ou dans lesquels la séquence de cultures incluait plus d'une année de prairies.



(2) Abondance des carabes

Les figures 8-2-4 et 8-2-5 présentent la cartographie de l'abondance estimée de carabes omnivores (8-2-4 a.) et granivores (8-2-5 a.). Pour chacun des deux groupes de carabes l'incertitude associée à l'estimation de cette abondance est également représentée.

L'interprétation des résultats présentés dans ces cartes doit tenir compte des conditions expérimentales d'obtention des données de terrain (abondances de carabes) à partir desquelles a été élaboré le modèle statistique. En conséquence, les résultats cartographiés correspondent à une estimation du nombre de carabes (i) susceptibles d'être piégés *via* un dispositif de pièges à fosse (8 pièges par parcelle incluse dans l'expérimentation), (ii) dans des parcelles de céréales d'hiver, (iii) en mai et (iv) dans les conditions pédoclimatiques de la Côte d'Or.

De plus, les échantillonnages de carabes ayant été réalisés dans des parcelles agricoles, ils reflètent uniquement la diversité et l'abondance des types de carabes susceptibles de vivre et se nourrir dans ce type de milieu. Les cartes ne représentent donc pas la distribution de carabes forestiers ou celle d'autres espèces absentes en milieu agricole.

Enfin, l'élaboration de ces cartes repose sur un ensemble d'hypothèses et de contraintes dont il faut tenir compte dans l'interprétation et la compréhension des résultats. L'application à la France d'un modèle élaboré à partir de données collectées en Côte d'OR implique notamment de faire l'hypothèse que les caractéristiques du paysage considérés dans le modèle ont des effets similaires sur l'abondance des carabes dans toute la France.

Considérant les conditions expérimentales et hypothèses qui sous-tendent l'élaboration du modèle, les cartes 8-2-4 b et 8-2-5 b mettent clairement en évidence l'importante variabilité spatiale de l'incertitude associée aux résultats. D'une manière générale, les cartes 8-2-4 a et 8-2-5 a semblent indiquer une plus grande abondance de carabes dans les zones de grandes cultures mais aussi une plus grande incertitude associée à ces estimations.

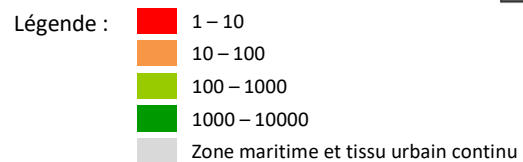
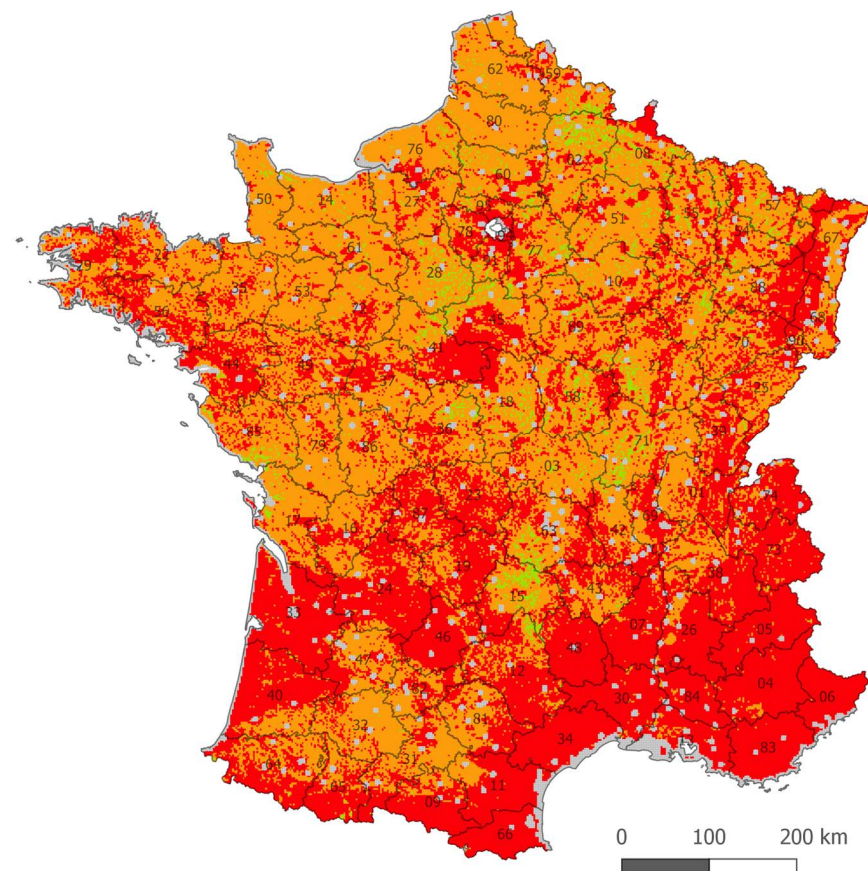
Au regard du modèle, on attend une abondance plus élevée de carabes dans les paysages au sein desquels les grandes cultures et les prairies permanentes occupent une part importante de la surface. A l'inverse, les configurations de paysages au sein desquelles ces deux types d'occupation de sol sont peu représentées sont associées à une faible abondance de carabes des parcelles de grandes cultures. Lorsqu'un seul de ces deux types d'éléments paysagers est fortement représenté dans la matrice paysagère, l'abondance estimée des carabes peut être élevée mais les valeurs sont associées à un fort niveau d'incertitude : ce dernier résultat s'explique par le fait que l'abondance des carabes dépend à la fois de la présence de cultures et de prairies permanentes.

Étant donnée l'hypothèse selon laquelle une augmentation de l'abondance de carabes induit une augmentation du niveau de prédation des graines d'adventices, ces cartes, une fois validées, pourraient être utilisées pour identifier les zones géographiques dans lesquelles on peut s'attendre à ce que la prédation de graines d'adventices par les carabes soit efficace, et adapter les itinéraires techniques de désherbage en conséquence.

Figure 8-2-4. Distribution spatiale de l'abondance estimée (en nombre d'individus) des carabes omnivores (a.), et spatialisation du degré d'incertitude associé à ces résultats (b.)

a. résultat de l'application France entière (mailles de 2x2km) d'un modèle statistique élaboré à partir de données de terrain collectées en Côte d'Or dans des parcelles de céréales d'hiver en mai.
 b. le niveau d'incertitude a été traduit en modalités allant de 0 (faible niveau d'incertitude) à 4 (haut niveau d'incertitude).

a. Abondance estimée des carabes omnivores



b. Variabilité associée à l'estimation de l'abondance des carabes omnivores

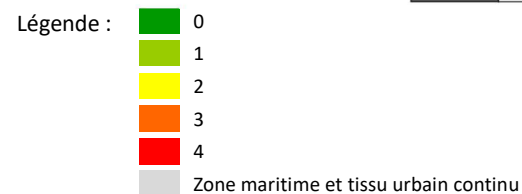
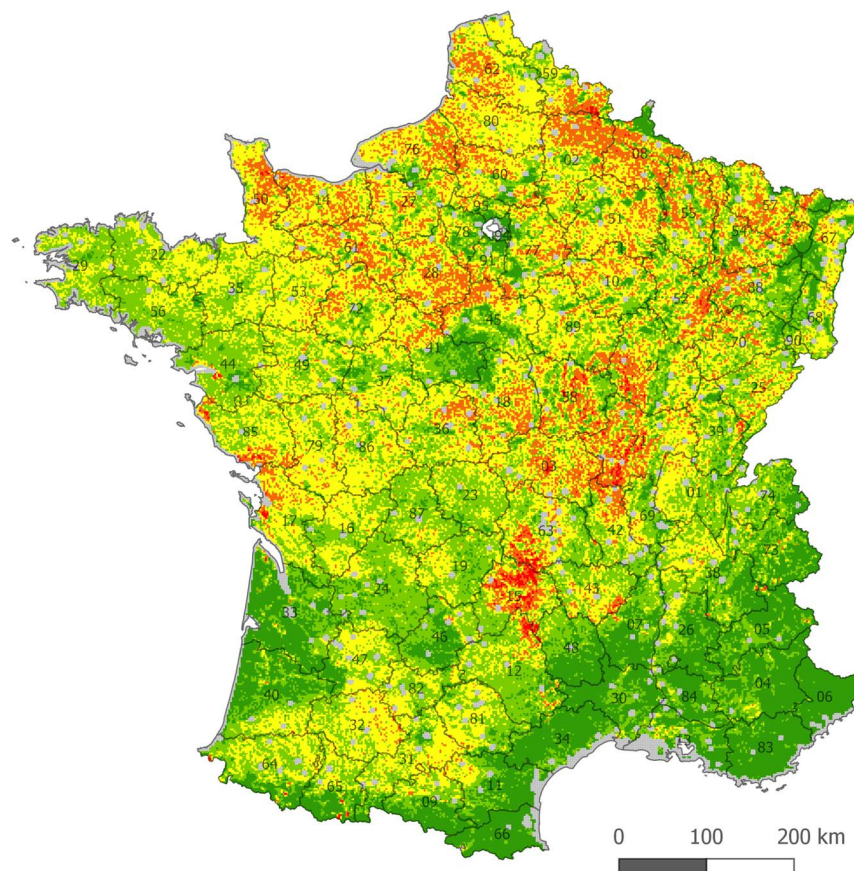
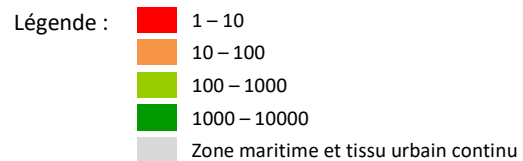
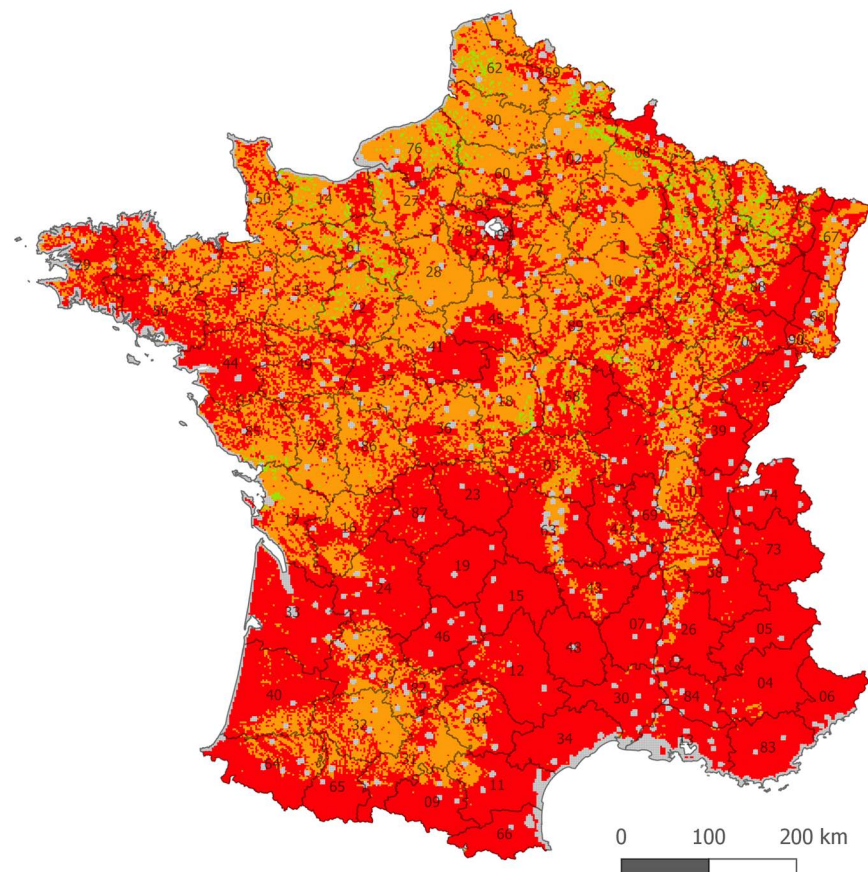


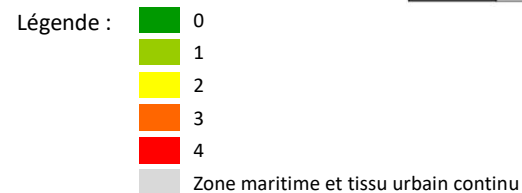
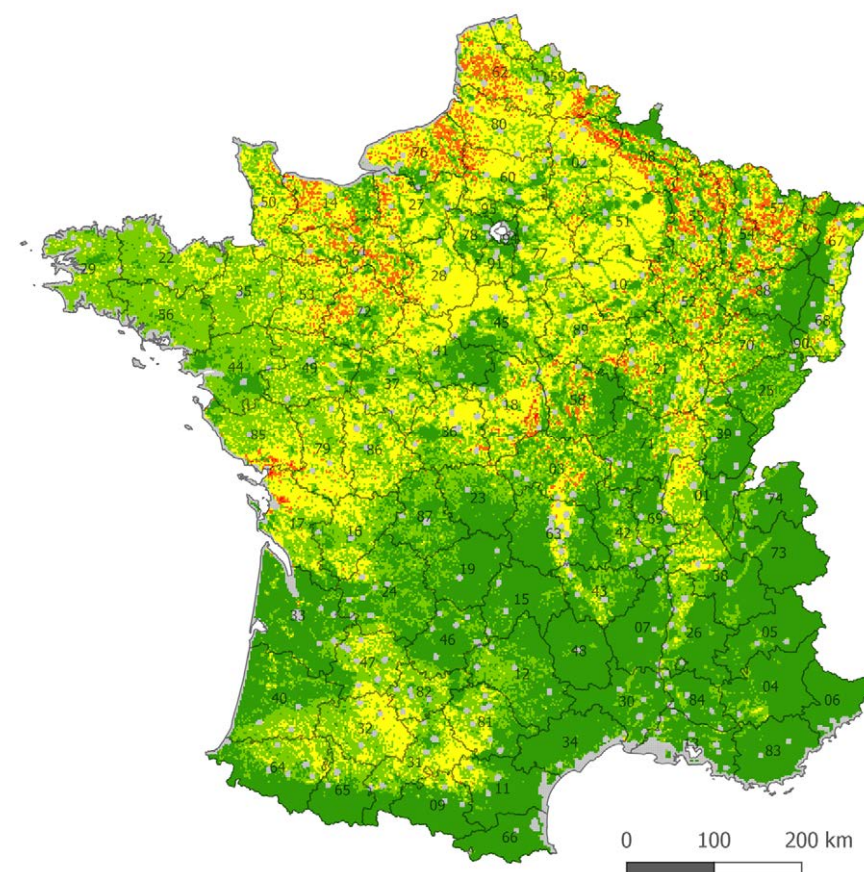
Figure 8-2-5. Distribution spatiale de l’abondance estimée (en nombre d’individus) des carabes granivores (a.) et spatialisation du degré d’incertitude associé à ces résultats (b.)

a. résultat de l’application France entière (mailles de 2x2km) d’un modèle statistique élaboré à partir de données de terrain collectées en Côte d’Or dans des parcelles de céréales d’hiver en mai.
 b. le niveau d’incertitude a été traduit en modalités allant de 0 (faible niveau d’incertitude) à 4 (haut niveau d’incertitude).

a. Abondance estimée des carabes granivores



b. Variabilité associée à l’estimation de l’abondance des carabes granivores



8.2.2.3. Développements ultérieurs et perspectives de recherche

Validation de l'estimation de l'abondance de la banque de graines d'adventices en fonction des séquences de cultures

Les cartes présentées en figure 8-2-3 sont issues de l'application en France d'un modèle établi et validé sur des données britanniques. Elles doivent donc être validées avant d'être utilisées, soit à l'aide de données qui seraient déjà disponibles, soit *via* la réalisation d'un échantillonnage de la banque de graines (selon les méthodes de Heard *et al.*, 2003) sur une large gamme de situations contrastées en France.

Validation de l'estimation de l'abondance des carabes

Les cartes présentées en figures 8-2-4 et 8-2-5 sont issues de l'extrapolation à la France d'un modèle établi dans un seul département français. Elles doivent donc être validées avant d'être utilisées, en testant la validité du modèle soit à l'aide de jeux de données de terrain déjà disponibles pour diverses zones géographiques françaises (si possible des situations pédoclimatiques et agronomiques contrastées), soit *via* la mise en place d'une collecte de données nationale à l'échelle de la France entière soit *via* l'utilisation de données qui existent déjà telles que celles collectées dans le cadre du projet SEBIOPAG. Par ailleurs, il est important de noter que l'UMR BAGAP de l'Inra a mis en place une surveillance à long terme des carabes.

Validation des indicateurs de régulation des graines d'adventices retenus dans l'étude

Les deux indicateurs retenus dans EFESE-écosystèmes agricoles pour quantifier le niveau de fourniture du SE de régulation des graines d'adventices ont été choisis car il semble, *a priori*, répondre à la recherche de compromis entre les caractéristiques associées à un « bon » indicateur que sont : (i) sa simplicité, (ii) son caractère générique (la possibilité de l'utiliser dans une gamme large de contextes pédoclimatiques et agronomiques) et (iii) son aptitude à prédire correctement le phénomène examiné (c'est-à-dire sa capacité à expliquer la variabilité du phénomène étudié). Cependant, il n'a pu être vérifié, dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles, que ces deux indicateurs remplissent effectivement ces critères, et ce travail devra être mené pour les valider.

Travaux complémentaires et perspectives

Comme indiqué dans la section 8.2.2.1, l'évaluation de la prédation des graines d'adventices par les oiseaux, les mammifères ou autres groupes d'animaux consommateurs de graines (ex. Lombrics) n'a pas été réalisée dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles. Néanmoins, l'abondance de certaines espèces d'oiseaux connues pour leur contribution à la régulation des graines d'adventices pourrait être estimée et cartographiée en utilisant la base de données françaises collectées dans le cadre du STOC (voir section 8.2.2.1). Dans la même logique, l'estimation de l'abondance et la diversité des lombriciens en fonction des types de gestion du sol dans les parcelles agricoles pourrait être envisagée à partir de l'utilisation du modèle développé par exemple par Pelosi *et al.* (2008).

De plus, on peut s'attendre à ce que les méthodes de biomonitoring actuellement en cours de développement (Bohan *et al.*, 2017) prennent de l'ampleur dans les années à venir, pour compléter voire remplacer d'ici 5 à 10 ans l'échantillonnage sur le terrain et les méthodes d'évaluation décrites en section 8.2.2.1. Ces méthodes basées sur le séquençage haut-débit (NGS ; voir par exemple Pompanon *et al.*, 2012) peuvent être utilisées pour établir la liste des espèces présentes dans un espace donné. Appliquées à l'échelle nationale voire continentale, ces méthodes, combinées à celle de méthodes d'apprentissage automatique (*machine learning*), permettraient d'acquérir des données utiles pour reconstruire des réseaux écologiques, par exemple des réseaux trophiques et d'interactions, (Bohan *et al.*, 2011c ; Tamaddoni-Nezhad *et al.*, 2013). Vacher *et al.* (2016) ont démontré que cette méthodologie fonctionne pour les réseaux de champignons et bactéries présents à la surface des feuilles des plantes. Cette approche permettrait la comparaison de réseaux d'interactions écologiques sur une large gamme d'échelles temporelles et spatiales, à travers différents

écosystèmes. Cette méthodologie permettrait ainsi de suivre et de détecter des changements d'abondance d'espèces, dus au climat, ou à la diffusion de maladies, par exemple, voire d'en inférer des évolutions dans le niveau de fourniture des SE associés à cette biodiversité.

Au-delà des méthodes de validation proposées ci-dessus, il est également nécessaire d'examiner plus en profondeur le rôle des variables environnementales et des pratiques agricoles dans la détermination de la régulation des graines d'adventices. Les procédures d'évaluation des cartographies décrites ci-avant devraient donc également s'attacher à collecter des données sur les caractéristiques environnementales et les pratiques agricoles associées. L'analyse de l'effet de ces variables sur l'expression du SE pourrait conduire à une adaptation des modèles utilisés pour estimer le SE de régulation des graines d'adventices, tels que la prise en compte d'autres éléments du paysage dans l'estimation de l'abondance des carabes, ou la subdivision de certaines variables en plusieurs catégories (par exemple affiner la catégorie « grandes cultures » et « prairies permanentes » en sous-catégories selon le type de culture et la durée des prairies). Elle pourrait également mettre en évidence des liens entre l'abondance de la banque de graines, les pratiques de gestion des adventices et l'abondance des carabes. Une tentative d'analyse préliminaire des relations entre le coûts des intrants ou l'IFT, estimé à l'échelle régionale, avec l'abondance des carabes a été réalisée et peut être consultée dans l'Annexe 8-C.

Par ailleurs, plusieurs expérimentations de longue durée ou de systèmes de culture mise en oeuvre pour étudier les alternatives aux herbicides existent en France (ex. Deytieux et al., 2012). Aussi, il serait nécessaire de réaliser un inventaire et une caractérisation fine de celles-ci pour définir et mettre en oeuvre un protocole d'analyse qui permettrait d'évaluer les relations entre pédoclimat, systèmes de culture et SE de régulation des graines d'adventices.

A terme, ces travaux sur l'analyse des déterminants biophysiques et facteurs exogènes du SE de régulation des graines d'adventices devraient permettre de définir des stratégies de gestion des adventices permettant de réduire significativement l'usage des herbicides. En effet, une meilleure compréhension des effets des systèmes de culture (séquences de culture et pratiques agricoles exogènes) et de la composition ou configuration du paysage, et de l'interaction des ces deux types d'effets, devrait permettre de concevoir des systèmes de culture et paysages associés à l'origine d'un haut niveau de SE de régulation des graines d'adventices.

8.2.3. Evaluation économique du SE

Voir section 8.3.3 : l'évaluation économique des SE de « régulation des graines d'adventices » et de « régulation des insectes ravageurs » a été réalisée conjointement.

8.3. Régulation des insectes ravageurs

8.3.1. Spécification biophysique du SE

Expert coordinateur : Adrien Rusch

Contributeur scientifique : David Bohan

8.3.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Nous considérons ici le SE de **régulation naturelle des arthropodes ravageurs des cultures** car ils englobent la majeure partie des ravageurs responsables de la plupart des dégâts sur les principales cultures en Europe. Cette fiche ne concerne donc pas directement la régulation d'autres taxons potentiellement problématiques en agriculture tels que les gastéropodes, sur lesquels moins de références sont actuellement disponibles (Symondson *et al.*, 2006).

La régulation naturelle des arthropodes ravageurs est ici considérée comme un SE rendu par l'écosystème agricole à l'agriculteur. Il est également rendu par d'autres écosystèmes (e.g., forestier ou prairiaux notamment).

La régulation naturelle des arthropodes ravageurs est un SE rendu par la biodiversité. Deux grands types de processus de régulation sont considérés : (i) la régulation de l'activité des arthropodes ravageurs par la végétation (régulation dite « bottom-up ») et (ii) la régulation par les ennemis naturels des arthropodes ravageurs c.-à-d. les auxiliaires de cultures (« top-down »). Dans ce deuxième cas, il s'agit ici de considérer l'ensemble des processus de prédation et de parasitisme impliquant des communautés de prédateurs (vertébrés et invertébrés) et de parasitoïdes « naturellement » présents dans les paysages agricoles. Ce SE se réfère donc particulièrement à la lutte biologique par conservation (qui consiste à la gestion du milieu pour l'optimisation des SE de régulations naturelles) et exclut l'ensemble des approches de lutte biologique par acclimatation (i.e., introduction d'un auxiliaire d'origine exotique) et par augmentation (i.e., élevage puis lâché d'une espèce auxiliaire). De nombreuses études ont ainsi montré l'importance des prédateurs (généralistes ou spécialistes) tels que les carabes, les araignées, les syrphes, les coccinelles, les chrysopes, les forficules, les opilions, mais aussi les oiseaux, les chiroptères ou encore les hyménoptères parasitoïdes, pour réduire les populations d'arthropodes ravageurs, limiter les dégâts sur les cultures et ainsi limiter les pertes de rendement (Chaplin-Kramer *et al.*, 2011 ; Landis *et al.*, 2008 ; Östman *et al.*, 2003 ; Maas *et al.*, 2013 ; Rusch *et al.*, 2013a ; Thies *et al.*, 2003). Cependant, relativement peu d'études arrivent à démontrer les impacts de la régulation sur le fonctionnement de la plante et sur le rendement (très dépendants des capacités de compensation des cultures). Nous ne pouvons faire ici une liste exhaustive de l'ensemble des groupes impliqués du fait de leur nombre très important, et que ces groupes varient considérablement selon les types de cultures et les contextes pédoclimatiques. Cependant, il est important de noter la grande diversité des groupes impliqués dans la régulation des arthropodes ravageurs des cultures.

La régulation naturelle des arthropodes ravageurs concerne tous les écosystèmes agricoles (annuels, pérennes, grandes cultures, horticoles). Cependant, une grande partie des connaissances concerne les grandes cultures, plus particulièrement d'Europe centrale, d'Europe du Nord et d'Amérique du Nord (et tropiques).

8.3.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

Les bénéficiaires principaux du SE de régulation des insectes ravageurs sont les agriculteurs par le fait que ce SE limite les dégâts sur les peuplements cultivés et *in fine* limite les pertes de rendement. Ce SE permet également une réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires connus pour avoir un certain nombre d'effets négatifs sur l'environnement et la santé humaine. La réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires correspond donc à un avantage direct pour l'agriculteur et indirect pour la société dans son ensemble du fait des pollutions

évitées. De plus, les populations de ravageurs servent de ressources à de nombreuses espèces et participent ainsi à leur maintien.

Le fait que ce SE soit à la fois rendu par l'écosystème agricole au gestionnaire de l'agroécosystème et à la société se traduit dans la littérature par deux types d'évaluation économique : pour le gestionnaire à l'échelle d'une parcelle ou d'une exploitation (Karp *et al.*, 2013, voir aussi Sandhu *et al.*, 2008, 2013) ou à l'échelle nationale ou globale (Costanza *et al.*, 1997 ; Losey et Vaughan, 2006 ; Naranjo *et al.*, 2015). Bien que les méthodes d'estimation possèdent des limites importantes et que les valeurs absolues produites sont très dépendantes du contexte, il n'en reste pas moins que ces estimations ont le mérite de mettre en évidence que le SE de régulation des ravageurs actuellement rendu par la biodiversité est très important. Ainsi, par exemple, le SE de régulation rendu par les insectes prédateurs et parasitoïdes représenterait annuellement plusieurs milliards de dollars US (entre 4 et 5 milliards de dollars US) pour les USA (Losey et Vaughan, 2006).

8.3.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Les principaux déterminants biophysiques clefs sont :

La structure des communautés d'ennemis naturels des insectes ravageurs : Abondance, diversité taxonomique et fonctionnelle.

Différentes études ont ainsi montré qu'il existait une relation positive entre le nombre d'espèce d'ennemis naturels et la régulation naturelle des insectes phytophages dans les milieux agricoles (Letourneau *et al.*, 2009). De plus, différentes études ont montré que la structure fonctionnelle (e.g., valeur moyenne / variance de certains traits dans la communauté, distribution des traits, richesse fonctionnelle) des communautés de prédateurs et de parasitoïdes était un facteur important pour prédire les interactions trophiques et les régulations dans les milieux agricoles (Peralta *et al.*, 2014 ; Maas *et al.*, 2015 ; Rusch *et al.*, 2015). Rusch *et al.*, (2015) par exemple ont montré que la taille moyenne des corps dans les communautés de prédateurs généralistes de la faune du sol était un bon prédicteur du niveau moyen de régulation des populations de pucerons dans des parcelles de céréales. Il a également été montré que la présence de groupes fonctionnels différents permettait d'expliquer des niveaux de régulation dans les paysages agricoles et que l'augmentation de la diversité fonctionnelle pouvait engendrer des interactions négatives entre prédateurs (e.g., prédation intragilde) et ainsi limiter les régulation (Martin *et al.*, 2013 ; Rusch *et al.*, 2015). Martin *et al.*, (2013) ont ainsi montré que les paysages plus complexes favorisaient la régulation d'un insecte ravageur par des insectes prédateurs mais également les taux de prédateurs de ces mêmes prédateurs par l'avifaune, ce qui diminuait globalement le taux de régulation des populations du ravageur.

Les échantillonnages et les analyses de la structure des communautés d'ennemis naturels présents dans les écosystèmes agricoles permettent de renseigner les déterminants biophysiques importants pour le SE en question. Même si les groupes fonctionnels des prédateurs naturels varient sensiblement entre les différents types d'écosystèmes agricoles les principaux groupes sont : les carabes, les araignées, les syrphes, les coccinelles, les chrysopes, les forficules, les opilions, mais aussi les oiseaux, les chiroptères ou encore les hyménoptères parasitoïdes. Les méthodes d'échantillonnages de ces groupes sont des méthodes classiques qui recouvrent : du piégeage (pot Barber, pièges Malaise et Moericke...), phéromone, battage, aspiration, pièges collants) et des mesures directes (comptage, relevés avifaunes, point d'écoute chiroptères...). Sur la base de ces échantillonnages, l'analyse de la structure des communautés permet d'apporter des informations sur la richesse spécifique ou abondance des organismes étudiés mais aussi sur les aspects fonctionnels des communautés (ex. taille moyenne de corps) qui, comme indiqué ci-dessus, peut servir de bon indicateur des niveaux de prédation.

La structure des communautés d'arthropodes phytophages :

Il est maintenant connu que le SE de régulation naturelle des ravageurs dépend également de la structure des communautés d'insectes phytophages (Wilby et Orbin 2013).

La diversité végétale intra-parcellaire :

Il est également connu que la diversité végétale intra-parcellaire, planifiée (cultivée) ou associée, est un facteur important pouvant influencer la régulation des insectes phytophages par leurs ennemis naturels (Tonhasca and Byrne 1994 ; Finke and Denno, 2002; Langellotto and Denno, 2004; Letourneau *et al.*, 2011). Cela implique différents processus mais il est globalement démontré que l'augmentation de la diversité végétale intra-

parcellaire permet (i) d'augmenter l'abondance et la diversité des ennemis naturels (hypothèse des ennemis naturels) en raison d'une plus grande disponibilité en ressources alimentaires et en hôtes alternatifs ; (ii) de perturber les communautés d'insectes phytophages en complexifiant le milieu et en limitant ainsi la localisation de l'hôte par les ravageurs (hypothèse de la concentration des ressources) et donc les dégâts sur la culture (Andow, 1991 ; Tonhasca et Byrne, 1994 ; Letourneau *et al.*, 2011). Dans ce deuxième cas, les mécanismes clés en jeu sont de deux types : (i) un habitat plus complexe sera un frein à l'établissement d'une population de ravageurs en raison de la difficulté pour ce dernier à localiser sa plante hôte, la sélectionner et s'y installer (pour y déposer des œufs par exemple ou pour s'y nourrir). Ceci est dû à des effets de barrière physique et à la complexité des stimuli olfactifs et visuels (Voir aussi section 10.1).

La complexité du paysage et plus particulièrement la présence d'habitats semi-naturels (e.g., forêts, prairies naturelles, haies) dans le paysage sont des facteurs importants façonnant les communautés d'ennemis naturels et d'insectes phytophages retrouvées dans les parcelles agricoles (voir aussi section 10.1). On distinguera ici les aspects de la composition du paysage (e.g., proportion d'habitats semi-naturels) de ceux liés à la configuration du paysage (e.g., proximité des habitats semi-naturels) (Fahrig *et al.*, 2011). Globalement, on sait que ces habitats fournissent des ressources et des fonctions clés (e.g., nourriture, sites d'hivernation, hôtes alternatifs) pour ces différentes communautés et des méta-analyses récentes ont mis en évidence que plus la proportion d'habitats semi-naturels (i.e., composition) augmentait dans le paysage, plus l'abondance, la diversité et les taux de régulation des insectes phytophages dans les milieux agricoles augmentaient (Bianchi *et al.*, 2006 ; Chaplin-Kramer *et al.*, 2011 ; Veres *et al.* 2013). La diminution et la fragmentation des habitats semi-naturels dans les paysages sont connues pour être des pressions majeures sur ce SE et ces déterminants biophysiques (Rusch *et al.*, 2016). En effet, ces habitats déterminent le pool d'espèces d'ennemis naturels dans un paysage en raison de leurs rôles majeurs dans (i) l'apport en ressources alimentaires (fleurs, proies alternative, miellat...) et en hôtes alternatifs permettant le maintien des populations d'auxiliaires à des périodes critiques de leur cycle de vie, (ii) le maintien des sites d'hivernation permettant de limiter la mortalité hivernale, (iii) le maintien de zones refuges permettant aux populations d'auxiliaires de limiter leurs mortalités lors de perturbation liées à l'activité agricole (Landis *et al.*, 2000). Différentes études englobant des travaux de différents pays ont ainsi montré qu'une augmentation de la proportion d'habitats semi-naturels augmentait la diversité et l'abondance des ennemis naturels et qu'une simplification des paysages, caractérisée par une diminution de la proportion de ces habitats dans le paysage, réduisait significativement (de l'ordre de 46 % en moyenne) le potentiel de régulation naturelle (Chaplin-Kramer *et al.*, 2011 ; Rusch *et al.*, 2016). Cependant, de nombreux travaux mettent en avant les possibles effets contradictoires d'une plus grande abondance de ces habitats sur certains processus de régulation des insectes ravageurs. Ainsi, Tscharrntke *et al.* (2016) identifient cinq grands types de situations pour lesquels une relation négative entre l'abondance de ces habitats et le niveau des SE de régulation des bioagresseurs peut être observée (Voir section 10.1).

8.3.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Globalement, **les principales pressions sur ce SE et ses déterminants biophysiques sont liées à toutes les pressions participant à la diminution de la biodiversité dans les milieux agricoles.** Il s'agit donc des différentes composantes de l'intensification des pratiques agricoles (Cf. section biodiversité). Ainsi l'augmentation de l'utilisation des produits phytosanitaires par unité de surface, l'augmentation de la taille moyenne des parcelles qui conduit à l'uniformisation du paysage, le travail important du sol qui conduit à des mortalités directes et indirectes, et la réduction forte des habitats semi-naturels dans les paysages agricoles, représentent des facteurs importants connus pour influencer négativement les communautés d'ennemis naturels et les niveaux de régulation naturelle (stabilité spatiale et temporelle) (Tscharrntke *et al.*, 2005 ; Chaplin-Kramer *et al.*, 2011 ; Rusch *et al.*, 2013a). Les produits phytosanitaires ont des effets directs létaux ou sub-létaux sur les communautés d'ennemis naturels et peuvent ainsi conduire à une diminution des niveaux (ou de la stabilité) des régulations naturelles (Meehan *et al.*, 2011 ; Desneux *et al.*, 2007). L'utilisation de produits phytosanitaires, combinée à la diminution de la diversité végétale cultivée (i) favorisent les populations de ravageurs en raison de la grande disponibilité de la ressource sur des échelles de temps et d'espaces importantes et (ii) limitent le maintien, l'abondance et la diversité de certains groupes d'ennemis naturels (et donc leurs actions) en raison du manque de ressources (Landis *et al.*, 2000; Rusch *et al.*, 2010).

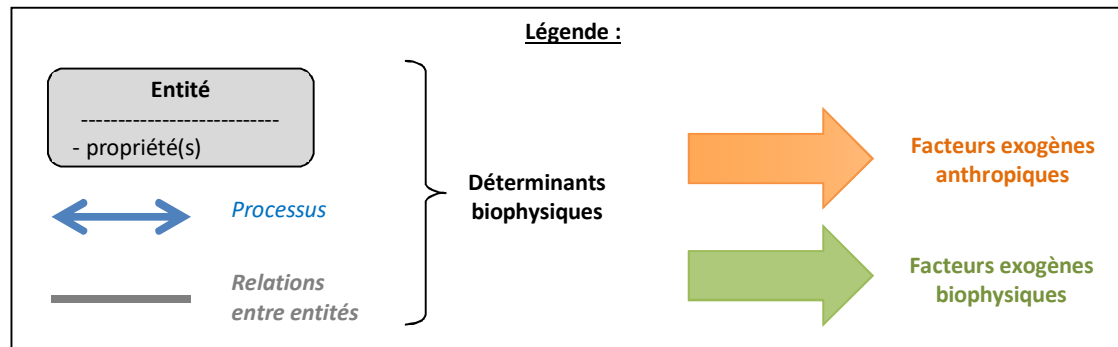
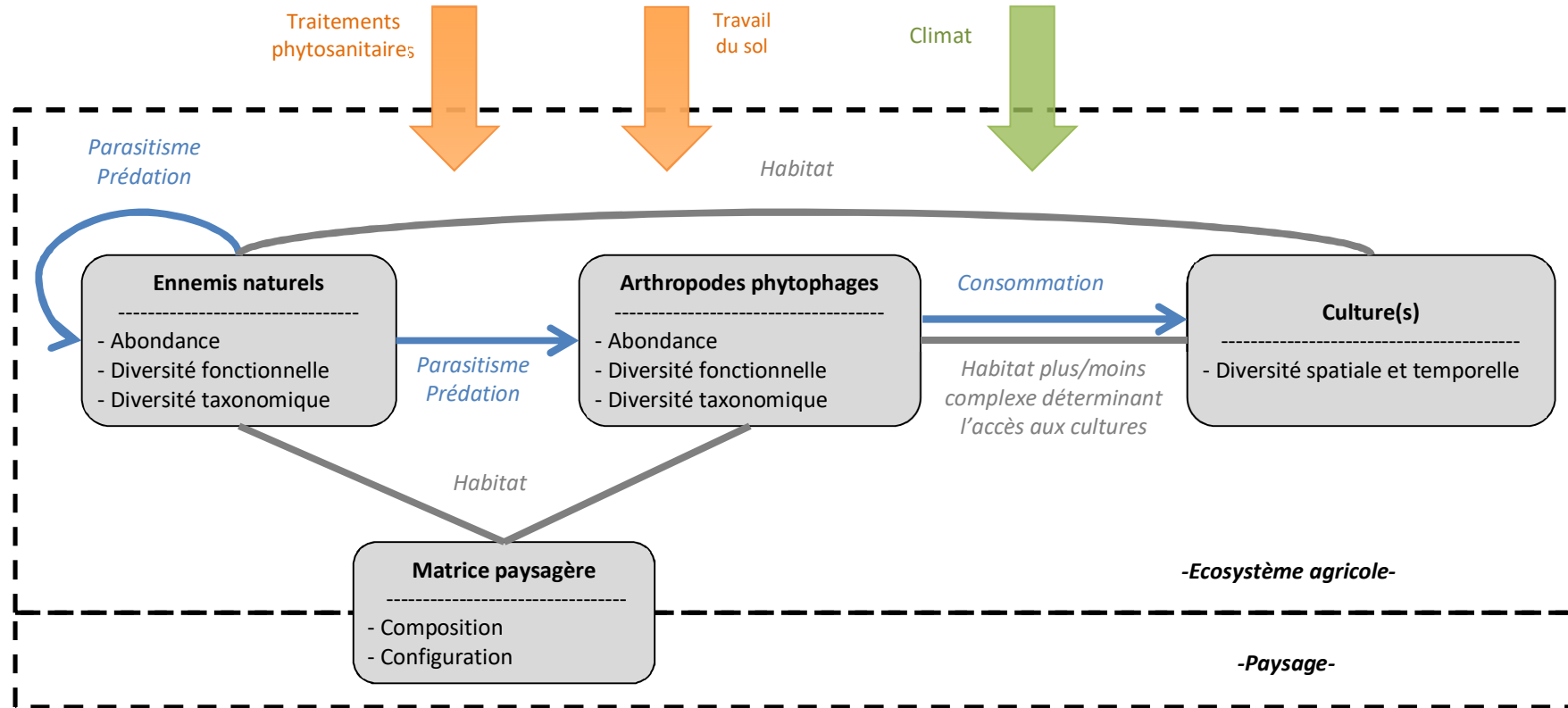
Les facteurs exogènes d'origine anthropique favorables à ce SE sont de différents types mais de manière générale se rattachent à des pratiques visant à diminuer les pressions anthropiques à différentes échelles. Il est admis que l'ensemble des pratiques permettant d'augmenter l'abondance ou la diversité des auxiliaires entraîne une augmentation des niveaux de régulation naturelle bien que les démonstrations spécifiques sur telle ou telle pratique restent à établir. En effet, bien qu'on sache qu'une augmentation de la diversité des ennemis naturels entraîne une augmentation moyenne des niveaux de régulation, dans certains cas cette augmentation se traduit par une augmentation de la prédation intraguilde¹ et donc une diminution du potentiel de régulation (Letourneau *et al.*, 2009).

Plus généralement, les pratiques des agricultures biologiques sont connues pour augmenter la diversité et l'abondance de divers taxons dont des prédateurs généralistes comme les carabes ou les oiseaux (Bengtsson *et al.*, 2005 ; Tuck *et al.*, 2014). Des travaux récents ont aussi montré les effets bénéfiques des techniques culturales sans labour sur le SE de régulation naturelle en grande culture (Tamburini *et al.* 2016). Cette étude a ainsi démontré que les parcelles non labourées voyaient leurs taux de régulation naturelle augmenter de 16% en comparaison de parcelles labourées (i.e., travail du sol avec inversion des horizons). Les effets positifs d'un travail du sol réduit sur la régulation naturelle ont aussi été démontrés en colza (Rusch *et al.*, 2011).

Les principaux déterminants biophysiques et facteurs exogènes clefs sont représentés dans la figure 8-3-1.

¹ Prédation intraguilde : prédation entre ennemis naturels

Figure 8-3-1. Représentation schématique des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes clés impliqués dans la fourniture du SE « régulation des insectes ravageurs »



8.3.2. Evaluation biophysique du SE

Expert coordinateur : Adrien Rusch

Contributeur scientifique : David Bohan, Olivier Therond

Expertise technique : Luc Biju-Duval, Annette Girardin, Anne Meillet

8.3.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture du SE

Approches classiques pour mesurer les niveaux de régulation

Les approches classiques utilisées pour mesurer les niveaux de régulation sont soit des approches indirectes : (i) le suivi des populations naturellement présentes dans les parcelles agricoles, (ii) les mesures de dégâts et de rendement sur le peuplement cultivé permettant l'évaluation de l'impact des populations d'insectes ravageurs ; soit des approches directes : (iii) mesure des effets des ennemis naturels par la mise en place de cages excluant ou non les prédateurs², ou encore (iv) l'utilisation d'approches dites sentinelles comme les cartes de prédatons (i.e., exposition d'un nombre standardisé de proies).

- Le suivi de populations naturelles de bioagresseurs et de leur taux de régulation peut être considéré comme un indicateur du SE (niveau maximal potentiel de SE) surtout s'il est combiné à des mesures de dégâts et de rendement sur le peuplement cultivé (voir ci-dessous). Le problème de cet indicateur est qu'il intègre également d'autres effets qui agissent sur les populations de bioagresseurs (e.g., effets des facteurs abiotiques qui affectent les dynamiques de population comme la température ou la pluviométrie). De plus, une des limites expérimentales de cette approche est le risque d'avoir des populations trop faibles ne permettant pas de mesurer une prédation ou un parasitisme.
- Les mesures de dégâts et de pertes de rendement sont des variables indicatrices du niveau de SE effectif. Elles sont intéressantes car elles intègrent les effets de l'ensemble des différents ravageurs et la dynamique temporelle du SE effectif. Les limites méthodologiques résident dans le fait que cette variable intègre également l'effet de l'ensemble des pratiques de agriculteurs (e.g., fertilisation etc...) et des conditions pédoclimatiques, ce qui vient souvent bruite la variable indicatrice du SE de régulation naturelle des insectes ravageurs et rend les comparaisons entre sites difficiles. Il serait possible de mettre en place des expérimentations permettant de mettre en évidence les effets relatifs des pratiques et du SE de régulation sur l'établissement du rendement mais ce type de dispositifs est assez lourd et contraignant à mettre en place.
- Les cartes de prédatons et les méthodes d'exclusion permettent de quantifier la mortalité naturelle et la prédation par leur ennemis naturels (Martin *et al.*, 2013 ; Rusch *et al.*, 2013a ; Thies *et al.*, 2011). Ces approches permettent une bonne standardisation entre sites mais permettent une mesure du SE sur un pas de temps très court, et si l'on travaille sur des infestations artificielles, elles mesurent un SE potentiel plutôt qu'un SE réel.

D'autres approches sont envisageables, considérant les déterminants biophysiques du SE :

- Considérant que, comme indiqué ci-avant, il existe généralement une relation positive entre richesse spécifique des ennemis naturels et régulation des populations d'insectes phytophages (Letourneau *et al.*, 2009), il est possible d'utiliser un indicateur de cette richesse spécifique comme proxy du SE de régulation. Cependant, et comme évoqué plus haut, il existe bon nombre de cas où cette relation n'est pas valable et nous manquons de référence pour de nombreuses conditions (i.e., cultures, climats etc...). Ceci constitue donc une limite importante. Ce manque de références concerne également la capacité prédictive des indicateurs de structure fonctionnelle des niveaux de régulation (Rusch *et al.*, 2015).

² Expérimentation ayant recours à deux traitement différents, l'un excluant (totalement ou partiellement) les ennemis naturels l'autre sans exclusion laissant les prédateurs et parasitoïdes l'accès à leur ressource (i.e., les insectes ravageurs) pour mesurer leur impact sur une population d'insectes phytophages.

• Enfin, il est maintenant bien connu que la proportion en habitats semi-naturels dans un rayon d'environ 1km dans le paysage détermine fortement les communautés d'ennemis naturels et les niveaux de prédation ou de parasitisme des insectes ravageurs dans les écosystèmes agricoles (Bianchi *et al.*, 2006 ; Chaplin-Kramer *et al.*, 2011). Ces relations sont relativement bien connues, au moins en grande culture, et il semble raisonnable de pouvoir utiliser cet indicateur pour estimer les niveaux de régulation potentielle et la diversité/abondance de certains groupes d'ennemis naturels (i.e., carabes, oiseaux) (Rusch *et al.*, 2012, 2013a ; Thies *et al.*, 2003 ; Winqvist *et al.*, 2011). On note cependant que dans un certain nombre de cas cette variable ne permet pas de prédire les niveaux de déterminants biophysiques ou de SE (e.g., cultures pérennes). Comme il s'agit d'un proxy et qu'il existe d'autres paramètres venant influencer le niveau de SE (e.g., interaction entre espèces d'ennemis naturels et niveaux de régulation) l'incertitude associée à cette estimation peut être importante. L'avantage de cette approche est (i) qu'il existe plusieurs bases de données d'occupation du sol (Corine Land Cover, Globallandcover ou des BDD plus fines à l'échelle nationale), (ii) qu'elle couvre l'ensemble du territoire et des situations, (iii) qu'il n'est pas nécessaire de combiner cette variable avec des mesures de variables plus fines sur le terrain. Dans ce type d'approche nous pouvons estimer une capacité moyenne (un niveau potentiel de SE moyen) dans un contexte paysager donné mais ceci ne permet pas de prendre en compte la variabilité des conditions climatiques et des pratiques des agriculteurs. On obtiendra donc une estimation de la capacité moyenne liée à son contexte paysager.

Méthodologie appliquée dans EFESE-écosystèmes agricoles (cf. Annexe 8-D)

L'approche développée dans EFESE-écosystèmes agricoles est présentée ici suivant quatre étapes: (i) sélection des indicateurs paysagers pour expliquer les niveaux de régulation naturelle sur la base de la bibliographie ; (ii) analyse des effets des indicateurs paysagers sur la régulation naturelle à l'aide de base de données issues de la littérature notamment; (iii) représentation cartographique du niveau moyen de SE de régulation à large échelle lié au contexte paysager ; (iv) formalisation des recommandations et des travaux à mener pour améliorer la prédiction des niveaux de SE de régulation naturelle des insectes ravageurs. Cette dernière étape inclut notamment l'analyse de la qualité prédictive et la validation de ces indicateurs sur des situations françaises.

(i) Sélection des variables paysagères pour expliquer les niveaux de régulation naturelle et choix des couples cultures-bioagresseurs pour EFESE-écosystèmes agricoles : analyse bibliographique

Dans un premier temps, nous avons cherché à identifier les principales variables à expliquer et explicatives utilisées dans la littérature sur les régulations naturelles des insectes ravageurs des cultures. Le Tableau 8-3-1 (non-exhaustif) regroupe les principales études sur les effets du paysage et des pratiques agricoles sur les dynamiques de populations des insectes ravageurs et leur régulation naturelle. Les variables réponses généralement mesurées sont (i) des suivis de populations des ravageurs, (ii) des abondances et/ou des diversités d'ennemis naturels, (iii) des niveaux de prédation ou de parasitisme (de populations naturellement présente ou de populations dites « sentinelles »), (iv) voire des mesures de dégâts et/ou de rendement sur le peuplement cultivé permettent l'évaluation de l'impact des populations d'insectes ravageurs.

Le Tableau 8-3-1 présente également les types de variables explicatives généralement utilisées dans la littérature. On remarque qu'une large majorité des études utilise des variables de composition du paysage (40/41 études), à savoir principalement des variables relatives à la proportion de surface cultivée (par types de culture) et/ou de surface non-cultivée ou d'habitats semi-naturels (e.g., proportion de bois, de prairies, de haies) voire des indices de diversité des types d'occupation du sol (e.g., Shannon, Simpson) (voir par exemple Chaplin-Kramer et Kremen, 2012 ; Gardiner *et al.*, 2009 ; Rusch *et al.*, 2013a et 2013b). Quelques études ont exploré des indices de configuration (e.g., Grilli et Bruno, 2007) mais ces études restent très minoritaires (5/41 études). Deux synthèses récentes ont étudié comment le contexte paysager affectait les communautés de prédateurs, les populations d'insectes ravageurs et la régulation naturelle (Chaplin-Kramer *et al.*, 2011 ; Rusch *et al.*, 2016). Ces études ont utilisé la proportion d'habitats semi-naturels ou la proportion de terres cultivées comme variables explicatives de l'abondance / diversité des ennemis naturels et la régulation naturelle. Les étendues spatiales explorées varient entre quelques dizaines de mètres autour de chaque parcelle (e.g. Ricci *et al.*, 2009 ; Schmidt *et al.*, 2008 jusqu'à plusieurs kilomètres autour des parcelles (den Belder *et al.*, 2002; Thies *et al.*, 2003).

Le Tableau 8-3-1 met en évidence qu'**un ensemble significatif de connaissances existe sur un groupe de ravageurs : les pucerons. C'est sur la régulation de ce groupe que nous avons donc décidé de nous focaliser dans EFESE-écosystèmes agricoles.** D'après les études analysées, les variables paysagères qui apparaissent comme affectant le SE de régulation naturelle potentiel pour ces deux cas sont:

- Proportion de terres cultivées à différentes étendues spatiales
- Proportion d'habitats semi-naturels (décomposée en prairies permanentes, temporaires, forêts, haie, jachères) à différentes étendues spatiales

(ii) Analyse des effets des indicateurs paysagers sur la régulation naturelle sur la base de données issues de la littérature

Collecte des données

Pour cela nous avons utilisé les études et les jeux de données (en France ou en Europe de l'Ouest) collectés dans le cadre de l'étude de Rusch *et al.* (2016) ayant mesuré le SE de régulation naturelle des pucerons *via* des expérimentations basées sur des approches utilisant des couples de plantes sur lesquels deux modalités d'exclusion des ennemis naturels ont été appliquées (i.e., exclusion/non exclusion des ennemis naturels). Cette étude a compilé les données de 15 expérimentations antérieures regroupant 175 sites différents et situées dans 5 pays en Europe du Nord, Europe centrale, Europe de l'ouest et d'Amérique du Nord (Tableau 8-3-2).

Pour l'ensemble des points de mesures, nous avons analysé les effets du contexte paysager sur le niveau de régulation des ravageurs en utilisant la proportion de terres cultivées dans un rayon de 1 km autour de chaque site. Cette variable a été retenue car (i) elle représente une mesure simple et robuste du niveau de simplification des paysages agricoles (Persson *et al.*, 2010; Roschewitz *et al.*, 2005; Rundlöf and Smith 2006), (ii) elle est souvent inversement corrélée avec d'autres mesures de la complexité du paysage comme la diversité en type d'habitats (Roschewitz *et al.*, 2005 ; Tschardtke *et al.*, 2005). Enfin, cette mesure peut également être interprétée comme un proxy de l'intensification agricole car elle est très corrélée avec la pression d'utilisation des pesticides à l'échelle parcellaire et paysagère (Meehan *et al.*, 2011). L'ensemble de ces propriétés en font un premier indicateur synthétique intéressant dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles pour analyser l'effet du contexte paysager (incluant composition du paysage, en termes de types d'occupation du sol, et de pratiques agricoles, en termes de pression phytosanitaires) sur les niveaux potentiels de régulation naturelle.

Tableau 8-3-1. Tableau (non-exhaustif) résumant les principales études (et leurs caractéristiques) s'intéressant aux déterminants des attaques de ravageurs et de leur régulation naturelle.

Etude	Ravageur	culture	Pays	Année	Variables réponses	Composition	Configuration	Variables explicatives	Etendues considérées
1. Ameixa & Kindlmann 2008	<i>Acyrtosiphon pisum</i>	blé	Rep Tchèque	2007	abondance et diversité de carabes carte de prédation	x		Proportion de forêt	
2. Bianchi <i>et al.</i> , 2005	<i>Mamestra brassicae</i>	choux de bruxelles	Hollande	2002-2003	taux de prédation et taux de parasitisme	x		20 variables paysagères liées à la composition (différents types d'occupation du sol)	4 étendues spatiales: rayon de 0.3, 1, 2 et 10 km
3. Bianchi <i>et al.</i> , 2008	<i>Plutella xylostella</i>	choux de bruxelles	Hollande	2006	taux de parasitisme	x		20 variables paysagères liées à la composition (différents types d'occupation du sol)	4 étendues spatiales: rayon de 0.3, 1, 2 et 10 km
4. Boiteau <i>et al.</i> 2008	<i>Leptinotarsa decemlineata</i>	patate	Canada	2004-2005	abondance de Doryphore	x		Proportion de pomme de terre	rayon de 1.5 km
5. Brewer <i>et al.</i> , 2008	<i>Diuraphis noxia</i> , <i>Aphis helianthi</i>	Blé	USA	2001-2002	abondance des parasitoïdes	x		diversification a échelle ferme et régionale (2x2 design factoriel)	région : diamètre de 5.6 km
6. den Belder <i>et al.</i> , 2002	<i>Thrips tabaci</i>	poireau	Hollande	1998	abondance de <i>Thrips tabaci</i>			Proportion de différents types d'occupation du sol	1000m et 5000m de rayon
7. Grilli and Bruno 2007	<i>Delphacodes kuscheli</i>	maïs	Argentine	1999-2000	abondance de <i>Delphacodes kuscheli</i>		x	4 indices de configuration : total class area, LPI, proximity index, patch cohesion	
8. Holland & Fahrig 2001	Insecte ravageur de la luzerne	luzerne	Canada	1995-1996	abondance et diversité de prédateurs	x	x	Surface du patch et différents indice de composition (diversité) et configuration (isolement)	
9. Rusch <i>et al.</i> , 2017	vers de la grappe	Vigne	France	2009-2015	taux de parasitisme carte de prédation	x		Proportion d'habitats semi-naturels	différentes étendues: 250m, 500m, 750m, 1000m
10. Elliott <i>et al.</i> 1999	pucerons du blé	blé	USA	1988-1990	Abondance de pucerons et de leurs prédateurs	x		variables paysagères (% prairies, % bois, %zones humides, % zones de conservation nombre d'interfaces)	
11. Elliott <i>et al.</i> 2002a	pucerons	luzerne	USA	1988 -1990	abondance des pucerons et de leurs prédateurs	x		variables paysagères (% prairies, % bois, %zones humides, % zones de conservation nombre d'interfaces)	
12. Elliott <i>et al.</i> 2002b	pucerons	maïs	USA	1988 -1990	abondance des pucerons et de leurs prédateurs	x		variables paysagères (% prairies, % bois, %zones humides, % zones de conservation nombre d'interfaces)	
13. Klug <i>et al.</i> 2003	Noctuelle	épinard	Allemagne	2002		x		variables paysagères (% de terres arables, % pomme de terre, % forêt)	
14. Krause and Poehling 1996	pucerons	blé	Allemagne	1992	abondance des syrphes	x		présence de haie et diversité du paysage	

Etude	Ravageur	culture	Pays	Année	Variabes réponses	Composition	Configuration	Variabes explicatives	Étendues considérées
15. Marino and Landis 1996	Noctuelle du maïs	maïs	USA		taux de parasitisme et diversité des parasitoïdes	x		complexité du paysage (terres arables, habitats non-cultivés, bois, taille des parcelles)	
16. Menalled <i>et al.</i> 1999	Noctuelle du maïs	maïs	USA		taux de parasitisme et diversité des parasitoïdes	x		complexité du paysage (terres arables, habitats non-cultivés, bois, taille des parcelles)	
17. Menalled <i>et al.</i> , 2003	Noctuelle du maïs	maïs	USA	1993-2001	taux de parasitisme et diversité des parasitoïdes	x		simple vs. complexe (deux catégories basées sur le % d'habitats semi-naturels)	
18. Östman <i>et al.</i> 2001	puçeron <i>Rhopalosiphum padi</i>	blé	Suède	1999	prédation (exclusion)	x	(x)	Rapport périmètre/surface; % culture pérenne; diversité des cultures; Hétérogénéité à différentes étendues; fermes bio vs conv	deux étendues: deux carrés de 1.6 km ² et 25 km ² autour des fermes
19. Prasifka <i>et al.</i> 2004	puçerons, tordeuses, trhips et cicadelles	cotton	USA	2001 - 2002	abondance et diversité des prédateurs généralistes	x	(x)	Variabes paysagères (perimeter/area ratio; % sorgho; % terres non cultivées)	différentes étendues : 1.6 et 3.2 km.
20. Purtauf <i>et al.</i> 2005		blé	Allemagne		abondance et diversité des carabes	x		Proportion de prairies (+ AB/AC local)	1.5 km de rayon
21. Roschewitz <i>et al.</i> 2005	puçerons du blé	blé	Allemagne	2001-2003	taux de parasitisme et abondance des pucerons	x		Proportion de prairies (+ AB/AC local)	étendues: cercles de rayon: 1, 1.5, 2, 2.5, 3km
22. Schmidt <i>et al.</i> , 2008		blé	Allemagne		abondance et diversité des araignées	x		Proportion non cultivés (+ AB/AC local)	Multiples étendues : cercles de rayon de 95m à 3km
23. Schmidt <i>et al.</i> 2005		blé	Allemagne		abondance et diversité des araignées	x		Proportion non cultivés (+ AB/AC local)	1.5 km de rayon
24. Thies and Tschardtke 1999	mélégèthes	colza	Allemagne		dégâts de méligèthes et taux de parasitisme	x		effet local (bords de champs récent ou vieux) et complexité du paysage (% de terres non cultivées)	1.5 km de rayon
25. Thies <i>et al.</i> , 2003	mélégèthes	colza	Allemagne		dégâts de méligèthes et taux de parasitisme	x		Proportion de terres non cultivées	rayons de 0.5 km à 6km
26. Thies <i>et al.</i> , 2005	puçerons	blé	Allemagne		abondance des pucerons et taux de parasitisme	x		Proportion de terres non cultivées	rayons de 0.5 km à 6km
27. Rusch <i>et al.</i> , 2013a	puçeron <i>Rhopalosiphum padi</i>	orge	Suède	2011	taux de régulation (prédation + parasitisme) (exclusion)	x	x	Utilisation d'un indicateur paysager développé par Persson <i>et al.</i> , 2010: prend en compte la configuration et la composition: ratio périmètre /surface et longueur des bordures	Rayons de 0.5 km à 3 km

Etude	Ravageur	culture	Pays	Année	Variabes réponses	Composition	Configuration	Détail des variables	étendues
28. Chaplin-Kramer et Kremen, (2012)	<i>Brevicoryne brassicae</i> (Linnaeus)	chou	USA		taux de régulation (exclusion)	x		Proportion d'habitats semi-naturels	rayon de 1 km
29. Thies et al., 2011	Pucerons du blé	blé	EU		taux de régulation (exclusion)	x		Proportion d'habitats non cultivés	rayons de 500m et 1000m autour des parcelles
30. Winqvist et al., 2011	Pucerons	céréales	EU		carte de prédation	x		Proportion d'habitats non cultivés	rayons de 500m et 1000m autour des parcelles
31. Holland et al., 2012	Pucerons	blé	UK	2006, 2007	taux de régulation (exclusion)	x		Proportion de bandes enherbées	rayons de 250m, 500m et 750m
32. Woltz et al., 2012	Pucerons	soja	USA	2008, 2009	taux de régulation (exclusion) et abondance des coccinelles	x		Proportion d'habitats semi-naturels et indice de diversité de Simpson	rayons de 0,5km, 1km, 1.5 km et 2 km
33. Gardiner et al., 2009	Pucerons	soja	USA	2005 2006	taux de régulation (exclusion) et abondance des prédateurs	x		Indice de diversité de Simpson	rayons de 0.5 à 3.5 km par 0.5km
34. Ricci et al., 2009	carpocapse	pommier poirier	France	2006	abondance de carpocapse	x		Proportion de vergers bio et conv dans le paysage, longueur des haies	Rayons de 50m à 500m
35. Rusch et al., 2013b	méligèthes	colza	France	2008-2009	densité de méligèthes	x		Proportion de différents types d'habitats semi-naturels et cultivés	rayons de 250m à 2000m par 250m
36. Rusch et al., 2011	méligèthes	colza	France	2008-2009	taux de parasitisme	x		Proportion de différents types d'habitats semi-naturels et cultivés	rayons de 250m à 2000m par 250m
37. Zaller et al., 2008 a et b	<i>Meligethes aeneus</i> , <i>Ceutorhyncus napi</i> , <i>C.pallidactylus</i> , <i>Dasineura brassicae</i> ,	colza	Autriche	2005	taux de parasitisme	x		proportion de bois et de prairies	rayons de 250m et 500m
38. Drapela et al., 2008		colza	Autriche	2005	abondance et diversité des araignées	x		proportion d'habitats semi-naturels (bois et de prairies)	rayons de 250m à 2000m
39. Rusch et al., 2016	pucerons	différentes cultures	EU + USA	Années différentes	Régulation des pucerons (exclusion)	x		proportion de terres cultivées	rayon de 1km
40. Jonsson et al., 2012	pucerons et teigne des crucifères	chou	Nouvelle Zélande	2007	densité du ravageur et taux de parasitisme et hyperparasitisme	x		Proportion de terres cultivées et pression insecticide ainsi que proportion d'habitats semi-naturels; indice de diversité de Shannon	rayon de 500m
41. Tamburini et al., 2016	pucerons	blé	Italie	2014	taux de régulation (exclusion)	x		Proportion d'habitats semi-naturels (+local Wdu Sol)	rayons de 0 à 2 km

Tableau 8-3-2. Résumé des caractéristiques des études mobilisées pour l'analyse des relations entre composition du paysage et niveau de régulation naturelle des pucerons (D'après Rusch *et al.*, 2016).

Study code	Crop	Prey species	Exclusion treatment: open & total exclusion	Exclusion treatment: open, partial & total exclusion	Duration of the experiment	Location	Number of fields	Replicates per field	Landscape gradient (range of % of cultivated land in 1 km radius)	References
Study 1a	<i>Brassica oleracea</i>	<i>Brevicoryne brassicae</i> (Linnaeus)	Yes	No	12 days	USA, California	9	3	02 - 94 %	Chaplin-Kramer and Kremen (2012)
Study 1b	<i>Brassica oleracea</i>	<i>Brevicoryne brassicae</i> (Linnaeus)	Yes	No	12 days	USA, California	10	2	02 - 94 %	Chaplin-Kramer and Kremen (2012)
Study 1c	<i>Brassica oleracea</i>	<i>Brevicoryne brassicae</i> (Linnaeus)	Yes	No	12 days	USA, California	10	2	02 - 94 %	Chaplin-Kramer and Kremen (2012)
Study 2	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	13 or 14 days	Germany, Göttingen	8	2	26 - 93 %	Thies <i>et al.</i> , (2011)
Study 3a	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Stobion avenae</i> (Fabricius)	No	Yes	14 days	UK, Dorset and Hampshire	14	2	33 - 87 %	Holland <i>et al.</i> , (2012)
Study 3b	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Stobion avenae</i> (Fabricius)	No	Yes	14 days	UK, Dorset and Hampshire	12	2	27 - 87 %	Holland <i>et al.</i> , (2012)
Study 4	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	11 - 23 days	Germany, Jena	8	2	48 - 98 %	Thies <i>et al.</i> , (2011)
Study 5	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	16 - 19 days	Poland	8	2	39 - 94 %	Thies <i>et al.</i> , (2011)
Study 6	<i>Hordeum vulgare</i>	<i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	Yes	No	5 days	Sweden, Scania	31	4	14 - 88 %	Rusch <i>et al.</i> , (2013) ; unpublished data
Study 7	<i>Hordeum vulgare</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	20 - 22 days	Sweden, Uppsala	8	2	56 - 100 %	Thies <i>et al.</i> , (2011)
Study 8	<i>Hordeum vulgare</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	21 - 27 days	Sweden, Scania	8	2	48 - 100 %	Winqvist C. unpublished data
Study 9a	<i>Glycine max</i>	<i>Aphis glycines</i> (Matsumura)	Yes	No	7 - 14 days	USA, Michigan	12	4	9 - 79 %	Woltz <i>et al.</i> , (2012) ; unpublished data
Study 9b	<i>Glycine max</i>	<i>Aphis glycines</i> (Matsumura)	Yes	No	7 - 14 days	USA, Michigan	12	4	16 - 89 %	Woltz <i>et al.</i> , (2012) ; unpublished data
Study 10a	<i>Glycine max</i>	<i>Aphis glycines</i> (Matsumura)	Yes	No	14 days	Wisconsin, Iowa, Minnesota	12	4	39 - 92 %	Gardiner <i>et al.</i> , (2009)
Study 10b	<i>Glycine max</i>	<i>Aphis glycines</i> (Matsumura)	Yes	No	14 days	USA, Michigan, Wisconsin, Iowa, Minnesota	13	4	32 - 97 %	Gardiner <i>et al.</i> , (2009)

L'étendue spatiale de 1 km a été choisie car il a été montré qu'elle était la plus (ou une des plus) pertinente pour comprendre certaines interactions trophiques impliquées dans la régulation des insectes ravageurs et les dynamiques de populations d'insectes ravageurs et d'ennemis naturels, entre autres les pucerons (Thies et Tschardt 1999 ; Thies *et al.*, 2005 ; Rusch *et al.*, 2013a).

Indicateur du niveau de régulation potentielle des pucerons

Pour estimer le niveau moyen potentiel de régulation naturelle des pucerons lié au contexte paysager dans un rayon de 1 km, Rusch *et al.* (2016) ont calculé la différence de taux de croissance des pucerons entre la modalité exclusion totale des ennemis naturels et la modalité « ouverte » (i.e., accès possible par tous les ennemis naturels) pour l'ensemble des jeux de données (le détail des calculs est donné dans Rusch *et al.*, 2016 et dans Annexe 8-D). On note ici que les cultures utilisées dans cette étude sont : l'orge, le blé, le chou et le soja (Tableau 8-3-2). La variable calculée correspond donc à une différence de taux de croissance résultant de l'action des ennemis naturels. Cette variable a été utilisée comme un indicateur du niveau potentiel de régulation naturelle pour chaque site expérimental (Latham *et al.*, 2010). Ces auteurs ont ensuite analysé la relation entre cet indicateur et la variable caractérisant le contexte paysager ; la proportion de surface cultivée (cf. Annexe 8-D). Les données ont été analysées à l'aide d'un modèle linéaire mixte estimant l'effet du contexte paysager sur la régulation naturelle potentielle des pucerons. La partie fixe du modèle a permis d'établir une équation de type (cf. note technique) :

$$\text{Niveau de régulation potentiel moyen} = f (\% \text{ terres cultivées dans un rayon de 1km})$$

Le modèle a également permis d'établir deux équations pour définir les bornes d'un intervalle de confiance à 5 et 95%.

(iii) Représentation cartographique du niveau de SE potentiel

Extraction des données paysagères

Pour estimer le niveau potentiel de régulation naturelle en France *via* l'application du modèle statistique développé dans l'étape précédente, nous avons extrait la proportion de terres cultivées dans un rayon de 1 km le long d'une grille régulière (maillage de 2 km) couvrant l'ensemble du territoire français. Pour cela nous avons utilisé les données du Registre Parcellaire Graphique (RPG). Cette étape a donc fourni pour chaque nœud de la grille la proportion de terres cultivées identifiées par le RPG dans le paysage de mailles de 2 km de côté non recouvrantes.

Calcul du niveau de régulation potentiel et représentation

Pour chaque point de la carte, le niveau moyen potentiel de régulation naturelle a été estimé à l'aide du modèle linéaire mixte établi ci-avant. Les équations définissant les bornes de l'intervalle de confiance à 5 et 95% ont été utilisées pour définir une limite haute et basse à la prédiction et ainsi introduire une mesure de l'incertitude associée au niveau de régulation moyen calculé.

8.3.2.2. Résultats et analyse

Représentation cartographique

Les cartes du résultat de l'estimation du niveau de régulation ont été produites avec ArcGis 10.1. Deux cartes ont été produites (Figure 8-3-2). La première carte (Figure 8-3-2a) représente la valeur estimée pour le niveau moyen de régulation potentielle pour chaque maille (2 km x 2 km). Les classes utilisées pour la représentation cartographique sont : niveau de régulation potentielle bas ≤ 0.6 , niveau de régulation potentielle moyen > 0.6 et ≤ 0.8 , niveau de régulation potentielle haut > 0.8 et ≤ 0.12 . Elles divisent les estimations en trois classes équivalentes (d'après la distribution des estimations). La deuxième carte (Figure 8-3-2b) représente l'incertitude estimée sur la prédiction du niveau moyen de régulation potentielle. Pour chaque maille de 2 km x 2 km, cette

carte représente la différence entre les prédictions des deux équations représentant les bornes de l'intervalle de confiance à 5 et 95 %.

Un masquage des mailles sur lesquelles l'estimation n'est pas pertinente a été réalisé (voir aussi Annexe 8-D). Ainsi, les mailles essentiellement composées des zones urbaines, ou encore des zones littorales sont masquées. Par ailleurs, étant donné la grande incertitude potentielle des données du RPG sur les surfaces en cultures pérennes (CF. Chapitre 1), les mailles essentiellement composées de ce type de culture sont également masquées

Les cartes fournissent une estimation basée sur une relation statistique et présentent un certain nombre de limites et de points critiques (détaillés plus bas). Comme l'indique la relation mise en évidence par Rusch *et al.* (2016), ainsi qu'un certain nombre de travaux antérieurs (e.g., Thies *et al.*, 2003 ; Bianchi *et al.*, 2006 ; Chaplin-Kramer *et al.*, 2011), ces représentations montrent que les niveaux attendus de régulation naturelle potentielle sont plus importants dans des paysages avec une proportion de terres cultivées plus faible, considérés comme plus complexes. La représentation cartographique correspond à une extrapolation spatiale de la relation établie par Rusch *et al.* (2016) sur un ensemble de sites expérimentaux. Elle ne prend pas en compte un certain nombre de variables et d'effets (voir plus bas). La Figure 8-3-2a indique donc des niveaux de régulation naturelle potentielle plus importants dans des territoires composés de grands massifs forestiers ou prairiaux. Ceci étant dit, les niveaux attendus de régulation naturelle potentielle les plus faibles apparaissent dans les grands bassins de production agricole plutôt intensifs. A contrario, et en excluant les territoires absolument pas concernés par la production agricole, il apparaît que les niveaux attendus de régulation naturelle potentielle les plus forts se trouvent dans des zones plus diversifiées (e.g. polyculture- élevage, paysages complexes) comme le Nord-Ouest de la France. La Figure 8-3-2a permet donc de localiser les paysages à fort pouvoir « suppressif » (au niveau potentiel moyen de régulation naturelle des pucerons) si une parcelle cultivée y était implantée alors que la Figure 8-3-2b permet d'estimer le niveau d'incertitude actuellement associé à cette prédiction.

Interprétation des représentations cartographiques

Le premier point important à noter est que les niveaux de régulation naturelle estimés se basent sur des données issues de contextes et d'expérimentations variés (voir Tableau 8-3-2). A ce stade de l'étude aucune validation du modèle n'a été réalisée. Cette validation sera à réaliser pour consolider ces résultats très préliminaires. Pour cela, il sera nécessaire de mobiliser des jeux de données collectés en France et dans différentes cultures. En effet, nous savons, par exemple, que l'importance relative des différentes guildes de prédateurs et de parasitoïdes varie fortement en fonction des contextes pédoclimatiques notamment entre l'Europe du Nord, Centrale et de l'Ouest (Thies *et al.*, 2011). Les relations entre simplification du paysage et niveau de régulation peuvent donc être potentiellement affectées par ces différences et une validation et une calibration adaptées aux situations rencontrées sur le territoire Français est donc nécessaire.

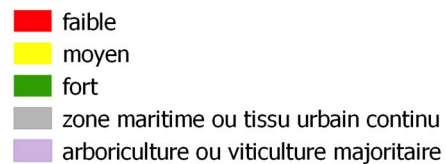
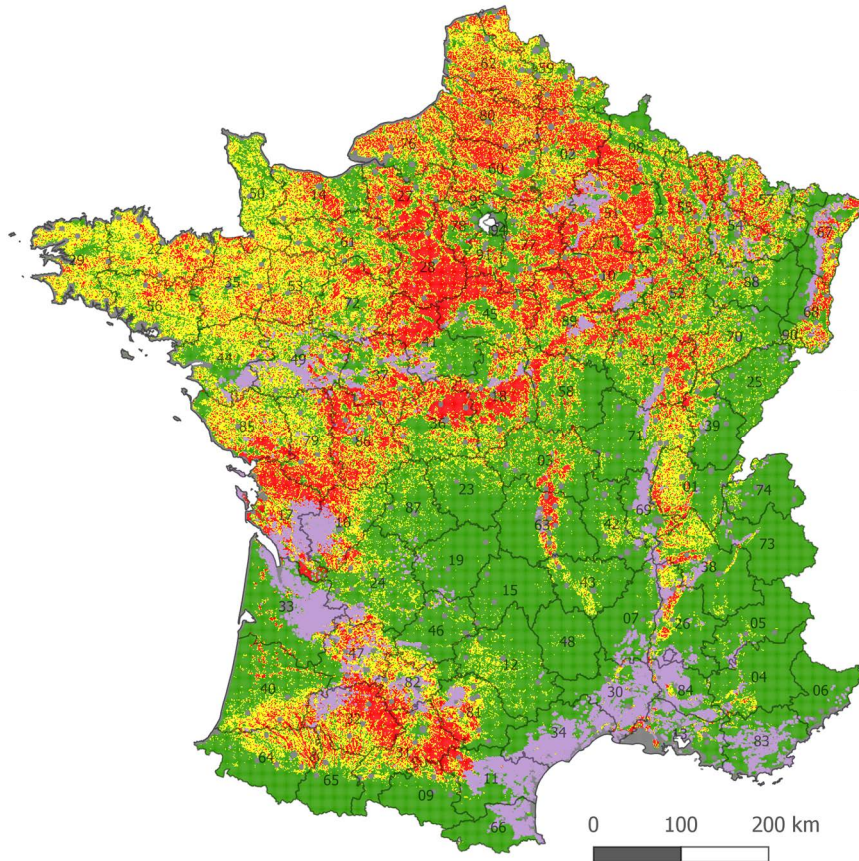
Le deuxième point important est qu'en se basant sur des expérimentations utilisant des approches par exclusions sur des populations de pucerons introduites volontairement, nous mesurons des niveaux potentiels de régulation naturelle et pas des niveaux de contrôle biologique réalisés. Nous utilisons donc ici cette variable comme un indicateur du potentiel de fourniture d'un SE lié au contexte paysager et non pas un niveau effectif de SE qui fait intervenir le type de culture, les pratiques agricoles et beaucoup d'autres variables biotiques (e.g., diversité végétale cultivée) et abiotiques (e.g., température, humidité).

Figure 8-3-2. Distribution spatiale sur maillage de 2km x 2km a) des niveaux moyens potentiels de régulation naturelle des pucerons et, b) de l'incertitude associée à cette prédiction.

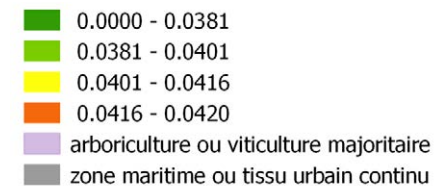
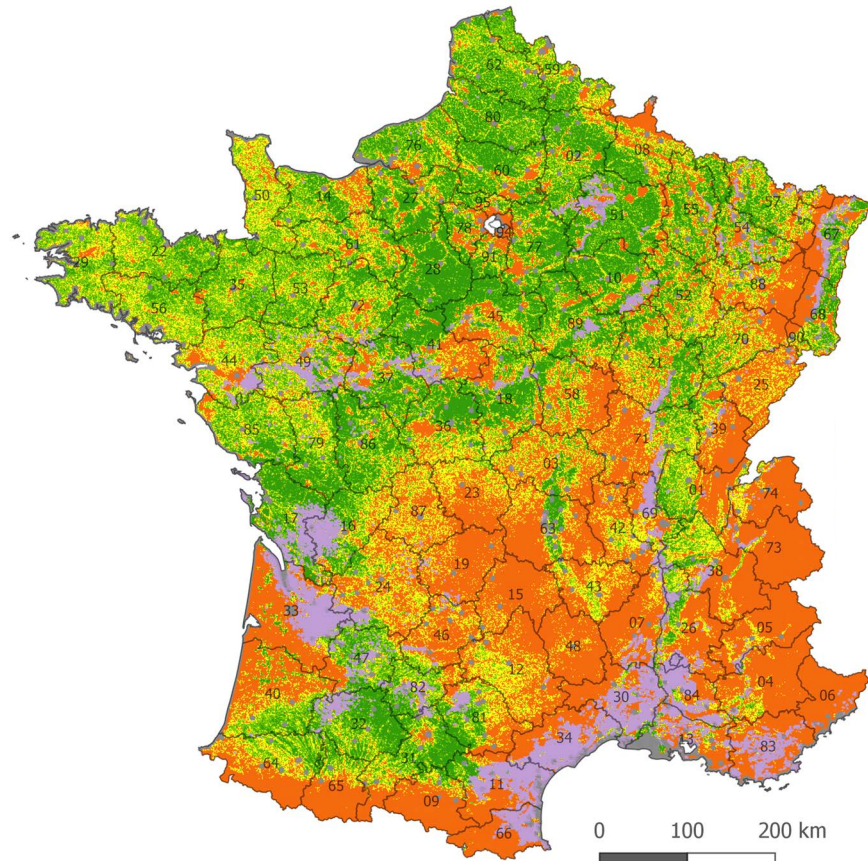
a. l'Indice représente la variation moyenne du potentiel de régulation des pucerons. Cet indice est basé sur des expérimentations de prédation comparant les différences de taux de croissance journalier de pucerons, avec ou sans prédateurs, et menées le long de gradients de complexité du paysage. Plus l'indice est élevé (couleur verte), plus le niveau moyen de régulation potentielle des pucerons est élevé relativement à la population initiale de pucerons

b. le niveau d'incertitude a été traduit en classes allant de 0 (faible niveau d'incertitude) à 0.0420 (haut niveau d'incertitude).

a)



b)



8.3.2.3. Perspectives de recherche

Validation et analyse de la qualité prédictive du modèle

Comme évoqué précédemment il est nécessaire de réaliser une validation / calibration de cette relation sur des jeux de données issus d'expérimentations réalisées dans des conditions françaises et couvrant la diversité des situations pédoclimatiques possibles. Une fois ces données disponibles, il serait possible de recalculer autour des différents points d'observations la proportion de terres cultivées et d'habitats semi-naturels à différentes étendues spatiales. Nous pourrions alors utiliser ces données en variables d'entrées du modèle linéaire mixte présenté ci-avant et comparer les sorties de ce modèle avec les données de régulation effectivement mesurées. En fonction de la nature des variables utilisées dans les jeux de données collectés, des transformations seront probablement nécessaires pour pouvoir comparer les valeurs aux valeurs de prédiction du modèle. Cette étape nous permettrait de caractériser les qualités prédictives du modèle et d'évaluer la faisabilité et la nature de l'extrapolation faite à l'échelle nationale. Comme évoqué précédemment, il est important de noter ici que cette amélioration du modèle ne modifiera pas le fait que celui-ci estimera des valeurs de régulation naturelle potentielles, qui ne prennent pas en compte les dynamiques de population de ravageurs ou les dégâts sur le peuplement cultivé ou les rendements. De plus, ces valeurs n'auront essentiellement de sens (i) que dans la gamme de variation des indicateurs paysagers utilisés pour calibrer ces relations statistiques, (ii) pour des territoires concernés par les cultures étudiées, et (iii) pour les conditions dans lesquelles les expérimentations utilisées ici ont été réalisées. Les variables paysagères utilisées en entrée du modèle devront donc être préalablement filtrées pour n'utiliser que celles qui ont un sens agronomique.

Pistes d'amélioration des indicateurs

Ensuite, à plus court terme, une voie de progrès de l'estimation du potentiel de régulation des insectes ravageurs serait d'arriver à caractériser une plus large diversité de couples ravageurs/culture. Les données utilisées ici sont essentiellement basées sur le modèle biologique « puceron » sur blé, orge, soja et chou. Il serait donc nécessaire d'intégrer un certain nombre d'autres espèces de ravageurs répondant à des variables paysagères différentes voire à des pas de temps différents surtout si l'objectif est d'analyser les synergies et compromis entre SE. Ainsi il serait important de conduire des travaux sur les couples « cultures/ravageurs » tels que: tordeuses de la grappe / vigne ; méligèthes / colza ; carpocapse / pommier et poiriers. Pour cela, une première étape serait de collecter à l'échelle nationale l'ensemble des jeux de données correspondant à des mesures de régulation naturelle et de pression d'insectes ravageurs sur ces principaux couples. Sur la base de ces jeux de données, après une analyse bibliographique pour l'identification des variables explicatives, il serait possible de recalculer un certain nombre de variables paysagères présupposées comme importantes et d'analyser *a posteriori* leurs pouvoirs prédictifs. Ce travail a été initié dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles mais nécessite, pour aboutir, (i) de poursuivre la collecte des jeux de données et (ii) des moyens pour réaliser les analyses et les représentations cartographiques.

Enfin, et une fois les étapes de validation/amélioration du modèle réalisées, il serait intéressant d'analyser les effets des niveaux d'intensification des pratiques agricoles sur les estimations des niveaux de régulation à l'échelle nationale (voir ci-dessous). En effet, un certain nombre d'indicateurs de l'intensification (i.e., IFT globaux ou par types de produits, apports d'azote organique et minéral, dépenses en produits phytosanitaires) pourraient être mobilisés pour étudier comment ils impactent les niveaux de régulation naturelle. Cette analyse n'a pu être réalisée dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles car (i) le modèle n'a pu être validé dans le temps imparti et (ii) les données liées à l'intensification sont actuellement produites à des échelles trop grossières et pas toujours pertinentes par rapport au processus étudié. Cependant, cette analyse pourra être réalisée dès que le modèle aura été validé et les indicateurs affinés.

Travaux de recherche complémentaires à mener

Un certain nombre de travaux de recherche complémentaires semblent nécessaires pour faire progresser les connaissances autour des régulations naturelles dans les paysages agricoles et affiner les indicateurs. En effet, bien que l'on sache que les pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation (e.g., travail du sol, diversité végétale intra-parcellaire, fertilisation, modes de production biologique ou conventionnel) impactent

sensiblement les communautés d'ennemis naturels et les régulations, relativement peu de travaux cherchent à analyser l'effet de ces pratiques, surtout considérées à l'échelle du paysage, sur la régulation. Parmi les pratiques sur lesquelles la production de connaissances semble prioritaire, on peut citer : les rotations à l'échelle du paysage, le travail du sol, les systèmes de culture (ex. Biologique/Non Biologique, Agriculture de conservation) ou encore le niveau d'utilisation de pesticides. De plus, il apparaît qu'à l'heure actuelle les travaux sur les effets des habitats semi-naturels à l'échelle du paysage sur la régulation naturelle utilisent des descriptions assez simplistes des paysages (e.g., grands types d'occupation du sol). Une description plus fine et surtout fonctionnelle de ces habitats (e.g., site d'hivernation des ennemis naturels, ressources alimentaires alternatives) semble une étape essentielle si l'on cherche à comprendre finement la distribution des ennemis naturels et du niveau de régulation naturelle à l'échelle du paysage ou d'un territoire (Fahrig *et al.*, 2011 ; Sarthou *et al.*, 2014). Enfin, les dynamiques temporelles à la fois des paysages et des pratiques et leurs impacts sur les communautés et les régulations sont des aspects très peu étudiés à l'heure actuelle et pourtant probablement fortement explicatifs des processus de régulation (Schellhorn *et al.* 2015). La prise en compte et l'analyse des services de régulation biologiques dans des paysages possédant des trajectoires différentes semble donc un enjeu majeur des recherches à venir. La compilation de matrice paysage x pratiques x communautés d'ennemis naturels x régulation naturelle permettrait l'exploration des poids relatifs de ces différentes variables. Ceci permettrait notamment de développer des approches fonctionnelles prenant en compte les traits d'histoires de vie des prédateurs et leurs liens avec la fonction de prédation (e.g., Rusch *et al.*, 2015).

Par ailleurs, des travaux en cours cherchent à établir les relations entre configuration et composition du paysage et caractéristiques des systèmes de cultures à cette échelle (ex. caractéristiques des séquences de culture, IFT moyen à l'échelle du paysage), d'une part et l'abondance des ravageurs, d'autre part. Ils sont basés sur l'utilisation des bases données issues du suivi des bioagresseurs, tout particulièrement sur des parcelles non traitées, réalisé par les membres du Bulletin de Santé du Végétal (Bases de données vigiculture et Vegeobs en grande culture ; Cf. Barbu *et al.*, 2016).

Pour ces différents travaux, un des enjeux majeurs est de développer, uniformiser et rendre disponible les bases de données finement géoréférencées sur les pratiques culturales et les mesures de biodiversité réalisées actuellement en France dans différents cadres par différentes institutions.

Enfin, le développement des approches d'analyses de contenus stomacaux et de reconstruction des interactions trophiques devrait également, à moyen terme, nous permettre de progresser (i) sur les connaissances autour du rôle des différentes espèces de prédateurs et donc de (ii) mieux comprendre le lien entre facteurs environnementaux (i.e., contexte paysager, pratiques agricoles) et communautés de prédateurs et régulation naturelle.

8.3.3. Evaluation économique des SE de régulation des graines d'adventices et de régulation des insectes ravageurs

Expert coordinateur : Vincent Martinet

Contributeur scientifique : Barbara Langlois

8.2.2.1. Définition

Les régulations biologiques correspondent au contrôle des nuisibles ou des ravageurs par leurs ennemis naturels (prédateurs, parasites et pathogènes). Par extension, on peut y associer la régulation naturelle des adventices.

L'évaluation économique de ces SE est relativement difficile à réaliser, pour plusieurs raisons. Tout d'abord car ils dépendent de processus écologiques opérant à l'échelle du paysage composé d'une mosaïque d'écosystèmes différents. Ensuite car leurs niveaux et les avantages qui en sont retirés sont en interaction avec les pratiques agricoles et les pressions exercées sur les écosystèmes agricoles. Ainsi, il peut y avoir un écart très grand entre le niveau potentiel de SE (la capacité de l'écosystème à réguler des espèces nuisibles) et le niveau d'utilisation effective de ce service, puis entre celui-ci et la valeur des avantages que les bénéficiaires en retirent.

Le MAES (2014) n'offre que peu de pistes pour évaluer ces SE. Il mentionne l'utilisation d'indicateurs indirects de type « paysagers » (densité de haies, notamment) qui ne permettent pas une évaluation économique. Il souligne l'absence d'indicateurs disponibles à large échelle à l'heure actuelle (table 14, p.63).³

Certains cas d'étude ont tout de même fourni une évaluation économique de ces SE. C'est sur ces cas d'étude, décrits ci-dessous, que nous basons notre réflexion.

Ces SE fournissent des avantages directs au gestionnaire de l'agroécosystème (agriculteur) par l'augmentation de la quantité et de la qualité de la production agricole (*via* une réduction des dégâts occasionnés par les bio-agresseurs, ou des pertes de rendements liés aux adventices et/ou par une réduction de l'utilisation de pesticides. La réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires correspond également à un avantage indirect pour la société dans son ensemble *via* l'évitement des pollutions liées à leur usage.

La méthode d'évaluation la plus utilisée est basée sur les gains en termes de récoltes : les dommages et les coûts évités en termes de pertes de production. Une autre méthode consiste à se baser sur les coûts de remplacement du SE par des pratiques agronomiques (pesticides, travail mécanique...).

8.2.2.2. Les différentes méthodes d'évaluation

Bases théoriques de l'évaluation du service

Les SE de régulations biologiques ont deux bénéficiaires : l'agriculteur, que l'on peut considérer comme un agent privé, et la société.

L'évaluation des avantages de ces SE pour l'agriculteur en tant qu'agent producteur peuvent être évalués par l'intermédiaire de leur impact sur le profit de l'activité de production (Naranjo *et al.*, 2015). Ce profit dépend du revenu de vente au prix p du produit Y , des coûts de production comprenant le coût des pesticides $q.P$ et les coûts des autres intrants $C(X)$, où X représente les autres intrants (e.g., fertilisation, travail du sol). Le rendement dépend des intrants et des ravageurs $pest$. Les pesticides ont un effet négatif sur les ravageurs, tout comme les auxiliaires A . Ces deux variables bénéficient indirectement au rendement. On peut exprimer cela par la formule de la marge simplifiée suivante :

$$Marge = p.Y(X, pest(P, A)) - q.P - C(X).$$

S'il n'y avait pas de régulations biologiques, le rendement serait diminué, toutes choses égales par ailleurs, par un niveau de ravageurs $pest(P, 0) > pest(P, A)$, si bien que le gain de profit permis par le service (pour un niveau d'auxiliaires A) peut s'exprimer comme suit :

$$\Delta margeDE = p. [Y(X, pest(P, A)) - Y(X, pest(P, 0))] = p\Delta Y > 0.$$

Cela correspond à la mesure des « dommages évités », telle qu'étudiée dans la littérature basée sur une exclusion des auxiliaires du système. Mais cette approche se place dans un cas hypothétique où les décisions du producteur ne changeraient pas en réponse à la disparition du service. A noter que, dans ce cas, il n'y aurait pas d'avantage pour la société lié au service car il n'y a pas de variation de la quantité de pesticides. On pourrait au contraire imaginer que l'agriculteur compense complètement la disparition des régulations biologiques par un apport accru de pesticide à un niveau $\bar{P} > P$ tel que $pest(\bar{P}, 0) = pest(P, A)$. Dans ce cas, considérant une effet compensatoire parfait des pesticides, le rendement ne serait pas affecté, et l'agriculteur subirait une perte liée à l'augmentation de ces coûts. L'économie des produits phytosanitaires que le service permet à l'agriculteur serait :

$$\Delta margeCR = -q. [P - \bar{P}] = -q\Delta P > 0.$$

³ Une étude complémentaire est prévue pour évaluer quels sont les types de gestion des écosystèmes agricoles qui sont efficaces pour maintenir ou promouvoir la régulation naturelle des ravageurs dans un contexte de diminution de l'usage des pesticides (Malak D.A. *et al.*, 2013).

Cela correspond à une mesure des « coûts de remplacement » du service décrite dans la littérature. A noter que dans ce cas, il y a un avantage pour la société à compter, car on se place dans le cas hypothétique où le service serait remplacé par une augmentation de polluants. Le bénéfice social correspondant est alors $f(\Delta P) \approx \tau \Delta P$, où τ est le coût social unitaire des pesticides. Cette approche est en fait un cas extrême d'une mesure plus juste du service. En réalité, une diminution ou disparition du service serait à l'origine d'une compensation partielle par des pesticides à un niveau intermédiaire $\bar{P} > \hat{P} > P$ (par exemple sur la base d'un calcul d'analyse coût-avantage de leur usage), de manière à ce que la variation du profit pour l'agriculteur soit :

$$\Delta \text{marge} = p. \left[Y(X, \text{pest}(P, A)) - Y(X, \text{pest}(\bar{P}, 0)) \right] - q. (P - \bar{P}) = p\bar{\Delta Y} - q\bar{\Delta P} > 0.$$

Choisir un de ces modes d'estimation du service revient à faire une hypothèse spécifique sur le comportement des agents. Dans un monde où il n'y aurait pas de possibilité de remplacement, le dommage évité est une mesure juste du service. La mesure du coût de remplacement total serait exacte dans un monde où l'usage optimal de pesticide consiste à maintenir la population de ravageurs à un niveau optimal (donné par les variables économiques et agronomiques). Dans le cas où l'arbitrage de l'usage des pesticides ne conduirait pas à compenser totalement le SE, le troisième mode de calcul (variation du profit) serait juste.

Le principal avantage des services de régulations biologiques dont la société bénéficie est la réduction des externalités liées à une diminution d'usage par les agents privés de produits phytosanitaires. Ces produits ont des impacts sur la santé humaine et l'environnement, dont il est *possible d'évaluer*⁴ le coût social par le biais des méthodes traditionnelles en économie de l'environnement (coûts de santé, impacts socio-économiques des maladies, disponibilité à payer pour protéger l'environnement).

Les sections suivantes détaillent la manière dont ces services sont évalués dans la littérature.

Evaluations par les dommages évités

Une première méthode consiste à estimer les **pertes de récoltes** qui auraient lieu en l'absence de régulations biologiques et de les comparer avec les pertes de récoltes réelles. Ces travaux essaient d'évaluer les taux de pertes avec ou sans régulations biologiques, pour ensuite estimer les dommages évités et les convertir en valeur monétaire à l'aide des prix agricoles. Le plus difficile est d'arriver à estimer de manière fiable les rendements et les dégâts dans le cas hypothétique où les SE de régulations biologiques n'existeraient pas.

Pimentel *et al.* (1997) supposent ainsi que le taux de perte de récolte passerait de 42% à 70% au niveau mondial si aucun moyen de prévention des cultures n'existait (pesticides, lutte biologique, résistance variétale...), puis que 60% de la protection des cultures est assurée par les SE de régulations biologiques. Les premiers chiffres viennent d'un travail d'Oerke *et al.* (1994) sur les huit principales grandes cultures aux Etats-Unis, tandis que le deuxième vient de "l'expérience sur le terrain".

Losey et Vaughan (2006) s'intéressent aux SE rendus par les insectes endémiques aux Etats-Unis et estiment l'effet du SE sur le taux de pertes en récoltes. Ils utilisent pour cela un raisonnement complexe sur l'effet des espèces exotiques et en déduisent que les SE de régulations biologiques des ravageurs des cultures évitent au total 65% des dommages potentiels.

De leur côté, Naylor et Ehrlich (1997) comparent plusieurs approches, dont celle des dommages évités. Pour estimer le taux de perte, les auteurs s'appuient sur des exemples où la production est entièrement détruite par les ravageurs et estiment qu'en l'absence de régulations biologiques, c'est potentiellement toute la production agricole qui serait perdue. Les auteurs reconnaissent l'incertitude autour de ce paramètre et imaginent un autre scénario où l'absence de ce SE serait compensée par des jachères plus fréquentes, avec un taux de perte agricoles plus élevées qu'actuellement.

Au final, les trois études multiplient ensuite la proportion de dommages évitées par la valeur de la production agricole, et arrivent à des valeurs assez différentes du SE :

- Pimentel *et al.* (1997) l'évaluent au niveau mondial à 100 milliards de dollars par an ;

⁴ Au moins théoriquement, car en pratique, pour évaluer ce coût, il faudrait connaître exactement l'effet des pesticides sur la santé et l'environnement. Or, ces questions sont encore très débattues. Les développements récents des questionnements sur l'impact des pesticides sont disponibles sur le site <http://www.programmepesticides.fr/>.

- Naylor et Ehrlich (1997) entre 540 et 1400 milliards de dollars par an.
- La valeur obtenue par Losey et Vaughan (2006) à l'échelle des Etats-Unis est de 13 milliards de dollars, très proche de celle que Pimentel *et al.* (1997) estime pour les Etats-Unis.

En reprenant les calculs de Pimentel *et al.* (1997) et en les appliquant à la production agricole par hectare sur les terres agricoles, les prairies, les forêts et les zones côtières, Costanza *et al.* (1997) arrivent à une valeur totale du SE de 417 milliards de dollars par an, dont environ 34 pour les cultures et 90 pour les prairies.

D'autres évaluations s'intéressent au SE fourni par une espèce particulière sur une culture particulière, reprenant la même méthodologie en estimant les dommages évités par l'action des prédateurs. Elles reposent sur une estimation plus précise du lien entre la population de prédateurs et le SE rendu en termes biophysiques. Appliquées à un papillon dont les larves se nourrissent du coton, Cleveland *et al.* (2006) estiment combien de larves chaque chauve-souris est capable de manger, les dommages causés par chaque larve, et finalement la proportion de la récolte sauvée par l'action des prédateurs. Kellermann *et al.* (2008) empêchent les oiseaux d'accéder à certains caféiers pour comparer la proportion de baies infestées par un insecte parasite en présence ou en l'absence des prédateurs. La proportion de pertes évitées est estimée entre 2 et 29% dans le cas du coton et entre 1,2 et 2% dans le cas du café. Ces travaux reposent sur des observations et des comptages précis, les valeurs estimées semblent plus fiables, mais n'évaluent le SE qu'à l'échelle d'une seule culture, et leurs résultats sont sans doute difficiles à généraliser.

Toutes ces évaluations se concentrent sur les SE de régulations biologiques des ravageurs des cultures, pas des adventices. La revue de littérature effectuée dans le cadre de l'étude (peut-être incomplète) n'a pas collecté d'articles traitant du lien entre adventices et quantité ou qualité de la production agricole. Les seules évaluations du SE de régulation des adventices ont été faites dans le cadre de programmes de lutte biologique (voir paragraphe suivant), dont les bénéfiques ne sont pas uniquement liés à une augmentation de la production agricole.

Evaluation par les coûts de remplacement

Plutôt que de chercher à évaluer les dommages liés à l'absence du SE, on peut estimer sa valeur à travers les coûts de son remplacement par une solution alternative. Dans le cas des régulations biologiques, cette alternative est par exemple **l'augmentation des doses de pesticides et les efforts de recherche pour améliorer la résistance variétale**.

Naylor et Ehrlich (1997) remarquent que depuis les années 1970 on a remplacé le SE par le recours massif aux pesticides. Ils évaluent la valeur des régulations biologiques par les coûts de leur remplacement, considérant les dépenses (hors subventions) en pesticides au niveau mondial, les coûts environnementaux et sanitaires de ces pesticides et les investissements en recherche pour l'amélioration de la résistance variétale. Les dépenses en pesticides sont évaluées à 25 milliards de dollars par an sur la base de données du World Resource Institute, les coûts environnementaux et sanitaires sont supposés être au moins aussi élevés et l'investissement en recherche agronomique pour améliorer la résistance est évalué à 4 milliards de dollars par an. Au total, avec cette méthode, les auteurs trouvent une valeur de 54 milliards de dollars par an pour les SE de régulations biologiques, en notant que c'est sans doute une sous-estimation puisqu'elle exclut les coûts des autres méthodes utilisées en remplacement de la lutte biologique (désherbage manuel ou mécanique etc.).

Sur le même principe, les auteurs essaient également d'évaluer le SE à partir du coût marginal de la baisse du SE, en prenant comme proxy le bénéfice marginal d'une diminution de l'utilisation des pesticides. Ils citent l'exemple d'un programme de gestion intégrée dans la culture du riz en Indonésie, qui a fait baisser l'utilisation de pesticides et augmenter le SE de lutte biologique, et dont les bénéfiques sont supérieurs à 1 milliard de dollars pour 1 seul type de culture sur 4 ans à l'échelle de l'Indonésie. Sur cette base, les auteurs estiment que les bénéfiques marginaux d'un tel programme à une échelle globale seraient de l'ordre d'une dizaine de milliards de dollars chaque année.

En plus des dommages évités en termes de pertes de récoltes, certaines évaluations considèrent aussi les applications de pesticides remplacées par le SE comme dommages évités (Cleveland *et al.*, 2006 ; Losey et Vaughan, 2006). Sandhu *et al.* (2008) considèrent même uniquement les dommages évités en termes de pesticides : les auteurs calculent la dose de pesticides équivalente à l'action des prédateurs, sur la base d'expériences réalisées

dans des parcelles en agriculture conventionnelle et biologique, et évaluent le SE à 50 dollars par hectare et par an dans les parcelles en culture biologique aux Etats-Unis, contre 0 dans les parcelles en agriculture conventionnelle.

Analyses coûts-avantages des programmes de lutte biologique

D'autres évaluations s'intéressent plutôt aux bénéfices liés à l'introduction de prédateurs naturels pour lutter contre l'implantation ou la propagation d'espèces envahissantes. Les espèces indésirables étudiées sont généralement des adventices, des plantes qui prennent la place de la végétation native ou souhaitée (prairie), mais rarement des ravageurs des cultures. Ces espèces indésirables engendrent des coûts, soit parce qu'elles diminuent la capacité de charge des prairies, soit des coûts liés directement à leur contrôle (main d'œuvre, pesticides...) ou à leurs effets sur le bien-être de l'Homme (allergies par exemple). Dans ce cas, la lutte biologique n'est pas exactement un SE puisque le comportement de prédation est créé par l'Homme en introduisant des prédateurs ou parasites. Mais ces évaluations reposent un peu sur le même principe que les évaluations basées sur les dommages évités, avec l'avantage que l'expérience est souvent contrôlée : on peut connaître facilement les conséquences de la présence ou de l'absence du processus écologique étudié (assimilable à un SE).

En théorie, Tisdell et Auld (1990) supposent que l'effet principal du programme de contrôle biologique est de déplacer la courbe d'offre (d'augmenter la production) et les auteurs proposent de mesurer les bénéfices par l'augmentation du bien-être social (surplus du producteur et du consommateur). En pratique, parmi les évaluations les plus citées, Page et Lacey (2006) évaluent les bénéfices en calculant la diminution des coûts engendrés par l'espèce envahissante (pas seulement des coûts de production agricole) et utilisent un modèle input-output pour évaluer les bénéfices indirects du programme. Ils comparent ensuite les bénéfices totaux aux coûts de mise en place du programme. Ces évaluations reposent assez peu sur des observations écologiques, et elles sont basées sur des systèmes d'élevage, donc elles n'estiment pas les pertes de récolte.

8.2.2.3. Difficultés rencontrées dans les évaluations

Avec la *méthode des dommages évités*, la première difficulté est de quantifier l'effet du SE en termes de dommages biophysiques. Dans la plupart des évaluations, les dommages sont les pertes de production agricole (en quantité ou en qualité), il s'agit donc de déterminer dans quelle mesure l'action des prédateurs réduit les dommages causés par les ravageurs.

Pimentel *et al.* (1997), Losey et Vaughan (2006) et Kellermann *et al.* (2008) essaient tous d'évaluer l'impact biophysique avec un taux de perte. Deux manières sont utilisées pour cela. La première s'appuie sur des exemples précis de récolte, de ravageur et de prédateurs, et vise à quantifier le taux de perte précisément dans ces cas d'étude (Kellermann *et al.*, 2008). Le résultat est assez précis mais n'est pas généralisable.

Au contraire, les autres évaluations se basent sur des valeurs de paramètres génériques et issues d'observations de terrain ou à dire d'experts pour estimer approximativement le SE rendu par les prédateurs naturels. Rien que sur le taux de perte actuel, les estimations varient beaucoup. En se basant sur le même article (Oerke *et al.*, 1994), Losey et Vaughan (2006) estiment que le taux de perte actuel aux Etats-Unis est d'environ 15% contre 42% utilisés par Pimentel *et al.* (1997) au niveau mondial. La valeur des dommages évités estimée dans les deux articles pour les Etats-Unis est *in fine* comparable, en raison d'un tas d'hypothèses différentes. Quant au taux de pertes agricoles potentielles en l'absence du SE, d'après les données de Pimentel *et al.* (1997), il serait d'environ 59%, contre environ 28% avec les données de Losey et Vaughan (2006). Naylor et Ehrlich (1997) considèrent que la production agricole diminuerait de moitié, sans comparer au taux de perte actuel.

Si on veut utiliser la *méthode des coûts de remplacement*, la difficulté est de définir par quoi remplacer le SE, d'autant plus que la relation entre régulations biologiques et pesticides est complexe. La population de prédateurs dépend aussi des conditions locales d'habitat, notamment dans les écosystèmes agricoles gérés de façon intensive (peu d'habitats semi-naturels, usage élevé de pesticides...), et donc le SE dépend de l'intensité de l'agriculture, ce qui n'est souvent pas inclus dans les évaluations (sauf dans Sandhu *et al.*, 2008). Pour les pesticides notamment, la relation avec le SE est complexe : les pesticides remplacent le SE parce qu'ils ont les mêmes conséquences (réduire les dommages dus aux ravageurs) mais ils sont aussi nocifs pour les populations de prédateurs.

8.2.2.4. Evaluation du SE dans les autres écosystèmes

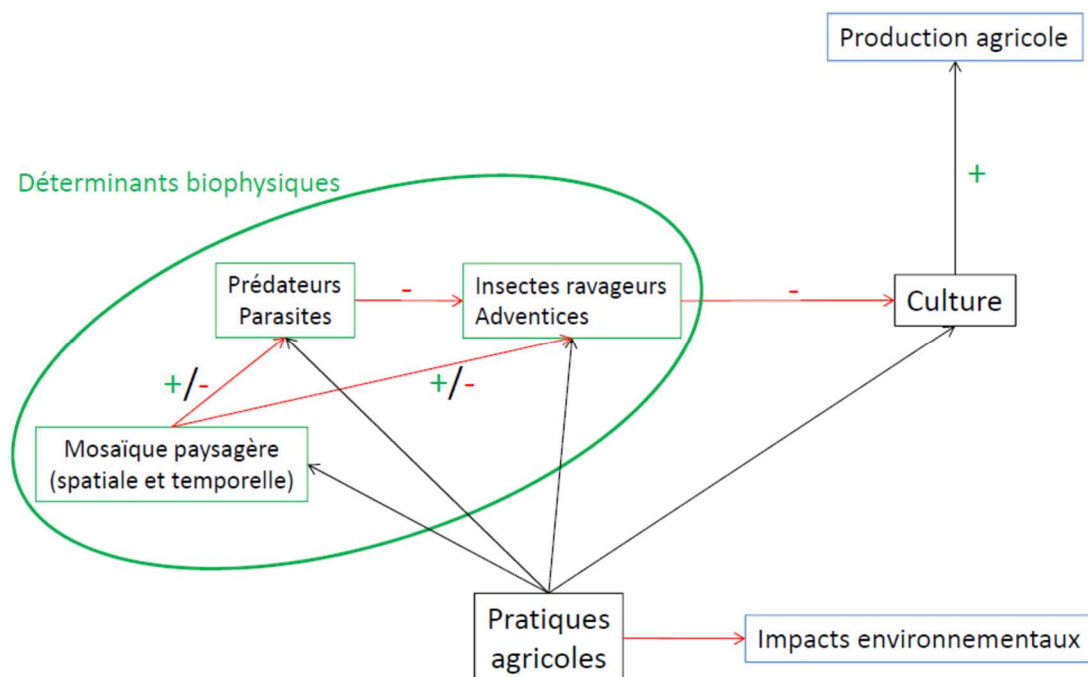
Pimentel *et al.* (1997) évaluent le SE de lutte biologique fourni par les forêts exploitées de la même manière que pour les agroécosystèmes. Ils l'évaluent à environ 18 \$/ha/an, soit 60 milliards de dollars par an à l'échelle mondiale. Costanza *et al.* (1997) rassemblent les évaluations déjà effectuées pour faire une évaluation globale de tous les SE. Les auteurs calculent une valeur moyenne de chaque SE dans chaque type d'écosystème. Pour les régulations biologiques, ils reprennent les travaux de Pimentel *et al.* (1997) et donc l'approche en termes de pertes agricoles évitées, mais étendent la valeur du SE aux autres écosystèmes que les agroécosystèmes (océans pour la pêche, estuaires et côtes pour la pisciculture, forêts exploitées). Ils évaluent les SE de régulations biologiques à 38\$/ha/an pour les zones côtières, 5\$/ha/an pour les océans et 2\$/ha/an pour les forêts, soit au total 117 milliards de dollars par an dans les zones côtières, 166 dans les océans et 9,7 dans les forêts.

8.2.2.5. Données et méthodes d'évaluation pour les écosystèmes agricoles français

La production agricole est impactée négativement (en qualité et quantité) par les bioagresseurs (ravageurs, adventices). Pour limiter ces impacts, les agriculteurs ont recours à des moyens de lutte diversifiés (chimiques avec les produits phytosanitaires ; physiques avec le travail du sol, le désherbage mécanique et l'enfouissement ; agronomiques avec les successions culturales). Certaines de ces pratiques génèrent des impacts environnementaux, comme les émissions de polluants et de gaz à effet de serre (effets externes négatifs pour la société).

Les populations de ravageurs ou d'adventices sont par ailleurs « régulées » naturellement par certains processus écologiques (prédation, notamment). Ces processus écologiques correspondent donc à un service écosystémique dont l'agriculteur peut retirer un avantage, sous la forme de gain de rendement ou d'économie d'autres pratiques de lutte, et potentiellement d'un service dont bénéficierait la société si des changements de pratiques s'accompagnaient d'une réduction des impacts environnementaux.

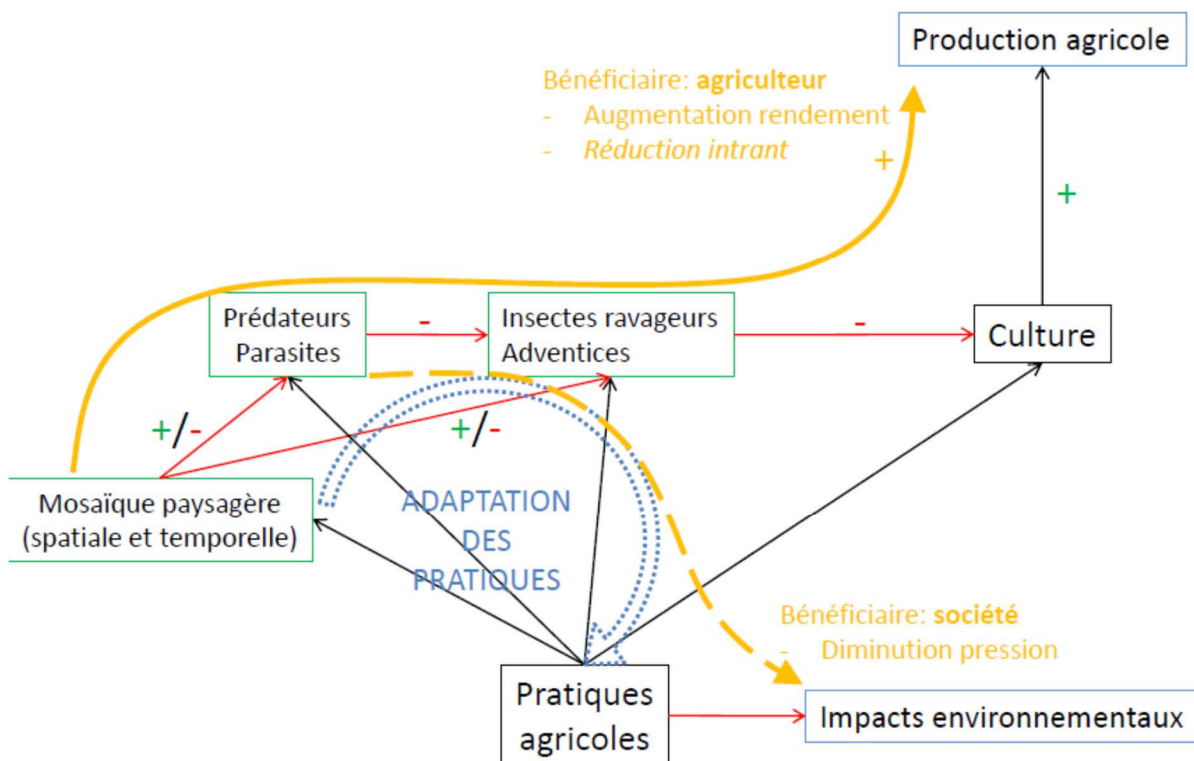
Figure 8-2-4. Relations entre les déterminants biophysiques des SE de régulation biologique, les pratiques au niveau du paysage, la production et les impacts environnementaux



Les éléments biophysiques qui sous-tendent ces services de régulation sont de deux natures :

- La mosaïque paysagère (agencement dans l'espace et le temps des habitats naturels ou cultivés) influence la dynamique des ravageurs et des adventices d'une part, et de leur ennemis naturels d'autre part.
- Les éléments de la biodiversité fonctionnelle (présence d'espèces et interrelations) qui sont à l'origine des régulations biologiques.

Figure 8-2-5. Services écosystémiques de régulation biologique : Le service retiré par l'agriculteur est direct (flèche pleine), alors que le service retiré par la société (flèche en pointillés) sera indirect et dépendra à la fois du comportement de l'agriculteur et d'autres services écosystémiques (ex. régulation de la qualité des eaux)



Pour estimer économiquement les avantages tirés par les bénéficiaires de ces SE, il faut pouvoir connaître les relations entre les déterminants biophysiques du SE, le SE, les pratiques agricoles, et la production.

Deux verrous apparaissent :

- Quels sont les dommages occasionnés par ces ravageurs / adventices ?
- Quelles sont les modifications de comportement des agriculteurs (changements de pratique) induits par des changements dans les déterminants biophysiques du SE (présence ou absence d'éléments paysagers, densités de ravageurs / d'adventices, de leurs prédateurs et parasites) ?

Il faudrait donc, dans l'idéal, connaître le lien entre les ravageurs et les dégâts d'une part, et la manière dont les pratiques s'adapteraient si le niveau de régulations biologiques était modifié d'autre part.

De plus, se pose la question de l'état de référence et du scénario alternatif utilisé pour l'évaluation, car ces deux éléments conditionnent la méthode économique à utiliser.

Dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, aucun de ces deux verrous ne peut être levé.

En effet, l'évaluation biophysique des SE de régulation des graines d'adventices et des insectes ravageurs est basée sur une estimation de la diminution des bioagresseurs impliqués. En l'absence de *fonction de dommage* reliant ces densités d'espèces aux dommages, il n'est pas possible de chiffrer monétairement les dommages évités. De telles fonctions de dommages sont difficile à établir étant donnée la diversité des cultures et des ravageurs. Des actions de recherche en cours visent à estimer de telles fonctions de dommages pour les principaux ravageurs des grandes cultures (Projet API-SMAL, LabEx BASC).

Concernant le second verrou, l'état actuel des connaissances sur les déterminants des adoptions de pratiques ne permettent pas de fournir un modèle réaliste de changement de pratiques agricoles en fonctions des contraintes écologiques. Des modèles théoriques peuvent être envisagés pour déterminer les boucles de rétroactions, mais aucun lien avec les données de terrain ne peut être envisagé à court terme à large échelle. *Le cas extrême où l'on ferait l'hypothèse d'un remplacement complet du SE (« coût de remplacement ») nécessite de connaître l'effet des pesticides sur les populations de nuisibles, afin d'estimer la quantité de pesticides nécessaire pour atteindre le même niveau de mortalité sur les ravageurs que celui occasionné par ses prédateurs naturels.*

Deux options sont envisageables pour réaliser une évaluation économique des services de régulation biologique dans le futur :

1. Une première option consisterait à *ne pas prendre en compte les rétroactions au niveau de l'agroécosystème*, c'est-à-dire les processus d'adaptation des pratiques par l'agriculteur en fonction de l'évolution du niveau de SE. Dans ce cadre, on peut estimer le niveau de SE actuel sous l'angle des dommages évités : « Quels seraient les niveaux de dommages occasionnés par les ravageurs en l'absence totale de régulations biologiques, toutes choses égales par ailleurs, c'est-à-dire à pratiques agronomiques constantes ? ». Pour mener à bien cette évaluation, il est nécessaire de développer un **modèle agro-écologique permettant d'estimer la densité des ravageurs ou adventices en l'absence de régulation naturelle dans les conditions agronomiques observées**, ainsi que leur **effet sur les cultures**.⁵

Il faut noter que, dans ce cadre, il n'y a pas « d'économies d'intrant » et donc pas d'avantage pour la société (i.e., pas de réduction des pressions environnementales).

2. Une seconde option (avec plusieurs scénarios si l'on considère plusieurs types de boucles de rétroaction) consisterait à définir comment les pratiques agricoles s'adaptent aux changements des déterminants biophysiques du SE. Il faut pour cela un **modèle d'adaptation des pratiques (voir encadré)**. En combinant ce modèle aux modèles écologiques et agronomiques précédents, il est possible d'estimer à la fois les changements de rendement et les changements « d'intrants » liés à une modification du niveau de SE, donc les avantages dont l'agriculteur bénéficie et ceux pour la société.

Encadré 8-2-1. La modélisation pour pallier le manque de données ?

En l'absence de données fines sur la (i) prédation des ravageurs, (ii) les dommages qu'ils occasionnent sur les cultures et (iii) les décisions des agriculteurs en termes de traitements phytosanitaires, il est impossible d'établir une estimation fiable de la valeur économique des SE de régulations biologiques. Une alternative consiste à se reposer sur un modèle économique-agronomique-écologique générique qui permettrait de simuler les données manquantes et d'évaluer les SE sous un certain nombre d'hypothèses clairement identifiées. Ces hypothèses, liées à la nécessaire simplification opérée dans un exercice de modélisation, doivent permettre de décrire (i) les relations entre espèces, (ii) l'effet des ravageurs sur les cultures, et (iii) le comportement des agriculteurs en réponse au contexte écologique.

Pour être pertinent, un tel modèle doit être calibré pour prendre en compte les spécificités locales des SE de régulations biologiques. Les principaux déterminants d'un modèle générique seraient :

- les paramètres représentant les traits de vie des populations de ravageurs et de leurs prédateurs (taux de croissance et de prédation, mobilité dans l'espace...), pour simuler l'évolution des populations sous différents scénarios d'usage des sols et de pratiques agricoles ;
- les paramètres de calibration d'une fonction de dommage, pour simuler l'effet des ravageurs sur les cultures ;
- les paramètres d'un modèle économique d'usage des sols et de pratiques agronomiques.

Un tel modèle pourrait être utilisé sous différents scénarios de décision économique, et l'analyse de sensibilité aux principaux paramètres permettrait d'obtenir des plages de valeurs probables du service écosystémique à différentes échelles géographiques. Enfin, de tels modèles pourraient être améliorés à mesure de l'évolution de nos connaissances des phénomènes écologiques et économiques qui déterminent les SE de régulations biologiques.

⁵ De la même manière, il est possible d'estimer les variations du niveau de service par rapport à un niveau donné (modèle permettant d'estimer la densité des ravageurs / des adventices à un niveau de contrôle naturel et pour des pratiques données).

8.4. La contribution des sols aux services écosystémiques rendus par les écosystèmes

Isabelle Cousin

8.4.1. Les sols, composants centraux des écosystèmes

Géologues et environnementalistes définissent la « Zone Critique » comme l'enveloppe fragile de sol, de roche et d'eau qui recouvre la surface du globe. Elle s'étend théoriquement du sommet de la canopée¹ au toit de la zone saturée² (N.R.C, 2001; Wilding and Lin, 2006). A l'interface de la lithosphère, de l'atmosphère, de l'hydrosphère et de la biosphère, la pédosphère – le sol – y occupe une position centrale, aux sens propre et figuré, et constitue le lieu privilégié des réactions biogéochimiques et des échanges entre l'air et les eaux superficielles et souterraines. En conséquence, les sols contribuent aux services écosystémiques (SE) tels que la régulation du climat global, la fourniture d'éléments minéraux aux plantes, la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion, la régulation de la qualité des eaux ou encore certains SE culturels (les sols sont le support du paysage) (Cf. sections du rapport sur ces SE). Ils constituent également des réservoirs de biodiversité et déterminent la production de biens végétaux. Ils sont cependant sujets à de très fortes pressions anthropiques, et leur durabilité est actuellement fortement mise en question du fait de leur lente résilience à ces pressions.

8.4.2. Quels concepts pour caractériser les services écosystémiques auxquels contribuent les sols ?

8.4.2.1. Des indicateurs de la fertilité des sols

Pour caractériser la contribution des sols à l'élaboration du rendement en grandes cultures, on a historiquement caractérisé la fertilité du sol, dont la définition a évolué au cours des dernières décennies. Par exemple, Morel (1989) cité par Chaussod (1996) précise que « la fertilité est la facilité avec laquelle la racine peut bénéficier dans le sol des différents facteurs de croissance : chaleur, eau, éléments chimiques nécessaires à la plante, substances organiques de croissance ». Häberli *et al.* (1989), cités par Gobat *et al.* (2010), définissent un sol comme fertile lorsque celui-ci i) présente une faune et une flore variées et biologiquement actives, une structure typique, une capacité de dégradation intacte, ii) permet une croissance normale des végétaux sans nuire à leurs propriétés, et iii) garantit une bonne qualité des produits. Initialement plutôt « chimique », la fertilité est désormais définie à partir d'une combinaison d'éléments physiques et (bio)chimiques qui permettent une croissance « harmonieuse » de la culture. Elle est « ajustée » aux besoins d'une culture donnée sur un sol spécifique par les pratiques agricoles. On évalue l'adéquation entre besoins de la culture et fertilité des sols par l'analyse de carences supposées dans le sol, que ce soit en éléments nutritifs majeurs ou en oligo-éléments. Les indicateurs de la fertilité ont donc pendant longtemps été des valeurs de concentrations en éléments chimiques dans les sols.

¹ La canopée est l'étage supérieur de la végétation, sous l'influence directe du rayonnement solaire.

² Zone du sous-sol dans laquelle l'eau occupe complètement les interstices des roches, formant, dans un aquifère, une nappe d'eau souterraine.

8.4.2.2. Des indicateurs de la qualité des sols (*soil quality*) et de la santé des sols (*soil health*)

Définitions des concepts de qualité et santé des sols

Le concept de fertilité du sol, en lien avec la fonction de production à laquelle contribuent les sols, ne tient généralement pas compte de la multifonctionnalité des sols et de leur capacité à rendre différents SE. Pour pallier cette faiblesse, le concept de « qualité des sols » a été introduit depuis une vingtaine d'années. Karlen *et al.* (1997) la définissent comme la capacité du sol à remplir ses fonctions pour permettre la production animale et végétale, maintenir la qualité de l'eau et de l'air et soutenir la santé humaine³. Ce concept est proche de celui de « santé des sols » (*soil health*), qui associe la santé des plantes, des animaux, des écosystèmes et de la santé humaine⁴ (Doran and Zeiss, 2000; Janvier *et al.*, 2007; Vieweger and Döring, 2015). En conséquence, de nombreux auteurs emploient indifféremment le terme de qualité et de santé des sols (voir, par exemple McBratney *et al.* (2014)).

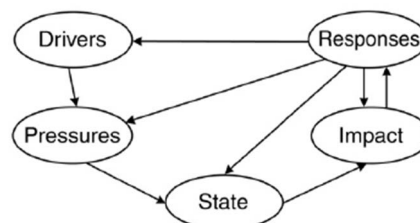
Les travaux du programme européen ENVASSO (Huber and al., 2007) ont identifié huit menaces dont il faut préserver les sols : érosion, glissement de terrain, imperméabilisation⁵, contamination, compaction, salinisation, perte en matières organiques, baisse de la biodiversité. Elles sont explicitement identifiées dans la Stratégie Thématique sur la Protection des sols (Final, 2006). Virto *et al.* (2015), entre autres, listent les propriétés des sols qu'il convient de caractériser pour évaluer la « qualité des sols » puisque c'est en agissant sur cette qualité que l'on doit pouvoir lutter contre les menaces qui pèsent sur les sols. Par exemple, pour décrire la qualité du sol au regard du risque de compaction, il convient de connaître les caractéristiques du sol suivantes : masse volumique, porosité à une teneur en eau donnée, perméabilité, résistance mécanique, contrainte de compression.

Cependant, comme le précisent Garrigues *et al.* (2012), le concept de qualité des sols n'est actuellement pas stabilisé. La littérature est abondante sur la définition d'indicateurs de qualité des sols, sur les programmes permettant de collecter les variables « sol » de base permettant de les évaluer, et sur les méthodologies de cartographie de ces indicateurs à différentes échelles. Garrigues *et al.* (2012) rappellent que la qualité des sols ne peut être définie de manière unique, et que l'aptitude d'un indicateur de qualité des sols est à relier au nombre minimum de variables qui permettent de l'évaluer, le « **Minimum Data Set** ». Cependant, un consensus se dégage sur une liste de variables incontournables pour caractériser la qualité d'un sol : sa **teneur en matière organique (MO)**, sa **texture** et sa **masse volumique** (Garrigues *et al.*, 2012).

Caractérisation de la qualité des sols par l'approche DPSIR

Afin d'analyser de façon plus globale les interactions entre les sols et la société, de nombreux auteurs ont développé des indicateurs caractérisant les sols dans le cadre conceptuel DPSIR qui décrit des interactions entre la société et son environnement (Smeets and Weterings, 1999): le principe est d'évaluer de quelle manière des développements économiques et sociaux (*driving forces*, D) exercent des pressions (P) qui modifient l'état de l'environnement (S). Ces derniers génèrent des impacts (I) sur les écosystèmes et, in fine, sur la société, qui réagit par une réponse (R) laquelle peut modifier les quatre autres domaines (Figure 8-4-1).

Figure 8-4-1. Cadre du DPSIR (Smeets and Weterings, 1999)



³ « the capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation ».

⁴ « Soil health is the capacity of soil to function as a vital living system, within ecosystem and land-use boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and promote plant and animal health » (Doran et Zeiss, 2000).

⁵ Par construction de bâtiments ou de routes.

Le principe même de l'approche DPSIR permet une analyse dynamique de l'évolution d'une propriété d'un sol soumis à des pressions. L'utilisation du cadre DPSIR pour l'évaluation des SE conduit souvent les auteurs à évaluer un SE comme une différence entre deux états du système sous une (des) pression(s) donnée(s). Pour Banwart *et al.* (2012), la structure du sol et l'état d'agrégation du sol (que l'on qualifie, par exemple, à l'aide de la distribution de particules agrégées) sont les indicateurs synthétiques des SE auxquels contribuent les sols ; ils évaluent les SE en analysant la différence de structure et d'agrégation entre l'état actuel de ces variables et leur état dans quelques décennies sous un contexte de changement climatique et changement d'usage. On notera donc que, pour ces auteurs, les propriétés des sols indicatrices de SE sont essentiellement des propriétés dynamiques/manageables et non des propriétés inhérentes/pérennes (voir 8.4.2.3). Xue *et al.* (2015) qualifient les SE de régulation auxquels contribuent les sols en analysant de même la différence entre l'état actuel des sols – caractérisés par le pH du sol - et leur état futur dans un contexte de changement climatique. Pour ces auteurs, les SE peuvent être des Impacts au sens du DPSIR (pour la capacité du sol à stocker des nutriments, par exemple) ou des pressions environnementales (pour l'émission de N₂O par les sols, par exemple). Quelques auteurs proposent même un cadre avancé de DPSIR pour s'approcher du vocabulaire des services : le DPSWR (*Driver, Pressure, State (Change), Welfare, Response*) (Villamagna *et al.*, 2013), mais ce cadre ne semble pas avoir été utilisé pour caractériser les SE auxquels contribuent les sols. On constate donc que l'application ou l'adaptation du cadre conceptuel DPSIR pour l'analyse des SE liés au sol est très hétérogène entre auteurs.

8.4.2.3. Vers la notion de capital naturel

Premières évaluations des services écosystémiques rendus par les sols

Suite à la publication du Millennium Ecosystem Assessment, qui classe les sols et leurs fonctions dans les SE fondamentaux de support (MEA, 2005), des travaux ont tenté d'évaluer la contribution des sols aux SE, de façon généralement assez simpliste. Par exemple, Sandhu *et al.* (2008) considèrent que la formation des sols doit être prise en compte dans l'évaluation des SE, mais ils l'estiment sur la base de la quantité de sol « fabriquée » par les vers de terre par hectare. Cette proposition très simplifiée est incomplète, puisqu'elle néglige les composants abiotiques du sol (nature et proportion des éléments minéraux), ne prend en compte qu'une partie des composants biotiques, et fait l'impasse sur l'ensemble des autres processus pédogénétiques à l'origine du développement des sols.

L'analyse de la littérature portant sur l'évaluation des SE liés aux sols⁶ montre des difficultés de l'exercice de plusieurs ordres dont nous retiendrons les deux principaux :

- La **contribution spécifique du sol** au sein de l'écosystème est souvent difficile à évaluer. C'est pourquoi certains auteurs qualifient parfois les SE auxquels contribuent les sols comme des services dits « intermédiaires ». C'est le cas de Smith *et al.* (2013) qui décrivent la régulation de la qualité des sols et la régulation de la qualité de l'eau, comme des services intermédiaires.
- Les SE auxquels contribuent les sols ont des **temporalités** très variables : on retrouve souvent dans la littérature, les SE « formation des sols » et « maintien de la teneur en matière organique dans les sols ». Ces deux SE s'inscrivent cependant dans des temporalités particulièrement différentes : la formation des sols est un processus qui a un effet significatif sur le volume de sol sur des décades à un millénaire, tandis que la teneur en matière organique est liée au mode de gestion des cultures et peut varier fortement en quelques années seulement.

La proposition de Robinson *et al.* (2009)

La première ébauche de cadre conceptuel des SE liés aux sols est proposée par Robinson *et al.* (2009). Leur proposition est de s'écarter – comme dans EFESE – de la notion de « SE de support » au sens du MEA, et d'affirmer que les SE sont déterminés par le **capital naturel de l'écosystème**, ce capital étant constitué des «

⁶ Si tant est, d'ailleurs, qu'il soit pertinent de considérer « les SE rendus par les sols ». Bien que l'expression « soil services » soit employée par de nombreux auteurs, Bouma (2014) en déconseille l'utilisation, au motif que les sols doivent plus souvent être considérés comme un composant d'un écosystème que comme un écosystème à part entière.

actifs » de l'écosystème. Ces auteurs considèrent que le capital naturel est constitué de stocks, et les SE sont les flux et les transformations de masse et d'énergie qui contribuent au bien-être humain. Pour ces auteurs, de nombreux SE peuvent dépendre des sols, voire être attribués à des caractéristiques ou processus du sol. Le capital naturel sol est défini par « les **stocks de masse et d'énergie, et leur organisation (entropie)** ». La valeur de ces stocks est évaluée à la fois en terme de qualité et de quantité des constituants. Par exemple, le constituant « eau du sol » est défini en quantité par la « teneur en eau du sol », en qualité par « le pH de l'eau, sa température, sa salinité etc... ». S'appuyant sur la proposition de Droogers and Bouma (1997) et Bouma and Droogers (2007)⁷, les auteurs classent ces constituants selon deux catégories : des propriétés « **inhérentes** » au sol, c'est-à-dire des propriétés que l'on ne peut changer par des pratiques (au moins sur des échelles de quelques décennies), et des propriétés « **dynamiques** » que l'on peut faire évoluer par les pratiques. Par exemple, la minéralogie des argiles ou la texture du sol sont des propriétés inhérentes, tandis que la teneur en matière organique, ou la teneur en eau du sol sont des propriétés dynamiques. Le capital naturel est donc constitué de l'association des constituants en masse (les solides, les liquides, les gaz), en énergie (évolution de la teneur en eau du sol ou de la température) et en organisation (la structure physico-chimique du sol, la structure biotique et la structure spatio-temporelle). Ce capital naturel détermine les niveaux de fourniture des SE et la production de biens agricoles.

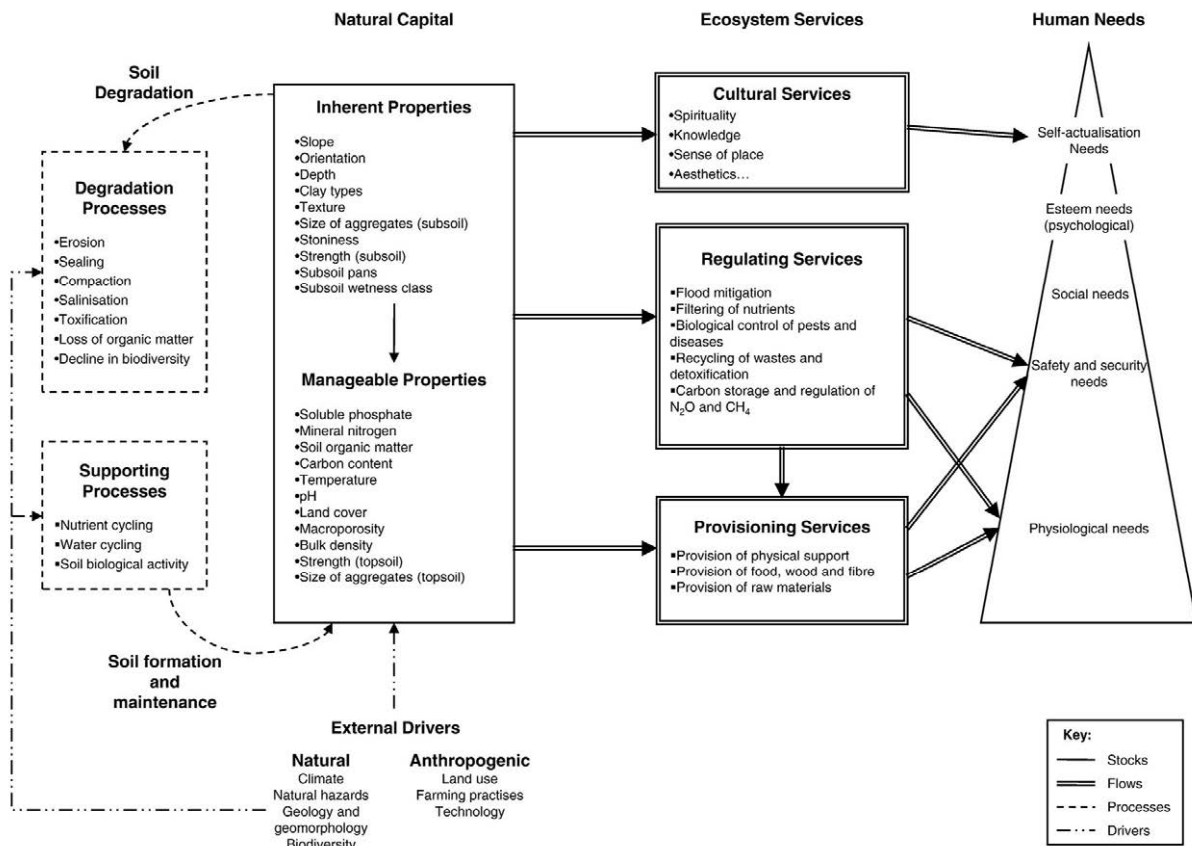
La proposition de Dominati et al. (2010)

Ces auteurs reprennent la proposition d'un « capital naturel sol » qui détermine les SE, mais sa structure diffère de celle de (Robinson et al., 2009) puisqu'il n'est constitué que par les propriétés des sols, lesquelles peuvent être « **inhérentes** » ou « **manageables**⁸ ». Une attention particulière est portée à la différence entre le capital naturel sol (*soil natural capital*) et le capital ajouté (*added capital*), lié aux pratiques agricoles pour modifier les propriétés des sols (irrigation par exemple). Ce capital naturel sol est en évolution sous l'effet de processus de dégradation (que nous avons évoqués au paragraphe 8.4.2.2) et de processus de formation, et c'est en maintenant le capital naturel sol que l'on maintient les SE liés à l'activité des sols. Ces processus de dégradation et de formation sont sous la dépendance de pressions naturelles ou anthropiques, dont les pratiques agricoles (Figure 8-4-2). Autrement dit, comme indiqué dans la section sur le cadre conceptuel de l'étude, le capital naturel sol est en évolution sous l'effet des interactions entre processus écologiques, pratiques agricoles et climat.

⁷ Ces auteurs introduisent les concepts de « genoform » et de « phenoform » pour définir des structures spatiales permettant de cartographier des sols : les genoforms sont liés aux composants pérennes du sol (par exemple : teneur en argile, pente, etc...). Ils sont stables dans le temps et sont cartographiés par les méthodes utilisées classiquement en pédologie pour proposer des « cartes de sol ». Les phenoforms sont liés aux pratiques agricoles sur les territoires concernés (par ex : teneur en matière organique, masse volumique, etc...) ; leurs contours peuvent évoluer dans le temps à l'échance de quelques années.

⁸ On considérera par la suite que les propriétés « dynamiques » définies par Robinson et al. (2009) et les propriétés « manageables » définies par Dominati et al. (2010) sont les mêmes, et qu'elles recouvrent les propriétés dont la valeur évolue dans le temps, principalement sous l'effet des pratiques agricoles.

Figure 8-4-2. Cadre conceptuel proposé par Dominati et al. (2010) pour analyser les SE auxquels contribuent les sols



La proposition de Guerra et al. (2014)

Guerra et al. (2014) proposent une méthode pour identifier (et cartographier) les zones à protéger de l'érosion des sols : il s'agit d'évaluer la capacité d'un écosystème à fournir un SE pour limiter un « structural impact » (impact potentiel). Ils prennent ainsi l'exemple de la quantité de sol érodée si l'écosystème ne produisait aucun SE, ce dernier étant évalué à partir d'informations liées au climat, à la topographie, et à des caractéristiques du sol (Figure 8-4-3 ; Cf. section 8.5). Considérant un niveau de SE non nul, cet impact (quantité de sol érodée) est réduit puisque l'écosystème fournit un SE de type « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ». Comme les autres SE des écosystèmes agricoles, ce SE est sous la dépendance de pratiques agricoles. La difficulté de cette approche réside dans l'évaluation des paramètres du modèle d'impact. Elle présente cependant l'avantage fondamental de dissocier la capacité de l'écosystème à produire un SE, de la fourniture effective du SE (Figure 8-4-3, voir aussi section 3.1).

Figure 8-4-3. Cadre conceptuel proposé par Guerra et al. (2014) pour analyser les SE auxquels contribuent les sols

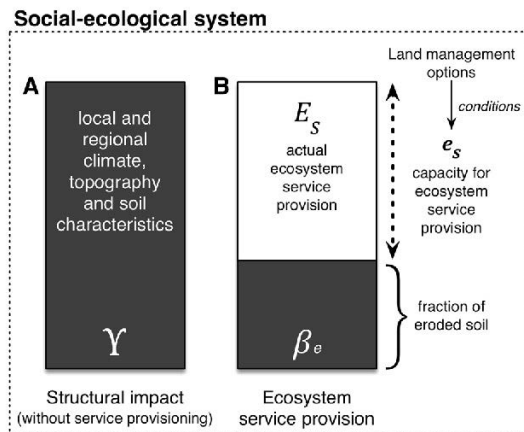


Figure 2. Conceptual framework where: **A** presents the structural impact (Υ), that is, the total soil erosion without ES provision (here vegetation cover); and **B** distinguishes the actual ES provision (E_s), as a fraction of the structural impact and determined by the capacity for ES provision, and the remaining ES mitigated impact (β_e).

Table 1. Identification and Description of the Four Concepts Used in the Proposed Ecosystem Service Vulnerability Framework

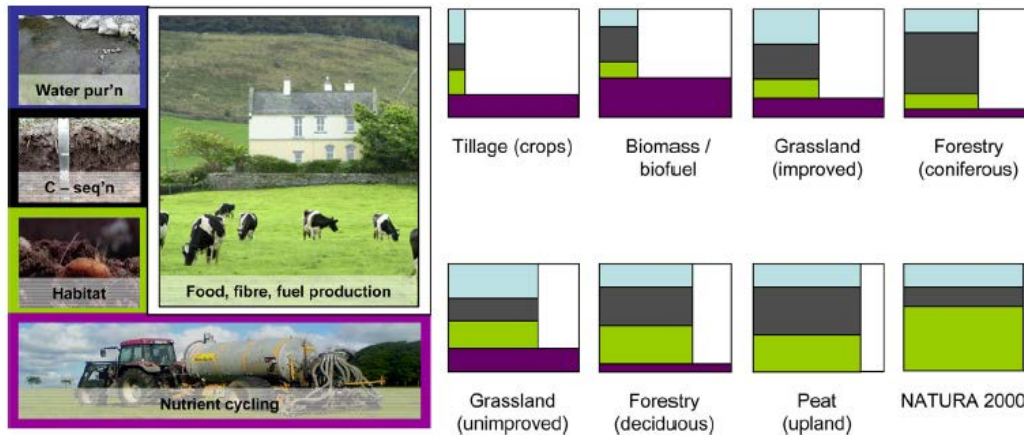
Concept	Variable	Description
Structural impact	Υ	The total soil erosion impact when no ES is provided
Capacity for ES provision	e_s	The fraction of the structural impact that is mitigated by the ES, it corresponds to an adimensional gradient ranging from 0 to 1
ES mitigated impact	β_e	The remaining soil erosion after ES provision
Actual ecosystem service provision	E_s	The actual ES provision corresponds to the total amount of ES provided, measured in ecosystem service providing units (tons of soil not eroded). It varies from season to season and year-to-year depending on the variation of the structural impact

8.4.2.4. Le concept de « Functional Land Management »

Le sol, composante centrale des écosystèmes, contribue à de nombreux SE mais à des degrés différents selon les territoires, en particulier pour les sols agricoles (Figure 8-4-4). Schulte *et al.* (2014) pointent ainsi, d’une part, la difficulté à concevoir des systèmes agricoles qui rempliraient simultanément l’ensemble des SE de façon optimale, et, d’autre part, la difficulté à réfléchir séparément le sol, le territoire, et les pratiques de gestion. Ils proposent donc d’identifier, pour chaque type d’occupation du sol, la part respective de cinq SE auxquels peuvent contribuer les systèmes agricoles, et de proposer des scénarios de pratiques agricoles permettant que s’expriment de façon optimale certaines fonctions du sol. Cette démarche permet d’analyser efficacement les bouquets de SE (Cf. section sur les bouquets), et de proposer des scénarios d’évolution des territoires (intensification ou extensification, par exemple), qui permettraient d’optimiser ces bouquets de SE.

Figure 8-4-4. Les cinq SE auxquels contribuent les sols selon la typologie proposée par (Schulte et al., 2014) : purification de l'eau, séquestration du carbone, habitat, production de biomasse, recyclage des produits résiduels organiques ; et leur niveau de fourniture pour différents types de systèmes agricoles.

Sur la partie droite de l'illustration sont proposées des proportions de ces SE selon différents types d'occupation du sol.



8.4.2.5. Analyse des propositions précédentes et choix de l'étude EFESE-Ecosystèmes agricoles

Depuis que la définition de « capital naturel sol » est partagée⁹ (Robinson *et al.*, 2009; Dominati *et al.*, 2010), les travaux actuels de caractérisation des SE auxquels contribuent les sols s'appuient soit sur le cadre conceptuel des deux auteurs cités précédemment, soit sur l'approche DPSIR, soit sur un cadre hybride, soit selon la démarche du « functional land management ». Cette dernière démarche, qui définit l'unité support des SE comme le système agricole (ou agroécosystème) ne correspond pas au cadre conceptuel d'EFESE-écosystèmes agricoles et n'a pas été retenue. Les concepts de pressions (P), états (S) et niveau de fourniture de SE (I) du cadre conceptuel de cette étude sont en effet proches des concepts associés du cadre DPSIR, lesquels ne relèvent pas du champ de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Lorsque les auteurs s'appuient explicitement sur un cadre conceptuel de SE pour définir les SE auxquels contribuent les sols, ces derniers sont caractérisés de deux façons. Nous prendrons le cas de la disponibilité en azote dans le sol pour les expliciter :

- Pour un premier groupe d'auteurs (les plus nombreux, par exemple : (Andrews *et al.* (2004); Rutgers *et al.*, 2012; van Wijnen *et al.*, 2012; Williams and Hedlund, 2013, 2014), le SE est la disponibilité en azote dans le sol, défini comme, en général, la concentration en azote dans le sol. Ce SE est un état d'entités. Selon les auteurs, on évalue le SE soit comme la concentration en azote à la date actuelle, soit comme la différence entre la concentration à la date actuelle et la concentration à une date future, celle-ci étant évaluée par modélisation¹⁰. Dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles, cette proposition ne semble pas à retenir *a priori* puisque la concentration en azote dans le sol est très variable au cours de l'année et qu'il est donc difficile de définir un niveau de SE à partir d'un jeu de mesures et une interprétation de celles-ci reproductibles (ceci est vrai pour l'ensemble des propriétés dynamiques du sol).
- Pour un second groupe d'auteurs (Dominati *et al.*, 2010; Hewitt *et al.*, 2015), le SE est la capacité du sol à stocker l'azote. Il peut être estimé comme la différence entre la quantité d'azote qui serait perdu par le sol s'il ne possédait pas d'interfaces permettant de le retenir, et la perte réelle en azote. Cette proposition, qui considère une capacité d'un écosystème à produire un SE plutôt que l'état de l'écosystème à un instant donné est aussi recommandée par Guerra *et al.* (2014).

⁹ Ce qui n'est pas le cas avant les années 2010. Pour Jaenicke (2000), par exemple, « capital naturel sol » et « qualité des sols » sont utilisés comme synonymes et recouvrent le même concept.

¹⁰ Cette approche est donc similaire à celle employée par les auteurs qui utilisent le cadre DPSIR.

Dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, pour la spécification des SE liés au sol, la proposition de cadre conceptuel de Dominati *et al.* (2010)¹¹ a été adaptée en conceptualisant les propriétés du capital naturel comme les « déterminants biophysiques » des SE. Leur proposition de caractériser les SE comme des capacités de l'écosystème a été retenue, lorsque cela est possible. Les SE en lien avec les sols correspondent donc dans cette étude à un (ou des) processus (vs. un état du système).

8.4.3. Les variables biophysiques d'intérêt pour caractériser les services écosystémiques auxquels contribuent les sols

8.4.3.1. Analyse des services écosystémiques auxquels contribuent les sols

La classification CICES, point de départ de l'identification des SE dans EFESE-EA, mentionne explicitement deux services écosystémiques (SE) en lien avec les sols : « Altération naturelle – pédogenèse » et « Processus de décomposition et de fixation ». Ces deux SE sont classés dans les SE de régulation, au sein d'un groupe « Formation et composition du sol ». Ils ne nous semblent pas en phase avec les propositions récentes de cadres conceptuels permettant l'évaluation des SE auxquels contribuent les sols, pour les raisons exposées au paragraphe 8.4.2.3. Pour identifier les SE en lien avec les sols, une revue de littérature a été réalisée dans le cadre de l'étude pour identifier les articles qui concernent explicitement les SE auxquels contribuent les sols, ceux en lien avec l'évaluation de la qualité des sols, ou encore ceux qui traitent du capital naturel sol. Un corpus de 21 articles a été constitué. Le nombre d'occurrences de chaque SE traités dans ces articles a ensuite été décompté. Pour rendre accessible les résultats de cette analyse, les noms de SE qui faisaient référence à un même SE (concept) ont été regroupés selon la terminologie la plus employée¹². La figure 8-4-5 présente la proportion d'articles de ce corpus citant chacun des différents SE auxquels contribuent les sols. L'hypothèse a été faite que, plus un SE est traité dans la littérature, plus il est crucial de l'instruire dans le cadre de l'étude¹³.

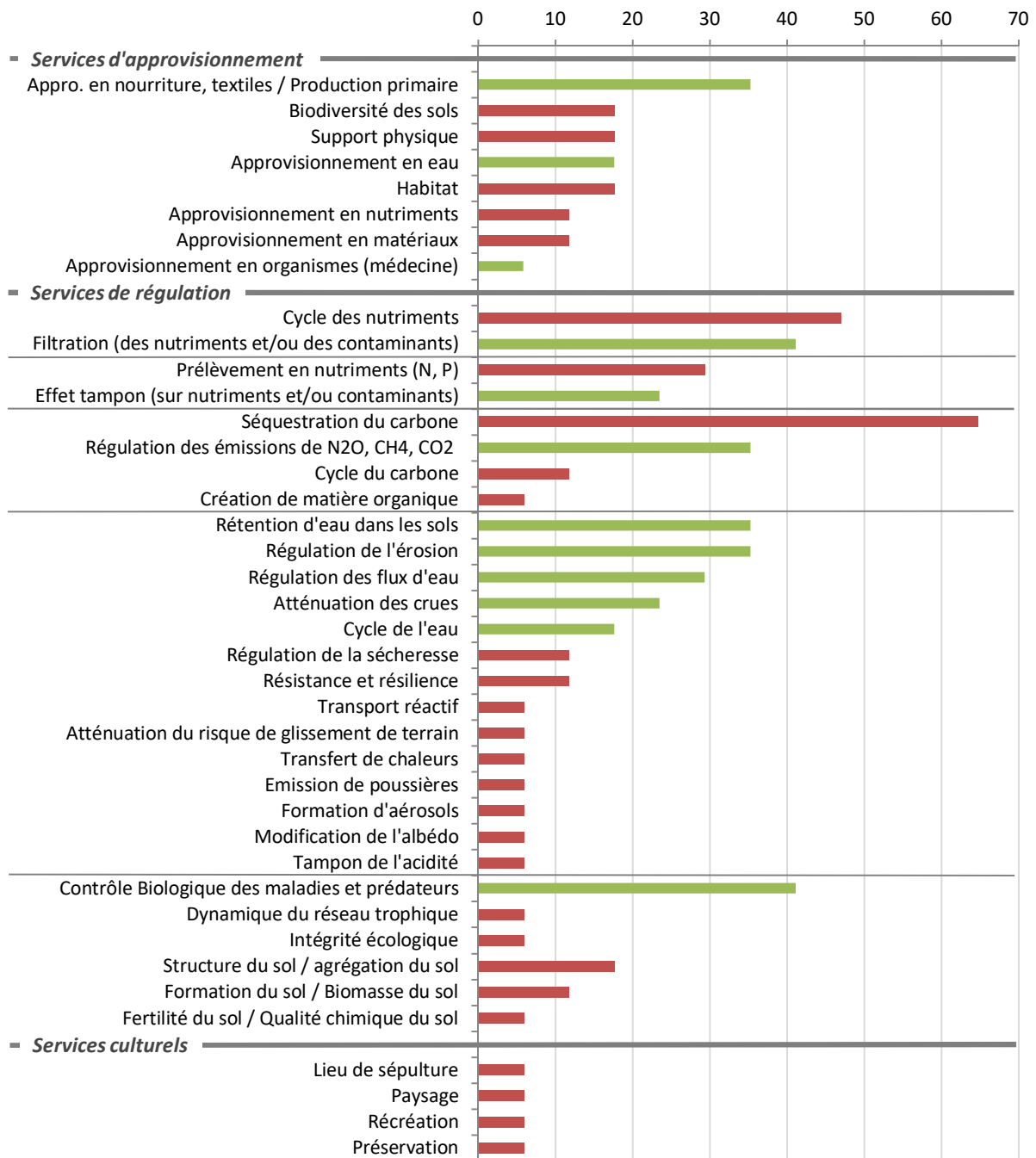
¹¹ Walter *et al.* (2014), qui présentent une synthèse des services écosystémiques rendus par les sols, s'appuient également sur le cadre proposé par Dominati *et al.* (2010).

¹² L'exercice met en lumière la grande hétérogénéité de vocabulaire employé par les auteurs, certains mentionnant des « services » alors qu'ils évoquent des fonctions.

¹³ Cette hypothèse présente des limites évidentes, les travaux scientifiques sur l'évaluation des services n'étant pas indépendants, et probablement pas exempts d'effets de mode.

Figure 8-4-5. Quels services sont rendus par les sols ? Occurrences des services auxquels contribuent les sols dans la littérature (sur la base d’une trentaine de publications, dont des reviews).

En vert sont notés les services explicitement traités dans le cadre CICES, et en rouge sont indiqués les services qui ne sont pas traités explicitement par cette classification.



Sur la base de cette analyse, il est proposé de substituer aux SE « Altération naturelle – pédogenèse » et « Processus de décomposition et de fixation » de CICES, les SE en lien avec la structure du sol et les cycles des nutriments. Cette proposition est en accord avec le cadre général d’EFESE, qui retient un service lié aux sols intitulé « Qualité du sol et fertilité ». Etant donné l’enjeu particulier sur l’azote, le cycle de l’azote sera traité distinctement de celui des autres nutriments. En conséquence, trois SE liés à l’activité des sols sont retenus dans EFESE-écosystèmes agricoles :

- Fourniture d’azote minéral aux plantes cultivées
- Fourniture d’autres nutriments et oligo-éléments aux plantes cultivées
- Structuration du sol

Aux côtés de ces trois SE en lien direct avec les sols, de nombreux SE sont fortement déterminés par les propriétés et le fonctionnement des sols :

- **Stockage et restitution de l'eau**
- **Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion**
- **Atténuation des pesticides par les sols**
- **Régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du carbone organique dissout**
- **Régulation du climat global par réduction des gaz à effet de serre et stockage de carbone**

8.4.3.2. Variables biophysiques d'intérêt

Pour identifier les variables d'intérêt, l'ensemble des variables qui permettent de qualifier des SE auxquels contribuent les sols ont également été recensées dans la littérature. Parmi les 119 variables recensées, les plus fréquentes ont été conservées, et quelques variables assez proches en nature ont été agrégées (par exemple : teneur en MO dans les sols, teneur en C dans les sols, stock de C sur l'ensemble du profil de sol ; stock de C dans l'horizon de surface). L'analyse de la figure 8-4-6 montre que :

- Les variables les plus citées sont : **teneur en MO dans les sols, pH, masse volumique**. Ce résultat est proche du « Minimum Data Set » recommandé par les auteurs qui évaluent la qualité des sols (voir, par exemple, Garrigues *et al.* (2012), qui recommandent les variables « teneur en MO », « texture » et « masse volumique »).
- Les variables les plus fréquemment citées sont des variables dynamiques/manageables, moins stables dans le temps par définition, mais souvent renseignées dans les bases de données Sol (Figure 8-4-7).

Figure 8-4-6. Quelles variables permettent de qualifier les services auxquels contribuent les sols ? Occurrences des variables dans la littérature (sur la base d'une trentaine de publications, dont des reviews).

En marron : variables inhérentes/pérennes ; en vert : variables dynamiques/manageables.

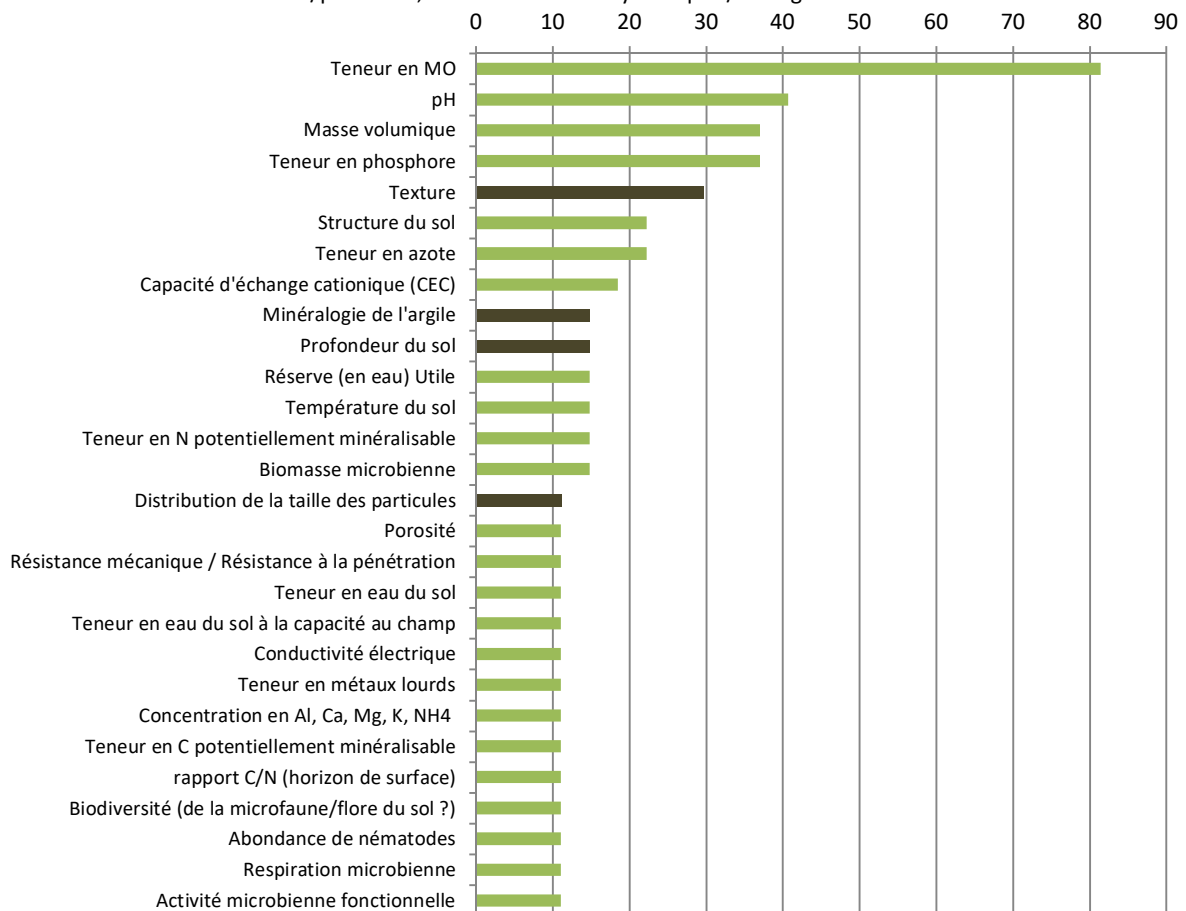
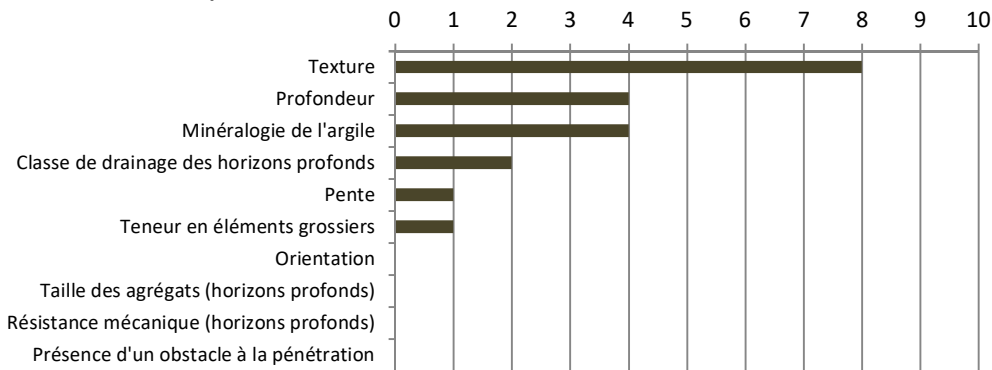
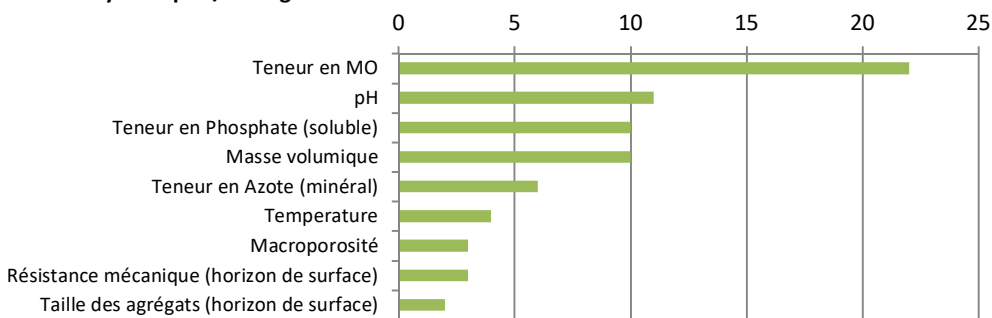


Figure 8-4-7. Nombre d’occurrences, dans la littérature, des variables permettant l’évaluation des SE auxquels contribuent les sols, selon la classification de Dominati et al. (2010).

Variables inhérentes/pérennes :



Variables dynamiques/manageables :



8.4.4. Pédogénèse, état actuel des sols et pratiques agricoles.

Au centre de l'écosystème agricole, les sols subissent les contraintes liées au climat (quantité, intensité et durée des pluies) et à l'ensemble des pratiques agricoles et des itinéraires techniques (choix des rotations, travail du sol, pratiques d'amendement et de fertilisation, irrigation, etc...). La littérature est foisonnante sur le thème des effets des pratiques agricoles sur les sols et leur fonctionnement ; citons, par exemple, les articles de review de Bronick and Lal (2005) sur le rôle des pratiques agricoles sur la structure du sol, de Strudley *et al.* (2008) sur l'effet des pratiques sur les propriétés hydriques des sols, de Lorenz and Lal (2005) sur le rôle des pratiques sur la séquestration du carbone profond. Néanmoins, déterminer les effets des pratiques agricoles passées et futures sur leur niveau de fourniture des SE en lien direct avec le sol reste délicat (Schulte *et al.*, 2014). Pour traiter cette question différentes postures d'analyse sont proposées dans la littérature :

- Depuis les travaux de Droogers and Bouma (1997) et Bouma and Droogers (2007), les variables sol sont classées en variables « inhérentes » (responsables du *genoform*) et en variables « manageables » (responsables du *phenoform*), tous types de variables que l'on peut trouver dans les bases de données. Le *phenoform* étant généré par l'ensemble des pratiques agricoles cumulées sur un espace, il est possible que, sur cet espace, la comparaison des structures spatiales des *genoforms* et des *phenoforms* permette une évaluation qualitative de l'impact intégré des pratiques agricoles.

- McBratney *et al.* (2014), dans leur article sur la « sécurité des sols » (*soil security*), proposent d'analyser le rôle des sols selon les cinq dimensions de la sécurité¹⁴. La « capacité » (*capability*) du sol décrit son potentiel à assurer une fonction. Elle est évaluée à l'aune d'un « état de référence » que l'on considère être le *genoform*. Ce dernier peut être cartographié à partir de données décrivant la pédogénèse du milieu (même s'il est admis que l'organisation spatiale actuelle des sols est l'héritage de pratiques passées¹⁵). Les méthodologies classiques

¹⁴ The five dimensions of security: 1. Capability, 2. Condition, 3. Capital, 4. Connectivity, 5. Codification.

¹⁵ Les auteurs précisent également que des pratiques humaines (à l'origine du « phenoform ») peuvent modifier l'organisation spatiale des sols de telle sorte que le « genoform » en soit modifié.

de cartographie des sols, qui s'appuient sur la description et la compréhension des processus pédogénétiques à long terme, permettent de décrire cette capacité. Aux côtés de la « capacité », les auteurs définissent également la « **condition** », qui décrit l'état courant du sol, et donc son écart à sa capacité. On peut l'inférer théoriquement à partir d'indicateurs issus des variables manageables.

Dans les méthodes d'évaluation de SE utilisant des paramètres issus des sols, la plupart des indicateurs proposés utilisent des combinaisons de variables « inhérentes » et de variables « manageables ». L'intérêt de l'approche proposée par McBratney *et al.* (2014) réside dans une proposition contraire, qui promeut une séparation explicite des variables inhérentes et manageables dans les évaluations respectives de la capacité « pédogénétique » (*capacité*) et de l'état actuel du sol (*condition*). Cette proposition a pour double vertu, d'une part, de permettre une évaluation des SE auxquels contribuent les sols en distinguant le niveau de fourniture de SE qui pourrait être délivré du fait des variables inhérentes du sol et du fait de l'effet des pratiques agricoles passées, et d'autre part de donner une valeur nouvelle aux cartes des sols historiques élaborées sur la base d'une compréhension des processus pédogénétiques.

Comme indiqué dans la section 3.1, l'analyse réalisée dans **EFESE-écosystème agricoles se limite à l'évaluation du niveau de fourniture des SE considérant l'état « actuel » des écosystèmes et donc des sols associés (le *phenoform*)**. Cet état actuel est dépendant des interactions entre processus pédogénétiques, autres processus écologiques (ex. liés à l'activité biologiques des sols), pratiques agricoles et climat.

8.4.5. Données « sol » existantes et disponibles

Différentes sources de données peuvent être mobilisées pour évaluer les variables biophysiques présentées précédemment. Elles sont brièvement listées ci-dessous.

8.4.5.1. Utilisation des données disponibles dans des bases de données SOL

Plusieurs bases de données, développées par le GIS Sol¹⁶, donnent accès à des informations spatialisées sur les sols, chaque type de sol étant décrit de façon classique comme une succession d'horizons aux propriétés contrastées. La maille élémentaire de mesure ou d'évaluation des variables pédologique est donc l'horizon de sol. On trouvera une présentation complète des bases disponibles dans l'article de Bardy *et al.* (2014). De façon très résumée, on peut cependant citer les bases de données suivantes :

- La **Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1000000^{ème}** (BDGSF) couvre le territoire national de façon exhaustive (King *et al.*, 1995). La base de données associée contient des informations uniquement qualitatives, que l'on peut cependant, pour des besoins de modélisation, transformer en données quantitatives grâce à un jeu de règles de pédotransfert¹⁷ (cf. section 8.4.5.3).
- Le programme **Inventaire, Gestion et Conservation des Sols** (IGCS) a pour objectif de produire des bases de données sur les sols à différentes échelles, notamment celles du 1/250000^{ème} et du 1/50000^{ème} (Arrouays *et al.*, 2004). La couverture à l'échelle du 1/250000^{ème} devrait être quasi-achevée courant 2016.
- Aux côtés de ces programmes d'inventaires, des réseaux de surveillance permettent également le recueil de données sur les sols : le **Réseau de Mesures de la Qualité des Sols** (RMQS), constitué d'un réseau de 2200 sites répartis régulièrement sur le territoire (selon une maille de 16x16 km²), se donne pour objectif de récolter des informations quantitatives sur les sols, comme la teneur en éléments chimiques par exemple (Jolivet *et al.*, 2006). La **Base de Données des Analyses de Terre** (BDAT) stocke l'ensemble des données issues des analyses de terre réalisées dans les laboratoires agréés à la demande des agriculteurs (Saby *et al.*, 2014). Elle permet notamment l'analyse de l'évolution temporelle de variables sol (par exemple, évolution de la concentration en

¹⁶ <https://www.gissol.fr/>

¹⁷ Outils basés sur des relations statistiques (« fonctions de pédotransfert ») ou des relations moins purement mathématiques (« règles de pédotransfert »), qui permettent d'estimer et de prédire des propriétés ou des comportements du sol difficiles à mesurer directement et en de nombreux points (déterminations lourdes et coûteuses), à partir d'autres caractéristiques du sol aisément observables sur le terrain ou déterminées en routine sur échantillons de sols, et de ce fait plus aisément cartographiables.

éléments minéraux dans les horizons de surface des sols). L'ensemble de ces bases de données à couverture nationale est renseigné selon le format unique de données DoneSol (Grolleau *et al.*, 2004) et, peuvent donc, selon les cas, être utilisées séparément ou de façon conjointe.

- Enfin, le programme mondial **Global Soil Map** se donne pour objectif de proposer des données sur les sols à la résolution de 90m sur l'ensemble des terres émergées en mobilisant des données anciennes ou en mesurant de nouvelles variables, auxquelles est associée une **incertitude** (Arrouays *et al.*, 2014a; Arrouays *et al.*, 2014b). Il est notable que, contrairement aux bases de données BDGSF et IGCS, les variables mesurées dans le cadre du programme Global Soil Map n'ont pas vocation à permettre l'élaboration d'une carte des sols (de type *genoform*), mais l'élaboration de cartes de propriétés des sols (représentant, selon les variables des éléments du *genoform* ou du *phenoform*. Des cartes de propriétés de sol sont déjà disponibles sur certains territoires (voir, par exemple, Ciampalini *et al.* (2014) pour la carte de la texture du sol en Région Centre).

L'ensemble de ces bases de données est disponible auprès de l'US Infosol de l'Inra, et un ensemble de cartes présentant des cartes nationales de l'état des sols en France est disponible depuis 2011 (Antoni *et al.*, 2011). On notera également qu'une étude juridique est actuellement en cours pour évaluer la disponibilité réelle des différentes bases de données, puisque seule la BDGSF couvre actuellement le territoire national de façon exhaustive avec des données disponibles pour toute étude.

8.4.5.2. Utilisation des données de la base GENOSOL

Pour les données concernant les caractéristiques microbiologiques des sols, la base de données GENOSOL est disponible à l'UMR Agroécologie à l'Inra de Dijon¹⁸).

8.4.5.3. Utilisation ou développement de fonctions de pédotransfert (FPT)

Les fonctions de pédotransfert (FTP) permettent d'évaluer un paramètre biophysique peu aisément accessible à partir de données plus aisément accessibles (par exemple : évaluation de la Réserve Utile à partir de la texture, de la masse volumique, et de la teneur en Matière Organique) (Bouma and van Lanen, 1987). De nombreuses FPT sont disponibles dans la littérature, mais il est crucial, lors du choix d'une FPT de s'assurer, d'une part, du contexte pédoclimatique dans lequel elle a été développée de façon à ne pas l'utiliser de façon erronée et, d'autre part, de la taille et la nature du jeu de données qui a permis son élaboration, pour avoir des éléments d'appréciation de sa justesse et de sa précision. Les FPT de Bruand *et al.* (2004) et Al Majou *et al.* (2008) sont préférées pour des évaluations des propriétés hydriques des sols sur le territoire national ou sur de grands territoires tels que des régions ; celles de Toth *et al.* (2015) sont recommandées pour des évaluations à l'échelle de la France entière si ces évaluations doivent ensuite être comparées avec d'autres études européennes. Les FTP de Martin *et al.* (2009) sont également recommandées pour l'évaluation de la masse volumique d'horizons de sol.

8.4.5.4. Utilisation des données sol disponibles dans les bases de données des SOERE

Pour des applications sur des espaces plus restreints, des données sur les sols sont disponibles sur les SOERE (Systèmes d'Observation et d'Expérimentation au long terme pour la Recherche en Environnement). Ces derniers sont en général constitués d'un réseau de dispositifs élémentaires d'observation ou d'expérimentation, caractérisés par un ensemble de paramètres observables et mesurables communs à tous les sites du réseau. Ces paramètres mesurés en continu et selon des protocoles partagés, sont sauvegardés dans des bases de données accessibles à l'ensemble de la communauté scientifique. Deux SOERE sont plus spécifiquement dédiés à l'étude des sols agricoles et de leur fonctionnement : le SOERE Agro-écosystèmes Cycles Biogéochimiques et Biodiversité (ACBB) et Produits Résiduels Organiques (PRO) (Bardy *et al.*, 2014).

¹⁸ https://www2.dijon.inra.fr/plateforme_genosol/plateforme-genosol

8.5. Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion

8.5.1. Spécification biophysique du SE

Expert coordinateur : Philippe Choler

Contributeur scientifique : Yves Le Bissonais

8.5.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Dans la typologie CICES, le groupe dénommé « Régulation des flux solides » (*mediation of mass flows*) comporte deux dimensions : la « stabilisation des sols et le contrôle des taux d'érosion » (*Mass stabilisation and control of erosion rates*) et le contrôle des flux solides (*Buffering and attenuation of mass flows*). Le contrôle des flux solides s'appréhende principalement à l'échelle des bassins versants alors que la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion correspondent à des états et processus appréhendés à l'échelle de l'écosystème agricole (parcelle ou îlot de parcelles). Cette section ne concerne que le SE « **stabilisation des sols et contrôle de l'érosion** ». La fourniture de ce SE dépend d'un ensemble d'états et de processus qui concourent à maintenir en place les constituants du sol ou les sédiments de surface. Le niveau de ce SE détermine *in fine* l'érosion qui est un flux de matières arrachées et transportées principalement par l'eau et le vent, et qui est communément exprimée en tonnes de matières solides perdues par hectare et par an (Grimm *et al.*, 2001). L'érosion s'estime communément à une échelle supérieure à celle de la parcelle agricole, typiquement l'échelle d'un bassin versant. Cette érosion du sol représente un **impact** qui résulte du niveau de fourniture du SE analysé ici.

S'agissant des écosystèmes agricoles, l'enjeu principal est d'évaluer ce qui contrecarre la perte de sol cultivable, c'est-à-dire la couche superficielle du sol enrichie en matière organique (MO). La quantité de sol résulte d'un bilan entre ce qui est produit par altération de la roche mère et ce qui est perdu par érosion superficielle. Il est à ce jour impossible d'estimer les vitesses de formation des sols par altération du substratum¹. Les principales données sur ce sujet sont apportées par l'étude des chronoséquences² dans un contexte périglaciaire³ (Egli *et al.*, 2014). Les taux de formation de sol communément rapportés par ces études sont faibles en regard des taux d'érosion estimés dans les écosystèmes agricoles de plaine (Verheijen *et al.*, 2009). De plus, ce taux de formation décroît avec l'âge du sol (Alewell *et al.*, 2015) selon une fonction exponentielle (Humphreys et Wilkinson, 2007; Stockmann *et al.*, 2014), conduisant à penser que pour les sols âgés des systèmes planitiaires, la vitesse de formation du sol est négligeable devant les risques de perte par érosion (Verheijen *et al.*, 2009). Sur ces bases, il peut être considéré **qu'une érosion du sol excédant une tonne par hectare et par an représente un seuil de tolérance au-delà duquel la perte de sol peut être considérée comme irréversible à l'échelle d'une vie humaine** (Grimm *et al.*, 2001). Des taux d'érosion 3 à 40 fois plus forts étant communément mesurés dans les écosystèmes agricoles d'Europe (Verheijen *et al.*, 2009), cela signifie que la dynamique naturelle entre pédogenèse et érosion (qui s'appréhendent sur le temps long) a été profondément altérée par les activités humaines (qui jouent sur un temps beaucoup plus court) et ont conduit à une perte du capital sol dans de très nombreuses régions de l'Europe et en particulier autour du bassin méditerranéen (Grimm *et al.*, 2001; Verheijen *et al.*, 2009). A l'échelle globale, les modifications de la structure et du fonctionnement des sols constituent un des effets les plus marquants de l'impact des activités humaines sur le système terre et la lutte contre l'érosion des sols constitue un défi environnemental majeur (Vitousek *et al.*, 1997; Lal, 2007).

¹ Couche se trouvant sous le sol et constituant le socle rocheux sain de surface, recouvert d'une épaisseur variable de sédiments ou de roche en cours d'altération

² Succession de sols dont les caractéristiques morphologiques présentent des variations dues à des différences d'âge

³ Régions soumises à un climat froid avec gel hivernal long et important et dégel estival, dans lesquelles ont lieu des processus géomorphologiques associés aux alternances de gel et de dégel de l'eau dans les sols, les formations superficielles et les roches

8.5.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

Le service de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion du sol bénéficie au gestionnaire de l'écosystème agricole dans la mesure où il permet de préserver le capital sol et le potentiel agronomique de la situation de production. Les avantages liés à la stabilisation des sols peuvent donc se mesurer en termes de **conservation d'un potentiel de production** agricole végétale. Étant donné que la couche supérieure de sol qui est soumise à l'érosion contient des nutriments tels que le phosphore, la stabilisation de cette couche de sol et le contrôle de l'érosion permet à l'agriculteur de limiter ses apports d'engrais (Cf. description du service « Fourniture en autres nutriments et oligo-éléments aux plantes cultivées ». Ce service permet aussi de conserver la « capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau » (Cf. description du SE correspondant) et donc limiter la quantité d'eau que l'agriculteur doit apporter par irrigation s'il en a la possibilité.

Ce SE est également un service rendu par l'écosystème agricole à la société car il contribue (i) à la stabilisation des versants dans les zones de montagne, (ii) à la limitation des phénomènes de coulées boueuses, et (iii) à la qualité des eaux de surface par réduction de sa charge solide. Par exemple, la réduction des phénomènes érosifs à l'échelle des parcelles agricoles contribue à préserver la qualité de l'eau en limitant la remobilisation de fongicides et de pesticides accumulés dans les sols (Sabatier *et al.*, 2014).

8.5.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Les déterminants biophysiques clefs du SE sont par ordre d'importance décroissante : (1) la couverture végétale et (2) la constitution minérale et organique du sol qui conditionnent la stabilité structurale des sols dont les deux principaux aspects sont la résistance à la battance et l'érodibilité.

(i) le taux de **couverture végétale**. L'interception des précipitations par la végétation réduit l'énergie cinétique des gouttes de pluie et leur capacité à désagréger le sédiment de surface. Elle favorise également l'infiltration de l'eau le long de l'appareil racinaire. Elle peut aussi constituer une barrière physique aux particules solides de l'eau qui ruisselle en contribuant à former des bourrelets de sédiments (*'phytogenic mounds'*), ce phénomène étant particulièrement sensible dans les zones de montagne. Enfin, une végétation couvrante et photosynthétiquement active – soit avec un indice de surface foliaire élevé - augmente les flux d'évapotranspiration et réduit les écoulements de subsurface et profonds. En considérant l'ensemble de ces mécanismes, plusieurs travaux tendent à montrer que le ruissellement décroît de manière exponentielle avec le taux de couverture végétale (Duran Zuazo et Rodriguez Pleguezuelo, 2008). Les **variations spatiales et temporelles du taux de couverture végétale** sont donc particulièrement importantes à considérer, notamment dans le cas des terres cultivées ('terres arables' au sens de CORINE Land Cover). A l'échelle des bassins versants, le pourcentage de sol nu pendant la période hivernale est déterminé par le type de systèmes de culture. Le caractère couvrant des différentes cultures au cours des saisons est également un indicateur important. Sur le plus long terme, le maintien d'écosystèmes agricoles à fort taux de couverture, comme les prairies permanentes, est un facteur bénéfique à la stabilisation des sols.

(ii) la **résistance à la battance** du sol, qui se définit comme la propension d'un sol à former une croûte superficielle de colmatage (*soil crusting*) par déstructuration des horizons superficiels du fait d'une faible stabilité structurale. Ce processus limite les capacités d'infiltration de l'eau dans le sol et favorise le ruissellement de surface lorsque le sol est nu (Le Bissonnais et Singer, 1992; Cerdan *et al.*, 2002).

(iii) **L'érodibilité du sol** (*soil erodibility*) détermine la propension d'un sol à s'éroder pour un niveau de couverture végétale donné. Dans cette étude, nous considérons l'érodibilité comme la sensibilité du sol à la désagrégation et l'arrachage de matière par l'eau et en particulier sa résistance à l'action des gouttes de pluie par le mécanisme de *rainsplash* – ou déplacement local de matière par l'impact d'une goutte de pluie de forte énergie cinétique.

La sensibilité à la battance et l'érodibilité du sol dépendent de la stabilité structurale du sol, qui est fonction de la **texture**, du **taux de MO**, de la nature minéralogique des argiles, de la nature des cations présents (effet dispersant du Na⁺), mais aussi de sa **perméabilité** et de son état **structural** (structure granulaire plus ou moins grossière, structure massive, etc.). Certaines propriétés texturales des horizons de surface du sol, comme une

teneur élevée en limons et sables fins, augmentent l'aléa érosif. A l'inverse, une teneur élevée en MO tend à limiter la mouillabilité et la cohésion des agrégats superficiels du sol et, ce faisant, à augmenter sa stabilité structurale sous l'effet de la pluie (Chenu *et al.*, 2000; Abiven *et al.*, 2009).

(iv) **les facteurs topographiques.** Les risques de ruissellement sont naturellement plus accentués dans les parcelles en pente. Ils sont augmentés par certains modelés de surface (formes convexes, bas de pente) et la présence de (micro)chenaux d'écoulement. Les situations topographiques exposées comme les crêtes sont également sensibles à la déflation éolienne⁴.

(V) **la réserve utile.** Cette quantité d'eau que le sol peut stocker se calcule par différence entre deux valeurs de référence : la capacité au champ et le point de flétrissement permanent. La réserve utile d'un sol est principalement dépendante de sa texture. Lors d'une séquence de pluie de longue durée, les précipitations contribueront d'autant plus rapidement au ruissellement de surface (à capacité d'infiltration donnée) que les sols présentent une faible réserve utile.

Tous les **changements d'occupation des sols et donc d'écosystème agricole** tendant à réduire le caractère couvrant de la végétation influent sur le niveau de fourniture du SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ». Ce niveau de fourniture diminue lorsqu'il y a notamment remplacement des forêts ou des prairies permanentes par des cultures, des prairies permanentes par des prairies temporaires (à l'échelle temporelle du système de culture) ou bien évidemment de l'artificialisation des sols agricoles. Le remplacement des prairies permanentes par des prairies temporaires ou des cultures est très généralement associé à une diminution du SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » et son corollaire : une augmentation des taux d'érosion (Van Oost *et al.*, 2000; Van Oost *et al.*, 2007). Entre 1971 et 2007, la France a perdu environ 4 millions d'hectares de prairies permanentes (passant de 14 à 10 millions d'hectare. (Source : <http://faostat.fao.org/>). L'absence de couverture végétale en hiver dans les systèmes de culture aggrave les risques d'érosion et cela est d'autant plus marqué que les facteurs méso et microtopographiques sont défavorables (pente, sillons parallèles à la pente, etc.). Toutes les **pratiques culturales** qui conduisent à réduire la couverture végétale, soit dans le temps soit dans l'espace, à des degrés divers, augmentent les risques de déstabilisation des agrégats du sol. Ainsi, un sol laissé à nu l'hiver, la réduction de l'enherbement en viticulture et en arboriculture, les charges pastorales inadaptées qui morcellent la couverture végétale et notamment celle des graminées pérennes sont autant de pratiques qui exposent les horizons humifères des sols à l'action érosive de l'eau et du vent.

A l'échelle de l'exploitation ou du paysage agricole, la **simplification de l'occupation du sol** (diminution du nombre de type de culture au cours du temps) et l'homogénéisation des paysages peuvent avoir des effets négatifs sur la stabilisation de la MO. La destruction des linéaires de haies et l'augmentation des surfaces de parcelles par remembrement, l'abandon d'entretien des terrasses et des murets de soutènement dans les zones de montagne peuvent limiter la stabilisation des sols et ainsi favoriser l'action érosive de l'eau et du vent dans les contextes les plus susceptibles (montagne, façade méditerranéenne). De manière générale, les effets du paysage sur la fourniture du SE ont très peu été pris en compte dans les études (voir cependant Yang *et al.*, 2012; Shi *et al.*, 2013; Verhagen *et al.*, 2016).

8.5.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Pour un écosystème agricole donné (sol, couverture végétale, topographie) qui détermine un potentiel de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion, le **climat** (à l'échelle de l'unité spatiale de simulation) détermine la stabilité de la matière et le contrôle du niveau de ruissellement (dans le cas où l'agent érosif considéré est l'eau) et, *in fine*, le contrôle de l'érosion et le taux d'érosion effectifs.

Afin de mieux saisir l'influence du climat sur le niveau de fourniture du SE, il est utile de rappeler les termes du bilan hydrologique à l'échelle d'une parcelle. Les deux principaux points de partition de l'eau qui tombe sous forme de précipitations liquides ou solides sont (1) la partition entre le ruissellement de surface et l'infiltration dans le sol, et (2) la partition entre l'infiltration profonde ou le ruissellement de subsurface et l'évapotranspiration. Tout facteur faisant pencher la balance vers l'infiltration dans le sol au détriment du

⁴ Processus d'arrachage des particules fines (limon, sable, voire des graviers) par le vent

ruissellement tend à favoriser la stabilisation des sols. Il en va de même pour tout facteur favorisant le flux d'eau verte (évapotranspiration).

Certains types de précipitations sont particulièrement impactants pour le niveau de fourniture du service pour les écosystèmes agricoles : (i) la proportion de pluies tombant pendant la période non couvrante et (ii) la récurrence des événements de pluies extrêmes. Lors d'événements de précipitations, le risque de ruissellement augmente si le sol arrive plus rapidement à saturation du fait d'une faible réserve utile.

Plusieurs travaux récents soulignent le lien très probable entre la récurrence des événements extrêmes de précipitations et les changements climatiques (Rahmstorf et Coumou, 2011; Coumou et Rahmstorf, 2012). Par exemple, l'augmentation de la fréquence des pluies hivernales intenses sur l'Europe a augmenté d'un facteur 8 au cours des 150 dernières années (Groisman *et al.*, 2005). De tels événements ont des conséquences d'autant plus marquées sur la stabilité des matières qu'ils interviennent à une période de l'année où le taux de protection par la couverture végétale est faible. Le dernier rapport de l'IPCC (tableau 2.13 dans Stocker *et al.*, 2014) indique une augmentation probable (*likely increase - high confidence*) de la fréquence et de l'intensité des pluies extrêmes en Europe et sur la façade méditerranéenne en lien avec le réchauffement climatique.

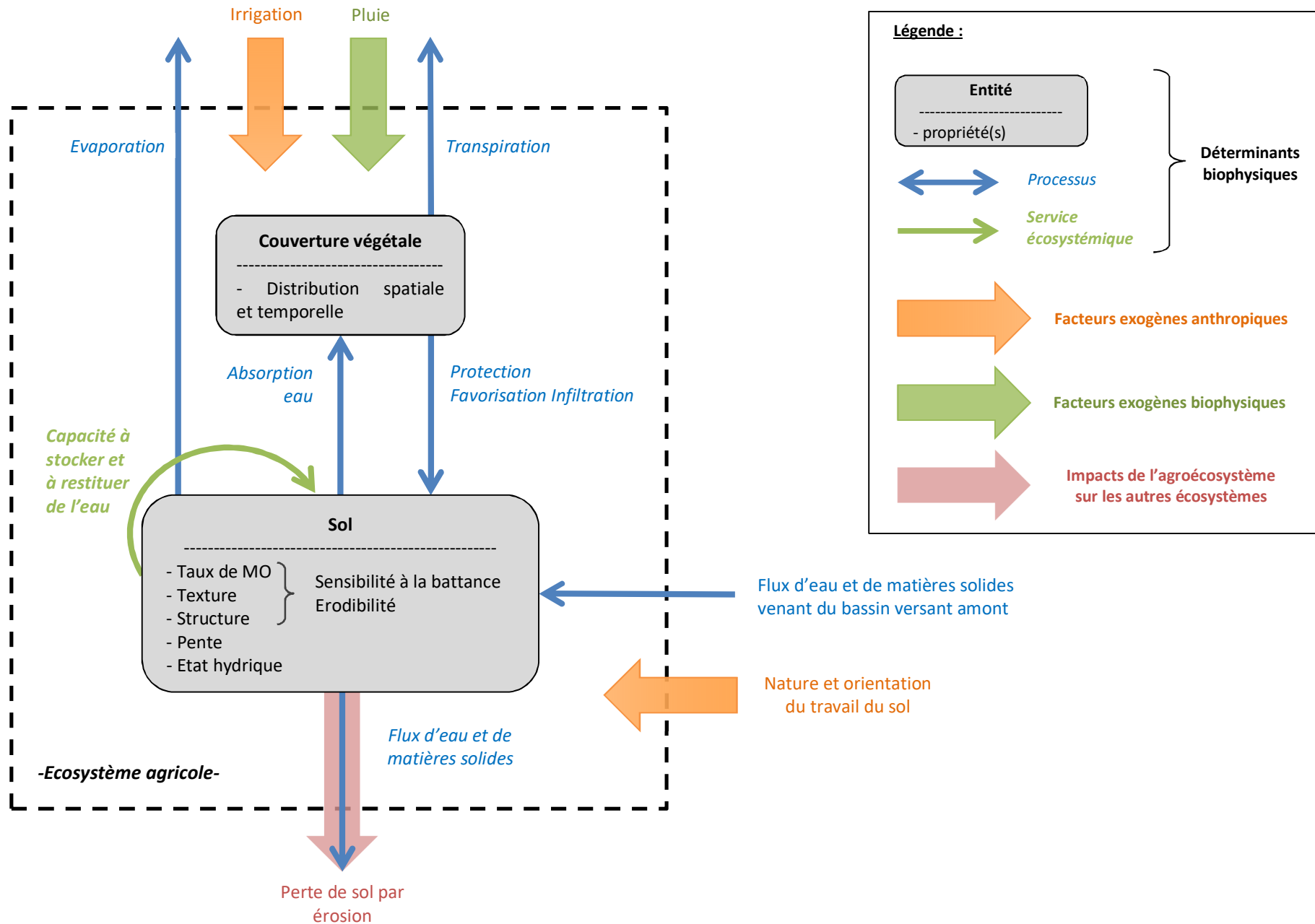
Facteurs de l'écosystème agricole modulant le niveau de fourniture du SE

Des études ont démontré que l'intensification du **travail du sol** conduit à une redistribution des particules du sol de la MO à l'échelle des gradients topographiques (érosion aratoire) : ces pratiques ont tendance à éroder le sol dans les situations convexes et à redistribuer la terre et la MO dans les zones concaves. Ces phénomènes sont naturellement accentués par des labours profonds et des labours orientés parallèlement à la pente (Van Oost *et al.*, 2005; Van Oost *et al.*, 2006).

L'**irrigation** peut avoir un effet positif sur le SE dans la mesure où elle favorise le taux de couverture végétale. Cela étant, des méthodes d'irrigation inadaptées peuvent avoir un effet négatif sur le SE si elles conduisent à désagréger et à entraîner les matières du sol. Plusieurs études notent une charge sédimentaire excessive (équivalente à 20-40 tonnes par ha de surface drainée et par an) dans les systèmes irrigués par rigoles (*furrow irrigation*) sur pente modérée à forte (revue dans Koluvek *et al.*, 1993; Gurbanov, 2010). Ces travaux ont principalement été menés aux Etats-Unis et dans les pays de l'ancien bloc soviétique. La réduction des impacts environnementaux liés à l'irrigation (dégradation de la structure du sol, érosion du sol) pourrait être réalisée par la mise en œuvre de systèmes d'irrigation localisée du type goutte-à-goutte enterré par exemple.

La figure 8-5-1 schématise les liens entre les déterminants biophysiques, les facteurs exogènes et la fourniture du SE.

Figure 8-5-1. Représentation schématique des déterminants biophysiques clés et des facteurs exogènes impliqués dans le SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ».



8.5.2. Evaluation biophysique du SE

Expert coordinateur : Yves Le Bissonnais

Contributeurs scientifiques : Philippe Choler, Olivier Therond

Ingénierie de données : Joël Daroussin, Annette Girardin, Anne Meillet

8.5.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture du SE

Etat de l'art pour l'évaluation du SE

Pour de nombreux auteurs, l'évaluation du SE « régulation des flux solides » est réalisée *via* l'estimation d'un différentiel des taux d'érosion entre la situation évaluée et une situation de référence (voir par exemple Verhagen *et al.*, 2016).

L'évaluation du SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » devrait se conduire à l'échelle de la parcelle agricole. Elle nécessite une connaissance détaillée des propriétés structurales et minéralogiques des sols ainsi que de la distribution spatiotemporelle des couverts végétaux et du climat local.

De très nombreux modèles empiriques ont été développés pour simuler les taux d'érosion du sol à large échelle sur le continent européen en combinant des couches d'information pédologiques, climatiques et agro-écologiques (Van der Knijff *et al.*, 2000). A noter que l'érosion par d'autres agents physiques que l'eau (avalanche, vent) reste très méconnue et ne sera pas considérée plus avant dans cette étude. Il faut cependant noter un effort récent pour cartographier la susceptibilité des sols à l'érosion par le vent (Borrelli *et al.*, 2014).

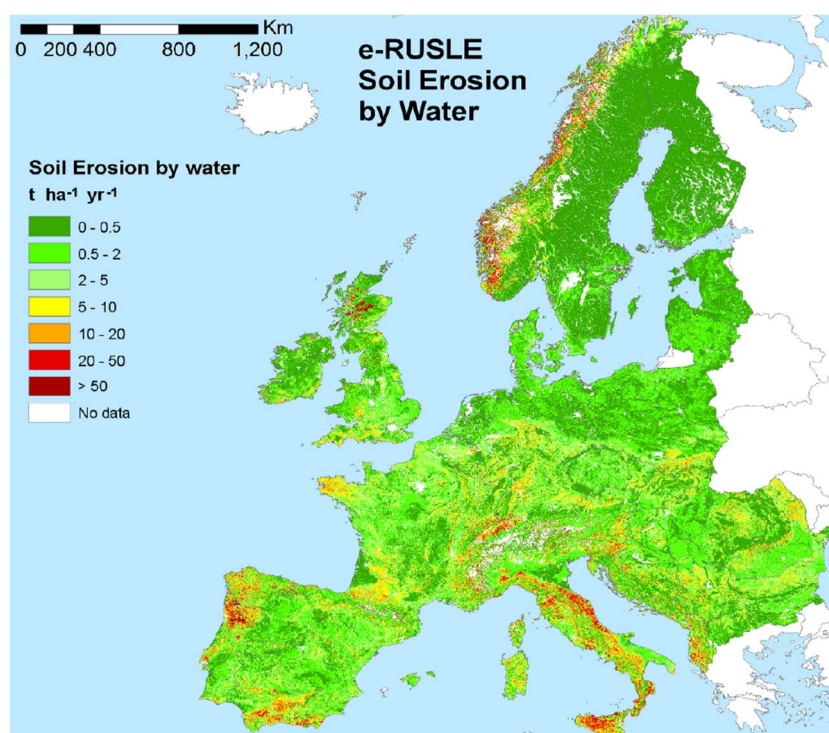
Pour la France, trois ensembles de simulations des taux d'érosion sont disponibles.

Le *Joint Research Center* de la Commission Européenne a produit des cartes d'érosion du sol à l'échelle de l'Europe en utilisant un modèle de type RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) initialement proposé par (Renard *et al.*, 1997). Les travaux sur le sujet ont été publiés dans une série d'articles récents (Panagos *et al.*, 2014; Panagos *et al.*, 2015a; Panagos *et al.*, 2015b) et les cartes sont disponibles sur le portail (<http://eussoils.jrc.ec.europa.eu/library/themes/erosion>). Des simulations de type RUSLE ont été utilisées pour l'évaluation du SE régulation des flux solides dans (Maes *et al.*, 2011; Maes *et al.*, 2014). Des améliorations de la paramétrisation de ce modèle sont régulièrement proposées dans la littérature (voir par exemple Bosco *et al.* (2015) dont la figure 8-5-2 est extraite). Il s'agit d'un modèle d'utilisation très souple, de type multiplicatif, qui fait intervenir quatre grandes familles d'indicateurs : **l'érodibilité du sol** (traduction de *soil erodibility*) qui est un proxy de la susceptibilité du sol à l'érosion par l'eau⁵ et qui dépend de sa texture, sa structure et son contenu en MO, paramètres à partir desquels sont inférées des propriétés hydriques comme la perméabilité ; un indicateur qui résume à la fois **la nature du couvert végétal et le mode de gestion** (*cover management and support practice*) ; un indicateur **topographique** qui décrit les propriétés de la pente (son angle, sa longueur et parfois sa forme concave ou convexe) ; **l'érosivité des précipitations** (*rainfall erosivity*) qui est un proxy de la capacité des précipitations à arracher et à transporter par ruissellement les particules du sol.

Un autre modèle empirique a été développé par les équipes de l'INRA au cours des années 1990 : il s'agit du modèle MESALES (Modèle d'Evaluation Spatiale de l'Aléa Erosion des Sols - Regional Modelling of Soil Erosion Risk) (Le Bissonnais *et al.*, 2002). Ce modèle simule un aléa érosif en utilisant une échelle semi-quantitative allant de 1 à 5. Ces catégories peuvent être ensuite transformées en taux d'érosion (en t ha⁻¹ an⁻¹) en utilisant une table de correspondance. MESALES est basé sur un arbre de décision qui détermine l'aléa érosif en considérant de manière séquentielle les processus physiques de ruissellement et d'érosion : l'utilisation du sol, la battance, la pente, l'érodibilité du sol et les précipitations. La validation par les experts de l'arbre de décision multi-critères joue un rôle déterminant. Des améliorations ont été proposées pour des applications régionales (Colmar *et al.*, 2010; Hessel *et al.*, 2014). Par comparaison avec le modèle RUSLE, MESALES fournit des estimations semi-quantitatives à l'échelle de la maille de simulation, estimations qui sont ensuite agrégées à l'échelle des bassins versants. MESALES a également pour originalité d'attacher une importance plus grande à certains facteurs pédologiques comme la sensibilité du sol à la battance.

⁵ En suivant une logique assez similaire, un indicateur de susceptibilité d'érosion des sols européens au vent a été récemment proposé (Borrelli *et al.*, 2014).

Figure 8-5-2. Exemple de simulation des taux d'érosion du sol par l'eau par application d'un modèle empirique dérivé de l'approche RUSLE. La maille de restitution est de 1 km.



Tiré de (Bosco *et al.*, 2015). Données disponibles sur demande via le portail 'European Soil Data Centre (ESDAC)' du 'Joint Research Center' <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/themes/erosion>

Une dernière série de simulations est disponible sur l'Europe avec le développement récent du modèle PESERA (Kirkby *et al.*, 2008). Il s'agit d'un modèle semi-mécaniste qui vise à représenter de manière distincte les processus clés du bilan hydrologique et les processus de transport de particules. Le calcul des écoulements de surface dans le module hydrologique de PESERA repose sur le modèle TopModel (Beven et Kirkby, 1977). La capacité de transport du sédiment est représentée par une fonction empirique dépendant du flux d'eau, de la pente et d'un paramètre pédologique d'érodibilité (Musgrave, 1947).

Forces et faiblesses des méthodes d'évaluation

La principale faiblesse de toutes les méthodes mises en œuvre tient aux très fortes incertitudes dans les variables d'entrée, en particulier celles décrivant les propriétés du sol et les modes d'utilisation des terres. Les applications à des mailles infra-kilométriques restent de peu d'intérêt si l'information pédologique est très grossière comme c'est le cas actuellement (par exemple seule la carte des sols au 1/1 000 000^{ème} est disponible pour la France).

La principale force des modèles RUSLE et MESALES est de s'appuyer sur un cadre de modélisation très flexible, requérant peu de paramètres et mobilisant des bases de données déjà accessibles à l'échelle européenne. Ces méthodes sont ainsi bien adaptées pour réaliser des analyses de sensibilité aux variables d'entrée et à leur distribution spatiale et temporelle. Ainsi, Verhagen *et al.* ont récemment examiné l'effet de la configuration spatiale des habitats sur la rétention des sédiments en calculant une différence entre le taux d'érosion actuel et une situation de référence (Verhagen *et al.*, 2016).

Ceci peut également être vu comme une de leur principale faiblesse. En effet, ces méthodes d'évaluation sont très empiriques et sans description explicite des processus physiques (hydrologie, transport, sédimentation) qui sont en jeu dans l'érosion. Pour cette raison, ces modèles restent difficiles à connecter avec les modèles de surface décrivant le fonctionnement couplé climat-végétation-usages ou les flux de sédiments à l'échelle des bassins versants. C'est une des raisons pour lesquelles des cadres de modélisation plus mécanistes se développent (PESERA) mais il reste à démontrer qu'ils sont plus performants. Quelques études récentes sur des bassins versants modèles ont comparé les estimations de taux d'érosion par un modèle de type RUSLE et PESERA et ont mis en évidence la plus grande sensibilité du modèle PESERA au taux de couverture végétale, à l'érodibilité

et à la battance des sols (par exemple Karamesouti *et al.*, 2016). Dans une autre étude non publiée, il a été montré que l'utilisation de PESERA pour la prédiction des coulées de boue en France ne donnait pas de meilleurs résultats que ceux obtenus avec le modèle MESALES (Y. Le Bissonnais, *comm. pers.*). A notre connaissance, aucune démarche de validation spatiale généralisée de PESERA n'a été effectuée.

Méthodes idéales pour estimer le SE

La mesure du maintien vs redistribution des matières du sol à l'échelle du parcellaire ou le long des versants constitue une méthode directe d'estimation du SE (Cerdan *et al.*, 2010). La stabilité des matières à ces échelles très fines peut s'appréhender par l'étude des signatures isotopiques du césium ^c (Van Oost *et al.*, 2006). Les retombées au sol de l'isotope ¹³⁷CS font suite aux essais nucléaires des années 1960. Le césium est retenu par les particules de sol et sa mesure à l'échelle des bassins versants constitue un excellent marqueur de la redistribution spatiale vs stabilité du sol. Si les études menées sont très riches pour la compréhension fine des processus en jeu – en particulier les liens entre travail du sol, topographie et stabilité du sol –, elles sont difficilement transposables dans le cadre d'une simulation à l'échelle nationale.

Une autre approche est fondée sur le suivi à long terme des propriétés du sol dans le cadre de dispositifs observatoires (Arrouays *et al.*, 2009; Gardi *et al.*, 2009). Par exemple, l'utilisation de bases de données de sols a permis d'estimer l'évolution des teneurs en MO des sols de Franche-Comté entre 1990 et 2004 (Saby *et al.*, 2008). Depuis 2005, le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) réalise un suivi des propriétés physico-chimiques des sols selon une grille de maille 16 km avec une fréquence de visite tous les 10 ans. Les données recueillies ont par exemple servi à calibrer des modèles de distribution spatiale de la MO des horizons de surface (Martin *et al.*, 2014). A terme, ce dispositif sera en mesure de fournir des indications sur l'évolution de long terme des propriétés physico-chimiques des sols de France. Ces informations pourront renseigner sur la stabilité de la MO dans les sols des écosystèmes agricoles et permettront de calibrer plus finement les modèles d'estimation de l'érosion et donc du SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ».

Méthode retenue dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles (voir Annexe 8-E)

En référence aux travaux de la littérature scientifique (ex. Verhagen *et al.*, 2016), le SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » est évalué *via* la comparaison du taux d'érosion de la situation « actuelle » (couverture végétale, sensibilité à la battance et érodibilité actuelles représentées *via* l'utilisation des bases de données associées) et d'une situation de référence. Ce choix revient à conduire une étude de sensibilité du taux d'érosion au degré de couverture végétale toutes choses étant égales par ailleurs (topographie, érodibilité, climat). Dans EFESE-écosystèmes agricoles, deux situations de référence ont été définies : celle correspondant au niveau le plus bas de SE – le sol nu – et celle correspondant au niveau le plus haut de SE rendu par un écosystème agricole, la prairie permanente. La différence entre la situation actuelle et la situation de sol nu permet d'estimer le niveau de SE actuel. La différence entre la situation de prairie permanente et la situation actuelle permet d'estimer la différence entre le niveau maximal de SE et le niveau actuel. Dans cette approche, l'éventuelle variation d'érosivité et de sensibilité à la battance entre les situations (conséquence indirecte de la couverture végétale sur la teneur en MO et donc sur la stabilité structurale) n'est pas prise en compte. Deux raisons principales à cela : (i) l'effet de la couverture végétale est nettement plus important que celui de la sensibilité à la battance et l'érosivité du sol et (ii) les données utilisées dans MESALES actuellement ne permettent pas de prendre en compte cette variation. Pour prendre en compte cette variation, il faudrait améliorer la couche d'information sur l'érodibilité des sols à partir des bases de données sur les sols (notamment le taux de MO des sols). En conséquence du point précédent, **trois simulations de MESALES correspondant à ces trois situations ont été réalisées. Elles permettent de calculer les deux comparaisons de taux d'érosion.**

Par ailleurs, des améliorations majeures ont été apportées au dispositif Inra de simulation des taux d'érosion basé sur MESALES. L'amélioration la plus significative par rapport à la mise en œuvre du modèle à l'échelle France entière dans des travaux précédents consiste à préciser le **taux de couverture végétale** dans l'espace (en affinant la résolution spatiale) et dans le temps (en décrivant avec plus de précisions la phénologie des couverts). Les autres variables d'entrées de MESALES sont (i) la sensibilité des sols à la battance et leur érodibilité, estimées à partir de la constitution minérale et organique du sol, (ii) le climat à l'échelle de la saison et (iii) des facteurs topographiques.

(1) le **taux de couverture végétale**

La plupart des simulations du taux d'érosion à l'échelle nationale et supranationale se fondent sur les cartographies de sol et de couverture végétale harmonisées à l'échelle européenne : soit l'European Soil Database⁶ à l'échelle du 1:1 000 000^{ème} et la base de données CORINE Land Cover CLC (Gimona *et al.*, 2009) issue de photo-interprétations conduites à une échelle de l'ordre de l'hectare. Ces bases de données manquent singulièrement de précision pour des applications par pays ou par région. Par exemple, la classification CLC contient une classe 'Terres arables' sans distinction des types de culture. Les données d'entrée ne permettent pas non plus de prendre en compte les dynamiques saisonnières du taux de couverture végétale.

Dans EFESE-écosystèmes agricoles, quatre classes – dites de taux de protection par la couverture végétale – ont été utilisées comme premier critère de l'arbre de décision MESALES, pour la classe « terres arables ». Ces classes vont d'une catégorie 'sol nu' à une catégorie correspondant à une culture très couvrante ou une prairie permanente. Pour caractériser le caractère couvrant des végétations et sa dynamique saisonnière les données de télédétection fournies par le satellite MODIS (*Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer*) (Huete *et al.*, 2002) ont été utilisées. Elles ont une résolution spatiale de 250 m et une résolution temporelle de 8 jours (images composites). L'indice de végétation NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) qui est un proxy de la quantité de tissus chlorophylliens présents par pixel (Pettoirelli *et al.*, 2005) a été calculé sur la période 2000-2015. Les chroniques de NDVI ont été agrégées par saison (DJF, MAM, JJA, SON). Les valeurs moyennes de NDVI ont été calculées sur la période décembre 2011 – novembre 2012. Enfin, les valeurs NDVI ont été transformées en classes pour mise en correspondance avec les quatre niveaux retenus pour le taux de couverture végétale.

Pour les cultures dominantes (blé, maïs, colza ...), et pour chaque saison, l'attribution d'une des quatre classes précédentes a fait l'objet d'une validation à dire d'expert.

(2) la **constitution minérale et organique du sol**

Les informations sur la texture et la structure des sols proviennent de la carte des sols de France au 1:1 000 000^{ème}. Les fonctions de pédo-transfert utilisées pour attribuer les classes de sensibilité à la battance et d'érodibilité sont celles déjà utilisées pour les précédentes simulations MESALES (Colmar *et al.*, 2010).

(3) le **forçage climatique - précipitations.**

Deux produits sont utilisés :

- les champs de précipitations simulés au pas de temps horaire par les ré-analyses SAFRAN (Quintana-Segui *et al.*, 2008; Vidal *et al.*, 2010) avec une résolution au sol de 8 km et sur une période allant de 1958 à nos jours. Les méthodes mises en œuvre pour produire ces données sont des méthodes d'interpolation surfacique d'observations ponctuelles acquises via le réseau de stations météorologiques de Météo-France. A partir de ces données il est possible d'extraire la fréquence d'épisodes précipitants extrêmes (par mois ou par saison). Ces chroniques sur plusieurs décennies permettent aussi d'analyser plus finement la variabilité interannuelle et les tendances de long terme du forçage climatique ;
- l'utilisation des moyennes climatologiques de précipitations mensuelles à 1km fournies par le modèle Aurhély (Benichou et Le Breton, 1987) et moyennées à l'échelle des saisons.

(4) les **facteurs topographiques.**

Le modèle numérique de terrain produit par l'IGN à 25 m de résolution spatiale a été agrégé à une résolution de 100 m.

L'arbre de décision implémenté dans MESALES détermine un aléa d'érosion selon une échelle semi-quantitative. Pour traduire cet aléa en une variable quantitative de taux d'érosion – et ainsi pouvoir comparer avec les données simulées par d'autres modèles –, une table de correspondance est utilisée. Cette table a été réactualisée à partir de références récentes de la littérature, en particulier celles de la synthèse des mesures directes sur parcelles réalisée par Cerdan *et al.* (2010). Les simulations MESALES ont été réalisées à l'échelle d'une maille de 100m sur France métropolitaine et Corse.

Enfin, dans un souci de comparaison avec les cartes produites dans le cadre du MAES (Maes *et al.*, 2011; Maes *et al.*, 2014), plusieurs indicateurs globaux ont été extraits des simulations MESALES, RUSLE et PESERA ramenées à l'échelle kilométrique comme la distribution statistique des taux d'érosion à l'échelle de la France, sa variance spatiale, etc.

⁶ http://eussoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/ESDB/index.htm

8.5.2.2. Résultats et analyse

Variables d'analyse retenues, calculs réalisés, hypothèses testées

Le SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » est évalué dans EFESE-écosystèmes agricoles *via* la comparaison des taux d'érosion évalués par le modèle MESALES pour la situation « actuelle » (couverture végétale, sensibilité à la battance et érodibilité actuelles représentées *via* l'utilisation des bases de données associées) et pour des situations de référence.

Deux situations de référence ont été définies : celle correspondant au niveau le plus bas de SE – le sol nu – et celle correspondant au niveau le plus haut de SE rendu par un écosystème agricole, la prairie permanente. La différence des taux d'érosion entre la situation actuelle et la situation de sol nu permet d'estimer le niveau de SE actuel. La différence entre la situation de prairie permanente et le sol nu permet d'estimer le SE potentiel (maximal).

Cependant, il existe des situations pour lesquelles le taux d'érosion pour la situation de référence « sol nu » déjà très faible – du fait des paramètres de relief, précipitation et sol – et donc le SE potentiel max est aussi très faible ou nul. Pour bien appréhender ces situations, le ratio entre le niveau maximal de SE et le niveau actuel, appelé service relatif, a également été calculé.

Toutes ces variables, ont été calculées et cartographiées à l'échelle annuelle et saison par saison. Pour analyser les relations entre niveaux de SE et mode d'occupation des sols, des histogrammes représentant la distribution des valeurs de SE actuel, potentiel et relatif pour chaque classe d'occupation du sol ont été réalisés. Inversement, des histogrammes ont également été produits représentant la distribution des occupations du sol pour chaque classe de ces variables.

L'analyse qui suit présente quelques cartes et figures majeures, d'autres cartes et figures sont incluses en fin de cette section (Figures complémentaires).

Cartographies et interprétations

De manière originale, l'évaluation réalisée dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles a pris en compte des données saisonnières de couverture végétale issues de l'interprétation des images MODIS de 2012, une procédure particulièrement utile pour les applications du modèle MESALES aux terres arables. Par ailleurs, comme indiqué ci-avant, nous avons calibré les classes d'aléa à partir de la synthèse des données quantitatives de parcelles expérimentales de mesure de l'érosion en Europe (Cerdan *et al.*, 2010).

L'analyse du déterminisme et de la répartition géographique du SE s'appuie sur l'examen conjoint des cartes :

- de l'aléa érosion (taux d'érosion avec la couverture du sol 2012),
- du SE actuel lui-même, défini ici comme la différence entre le taux d'érosion pour un sol nu et le taux avec la couverture 2012,
- du SE relatif, défini comme le rapport entre le SE actuel et le niveau maximal de SE (différence entre le taux d'érosion pour un sol nu et le taux avec la couverture maximale = prairie permanente),
- et des histogrammes de répartition fréquentiels de ces différents indicateurs en fonction des occupations du sol données par le CLC 2012 et le RPG 2012.

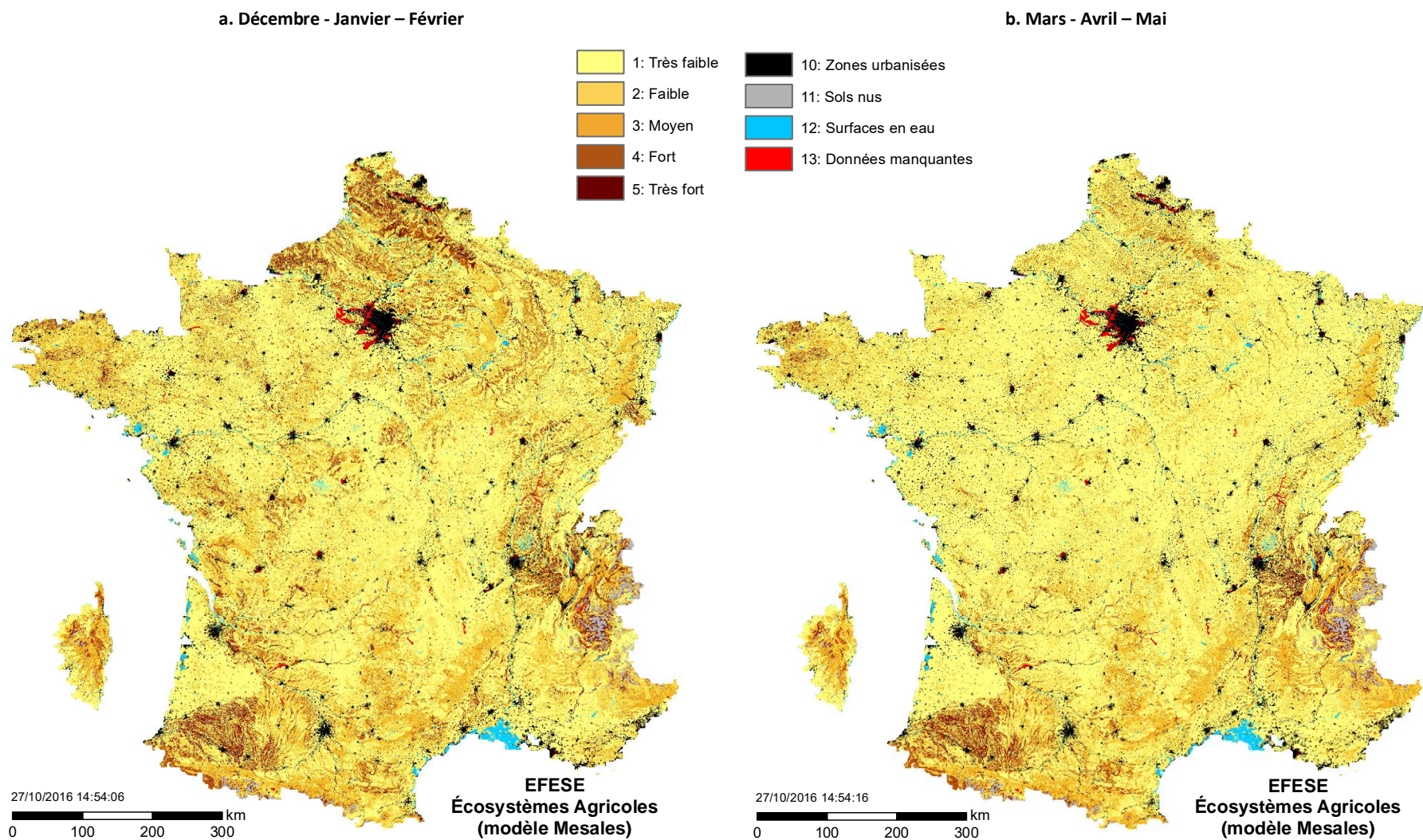
Répartition géographique de l'aléa érosion

La figure 8-5-3 présente les cartes de l'aléa érosion pour chaque saison. La répartition géographique de l'aléa pour chaque saison permet de distinguer plusieurs groupes de régions : 1. **les régions fortement touchées par l'aléa érosion des sols en toutes saisons** (le nord, l'est du Bassin Parisien, la vallée du Rhône, le Sud-Ouest), 2. **les régions modérément touchées**, ou pour lesquelles l'aléa érosion existe pour certaines saisons seulement (le pourtour méditerranéen, le Poitou-Charentes et la Bretagne), 3. **les régions qui ne sont pratiquement pas concernées par l'aléa érosion**.

Figure 8-5-3. Aléa érosion pour chaque saison pour l'ensemble des écosystèmes français

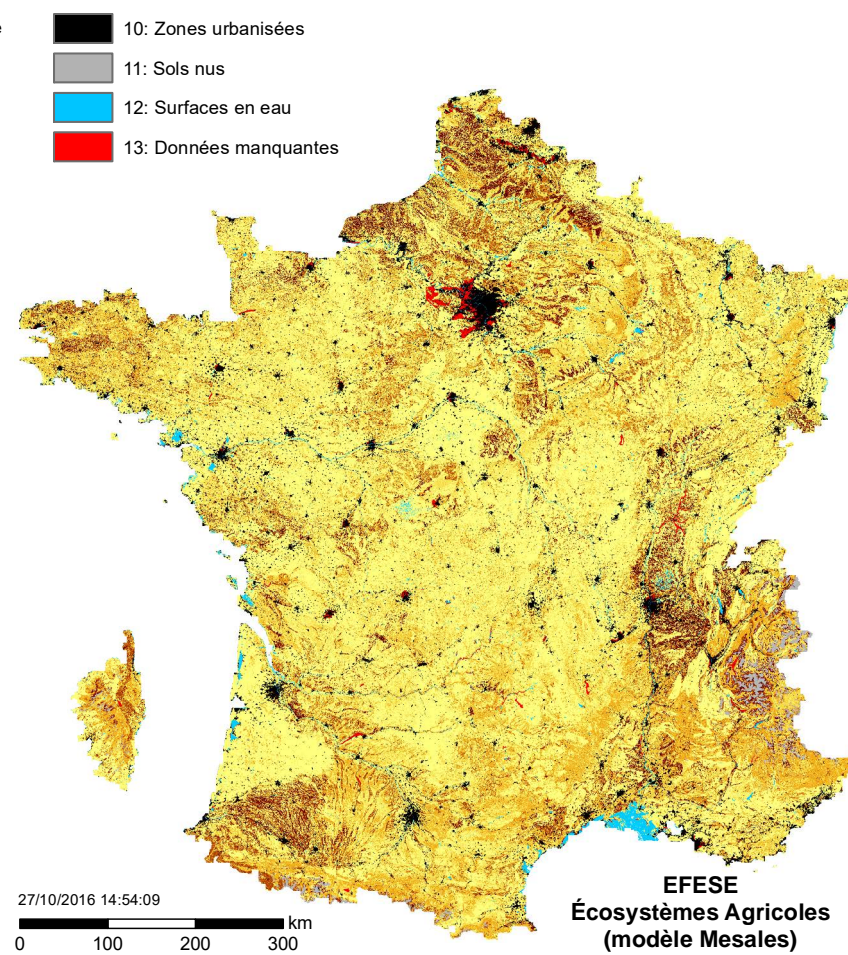
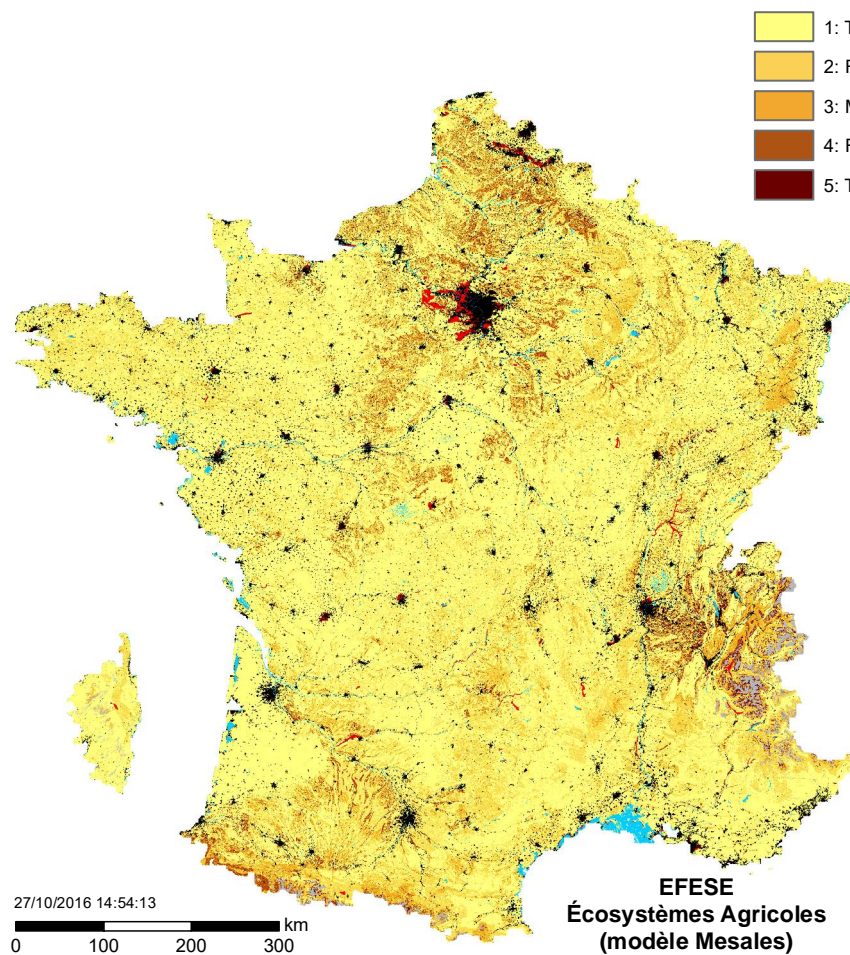
Résolution spatiale : mailles de 100 m.

L'indice est sans unité. *Via* une table de correspondance, il peut être converti en un taux d'érosion (quantité de sol perdue par hectare et par an)



c. Juin - Juillet – Août

d. Septembre – Octobre – Novembre



1. Les trois régions du nord-ouest de la France (Nord-Pas de Calais, Picardie, Haute Normandie) sont très concernées par l'aléa érosion des sols en toutes saisons. Malgré les faibles pentes, les sols sont très sensibles à la battance et largement cultivés. L'érosion est d'autant plus une menace que les sols sont laissés à nu pendant une longue période et que les précipitations sont importantes. L'érosion en hiver concerne plutôt le nord et le pourtour est du Bassin Parisien, tandis que le centre du Bassin Parisien est touché à la fois au printemps et en hiver.

Dans l'ensemble, **l'aléa le plus fort correspond aux terrains très arrosés et limoneux** en bordure du littoral, ou aux pentes un peu plus prononcées, comme les collines de l'Artois. La Haute-Normandie est fortement sensible aux problèmes d'érosion au nord de la Seine, où les faibles pentes suffisent à créer un aléa érosion important sur ces sols très battants. Le sud de la région est beaucoup moins touché car les pentes sont très faibles.

Dans la couronne est du Bassin Parisien (Ile-de-France, Champagne, Bourgogne) alternent un aléa fort sur sols limoneux cultivés, et des espaces sans érosion couverts de forêts (généralement sur les fronts plus abrupts des cuestas) ou sur des sols peu sensibles à la battance. On peut distinguer deux cas différents pour les problèmes d'érosion dans ces régions : **l'érosion sur versants assez raides ou sur sols peu stables, et l'érosion dans le vignoble**. Ce deuxième cas est lié à l'instabilité des sols ou du substratum des territoires viticoles.

Dans les Alpes et la vallée du Rhône, les zones de montagne présentent toutes un aléa plus ou moins fort de phénomènes catastrophiques montagnards (coulées de débris, ravinements sur fortes pentes, laves torrentielles, glissements de terrains...). On peut remarquer **la zone d'aléa fort en toutes saisons dans les Alpes du sud** autour de Barcelonnette, ou de forts mouvements de masses se développent sur les flysch⁷ et les marnes noires⁸.

L'aléa dans la vallée du Rhône est fort, surtout au printemps et en automne, la Côtère de Dombes est fortement touchée par l'érosion, du fait de sols battants cultivés avec une forte proportion de cultures de printemps sur le plateau et des pentes fortes à l'aval sur lesquelles se concentre le ruissellement. Le Bas-Dauphiné et la Bresse au nord présentent un aléa érosion fort. Le Beaujolais est aussi très affecté toute l'année par l'érosion ainsi que le vignoble et la zone agricole le long du Rhône.

Le Sud-Ouest (Aquitaine et Midi-Pyrénées) présente de vastes zones à aléa très fort, notamment à cause des précipitations très élevées en particulier sur les reliefs. L'aléa très fort est largement répandu en Gascogne ce qui s'explique par une grande sensibilité des sols à la formation d'une croûte de battance, ou par la présence de sols sableux à forte détachabilité. De plus, les cultures sont installées sur des collines aux pentes marquées (plus de 50 % de cultures de printemps dans les zones cultivées), et les précipitations sont élevées et agressives en toutes saisons. Le vignoble Bordelais présente une combinaison de pentes assez fortes et de sols sensibles à la battance. La région de Toulouse et le Lauragais présentent des problèmes d'érosion du fait de la combinaison de violents orages et d'une forte proportion de cultures de printemps. La zone des "rougiers de Camarès" en Aveyron apparaît comme une zone de forte sensibilité : les sols y sont naturellement sensibles et peu épais et le substrat est très friable (alternance de faciès schisteux et argilo-marneux).

2. **Une partie de la région Bretagne est affectée par une érosion principalement de printemps et automne**, modérée mais générale, notamment érosion en nappe sur sols limoneux et érosion sur cultures légumières au nord-ouest. La région Poitou-Charentes présente également des zones d'aléa significatif dans les zones en grande culture.

L'aléa sur la façade méditerranéenne et la Corse résulte d'événements pluvieux intenses survenant en été et plus fréquemment en septembre-octobre, après une longue période sèche. Il peut concerner les vignobles sur pente forte dans la région Languedoc-Roussillon ou des régions montagneuses de La région Provence-Alpes-Côte d'Azur ou de la Corse.

3. Le Massif Central, les Landes, la Basse-Normandie, les pays de la Loire et l'est (Alsace et Lorraine) ne sont pratiquement pas touchés par l'érosion (aléa très faible), soit du fait de l'occupation des sols (forêts, prairies), soit du fait des pentes faibles. A noter cependant : l'érosion sur grandes cultures de printemps dans le sud de l'Alsace (sols limoneux battants du Sundgau), ainsi que dans le vignoble Alsacien.

⁷ ensemble de roches d'origine sédimentaire, formées par la répétition du même « motif » : une strate de grès, surmontée d'une strate de schistes argileux

⁸ roche sédimentaire

Evaluation spatialisée du SE

Le niveau actuel estimé du SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » (moyenne annuelle), c.-à-d. la différence entre le taux d'érosion pour un sol nu et le taux d'érosion avec la couverture végétale de 2012, est présenté en figure 8-5-4. Les résultats obtenus par saison sont présentés en fin de cette section (Figure 1). Les figures 8-5-5 et 8-5-6 présentent respectivement la moyenne annuelle du niveau maximal de SE (différence entre le taux d'érosion pour un sol nu et le taux d'érosion d'un sol couvert en prairie permanente), et du niveau relatif de SE (rapport entre le SE actuel et le niveau maximal de SE).

Figure 8-5-4. Niveau actuel de SE rendu par les écosystèmes agricoles : moyenne annuelle

Résolution spatiale : mailles de 100m

L'indicateur donne une quantité de sol stabilisé en tonnes par hectare et par an.

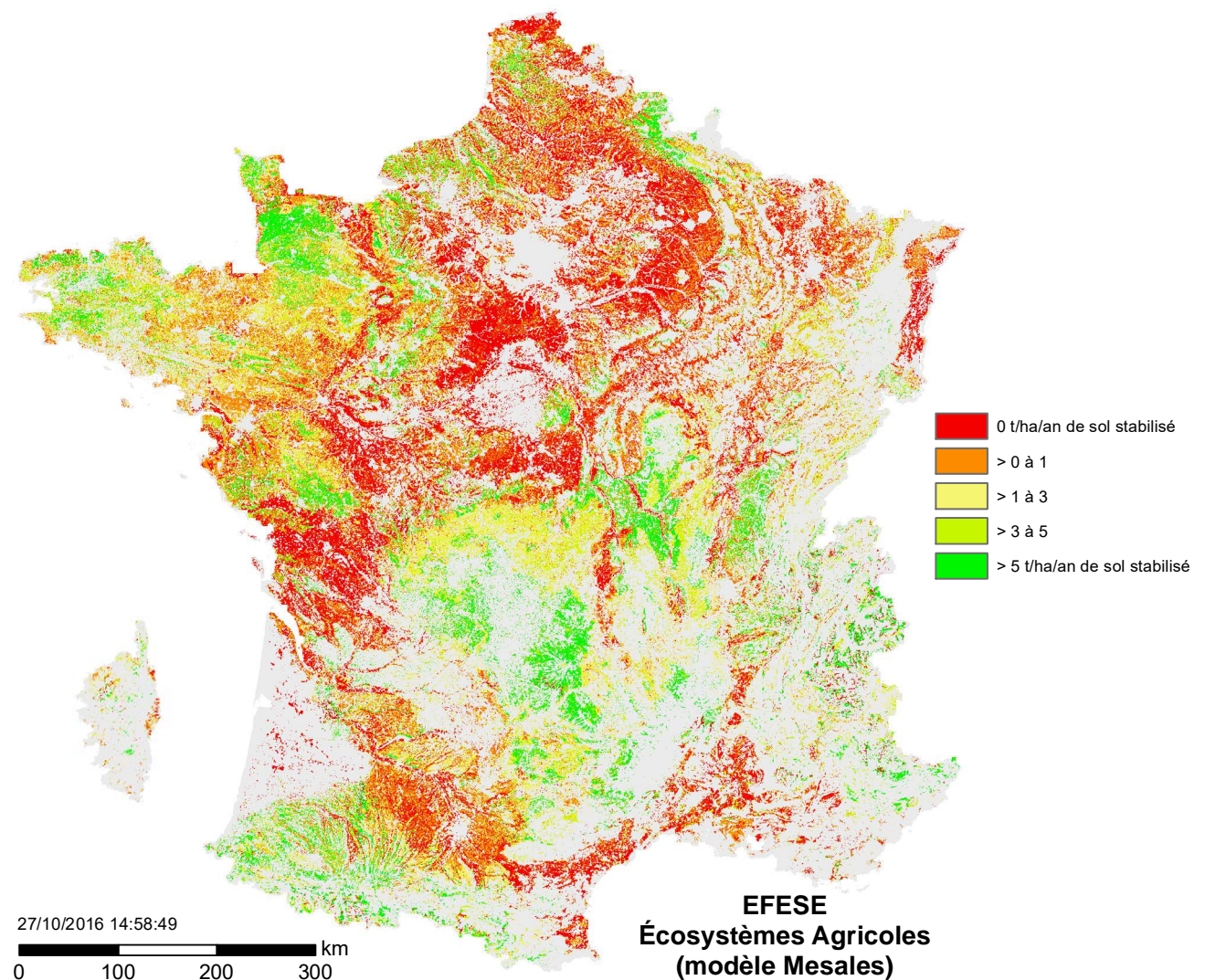
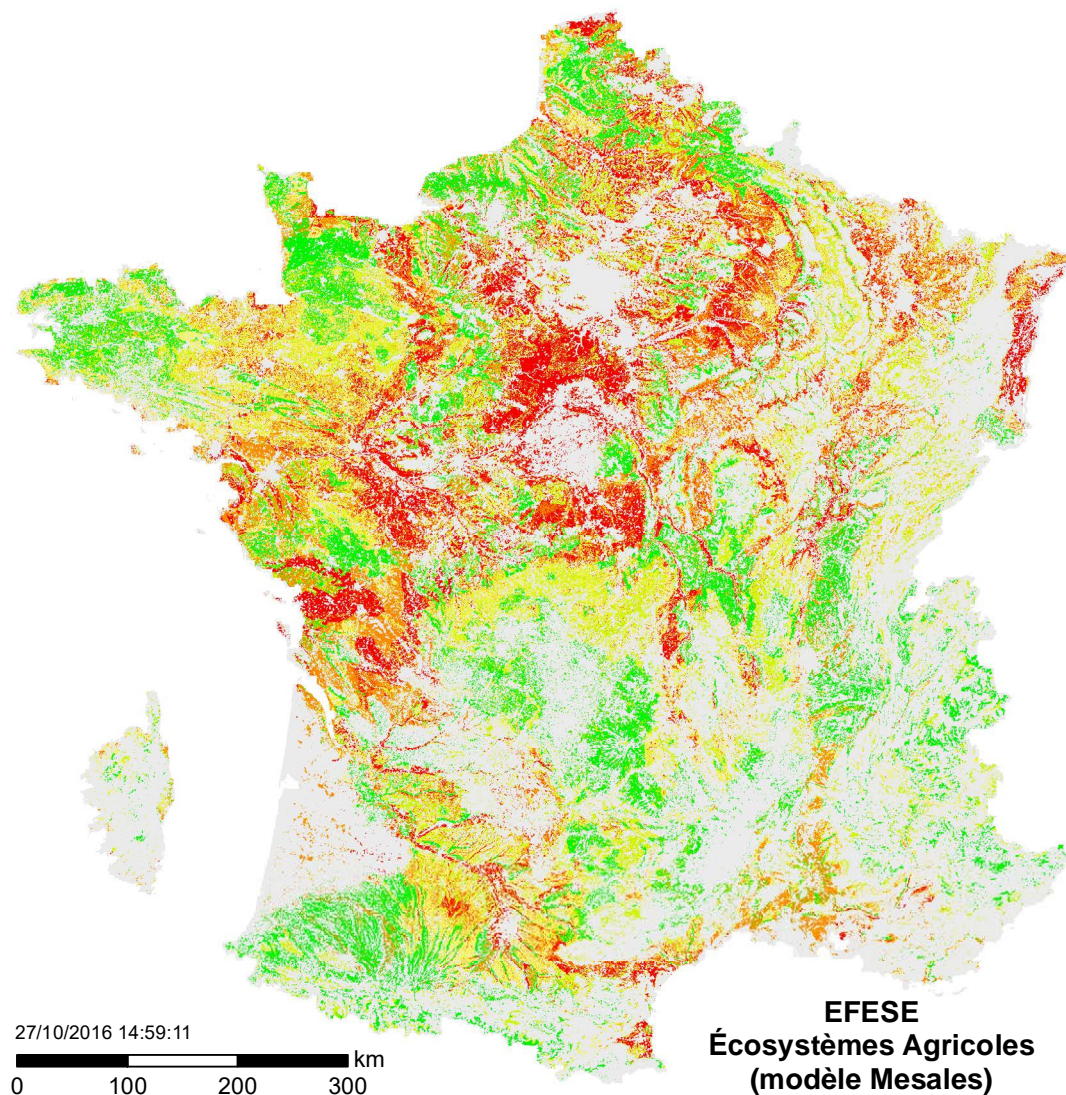


Figure 8-5-5. Niveau maximal de SE : moyenne annuelle

Résolution spatiale : mailles de 100m

L'indicateur donne une quantité de sol stabilisé en tonnes par hectare et par an.

a. Ecosystèmes agricoles uniquement



b. ensemble des sols de France

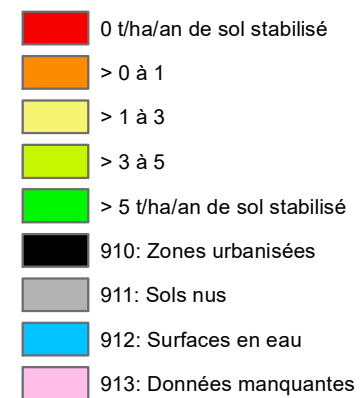
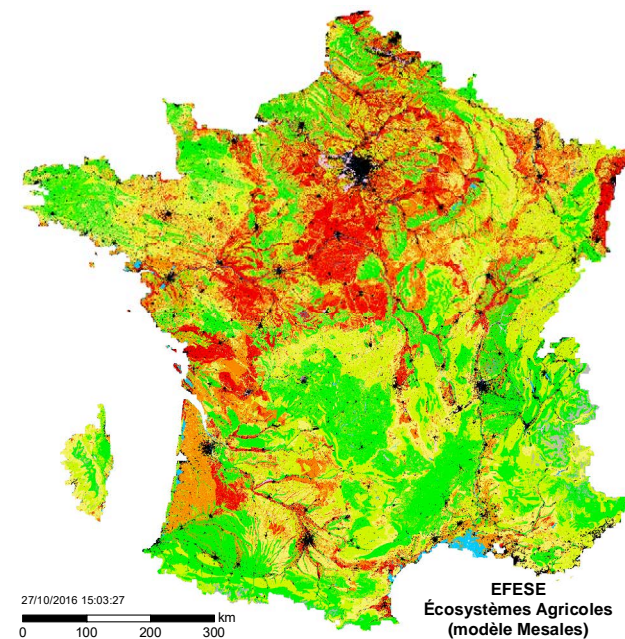
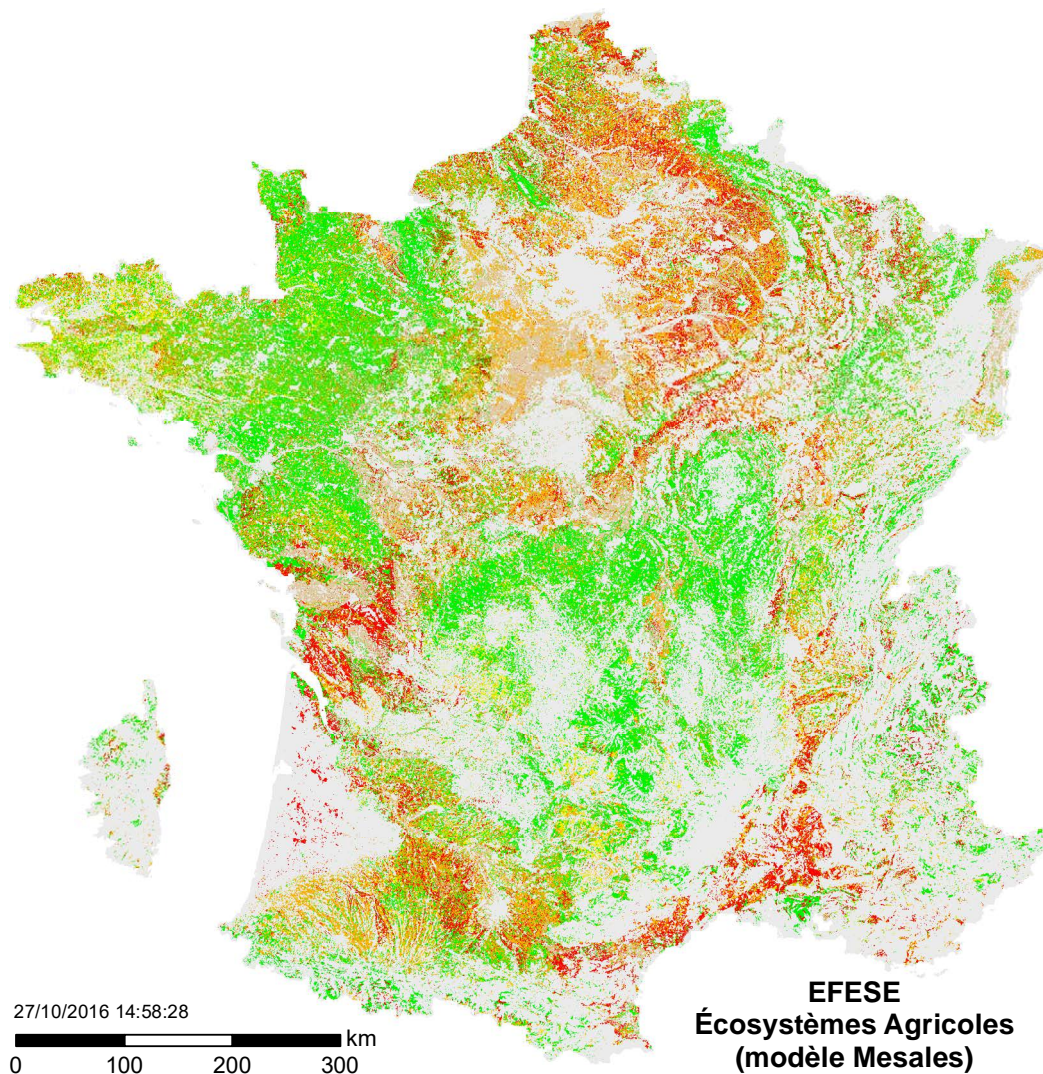


Figure 8-5-6. Niveau relatif de SE : moyenne annuelle

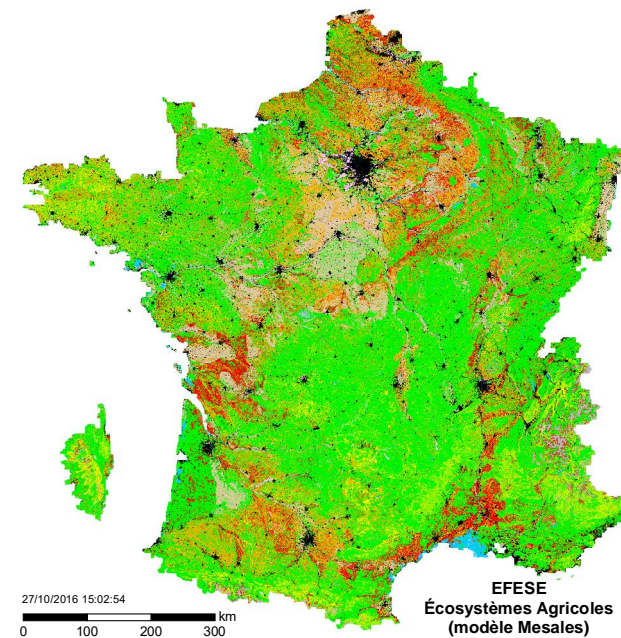
Résolution spatiale : mailles de 100m

L'indicateur est sans unité. Il présente le niveau de SE effectif exprimé en % du niveau de SE maximal.

a. Ecosystèmes agricoles uniquement



b. ensemble des sols de France



- 0: parce que le service est = 0
- 0 à 0.7
- 0.7 à 0.8
- 0.8 à 0.95
- 0.95 à 1
- 900: parce que le serviceMax = 0
- 910: Zones urbanisées
- 911: Sols nus
- 912: Surfaces en eau
- 913: Données manquantes

Dans les régions de très faible relief (Landes, Beauce, plaine d'Alsace), le niveau annuel de SE est quasi nul car le taux d'érosion pour un sol nu est très faible.

Un autre résultat marquant concerne le SE rendu par les grandes régions herbagères (Bretagne, Basse Normandie, Massif central, Alpes, Jura...)⁹ : une grande partie de ces régions présenterait un aléa érosion très fort sans cette couverture végétale permanente. Le niveau de fourniture du SE est donc le plus élevé dans ces zones. **A l'inverse, les zones présentant un niveau de SE (absolu ou relatif) faible correspondent aux régions de grandes cultures ou de cultures permanentes situées dans des milieux présentant un niveau maximal de SE important** : nord et est du bassin parisien, piedmont pyrénéen, certaines zones de Bretagne, de Midi-Pyrénées, du Languedoc, du Lyonnais...

L'analyse des statistiques de distribution des valeurs de niveau de SE par type d'occupation du sol confirme que **les prairies (comme les forêts) correspondent en très forte majorité aux classes de SE les plus élevées (> 10 t/ha/an de sol stabilisé pour plus de 60 % de leur surface)** alors que les grandes cultures et les cultures permanentes présentent, pour plus de 60 % de leur surface, un SE très faible ou nul. Les zones classées comme hétérogènes par CLC se trouvent dans une situation intermédiaire. Exprimées autrement, les statistiques indiquent que **les zones correspondant au niveau maximal de SE sont occupées à 90 % par des prairies permanentes ou des forêts, alors que celles pour lesquelles le SE est nul ou très faible sont occupées en majorité par des cultures industrielles** (Blé 30 %, Maïs 10 %, Colza 5 %, Tournesol 5 %...) **et des cultures permanentes** (20 %). En revanche, ces cultures semblent se répartir de manière équivalente dans des zones où le niveau maximal de SE est faible (c.-à-d. avec un taux d'érosion faible sur sol nu) et dans des zones où le niveau maximal de SE est plus important. Il n'a pas été possible de faire un classement des effets des différentes cultures en termes de SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ». Néanmoins, si l'on regarde les cartes et statistiques à l'échelle des saisons, on se rend compte que **le niveau le plus élevé de fourniture du SE est atteint dans la majorité des régions essentiellement en période hivernale**, et dans une moindre mesure en automne, saisons pour lesquelles les précipitations sont les plus importantes. C'est particulièrement le cas pour les régions Bretagne et Basse-Normandie, ceci s'explique probablement par des taux de couverture du sol des terres arables significatifs durant ces saisons dans ces régions. A l'inverse, dans le sud-ouest (bassin de l'Adour) et le lyonnais, la tendance est plutôt à un SE plus élevé en période estivale que pour les autres saisons, ces régions étant probablement proportionnellement moins protégées par la couverture végétale en dehors de l'été (cultures de printemps dominantes sans couvert intermédiaire).

S'agissant des régions de grande culture, l'évaluation du SE montre la nécessité de veiller au maintien d'un taux de couverture végétale par des pratiques adaptées (cultures intermédiaires, maintien des résidus, semis sous couvert...), pour protéger les sols d'une érosion excessive. C'est particulièrement le cas pour les régions de grande culture situées en zone de piedmont ou d'avant-pays et soumises à des précipitations parfois intenses notamment en automne et en hiver.

8.5.2.3. Perspectives

Plusieurs pistes d'amélioration du dispositif d'évaluation du SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » peuvent être envisagées.

Le taux de couverture végétale pourrait être encore affiné à partir de l'utilisation de la base de données INRA sur les séquences de culture (issue de l'analyse du RPG) en combinaison avec la BD Topo de l'IGN. Ces données fournissent une information très précise sur l'utilisation du sol pour la classe terres arables. En complément, le traitement d'images satellite de haute résolution permettrait de préciser la distribution spatiale des habitats semi-naturels (parcours, estives, landes) mais aussi de fournir des éléments de structure des paysages (par exemple le linéaire de haies dans un bassin versant). Les images mises à disposition par le Pôle Thématique Surfaces Continentales¹⁰ pourraient être utilisées dans ce contexte. Si une telle étude n'est pas envisageable à l'échelle de la France métropolitaine dans le cadre de ce projet, elle pourrait être conduite sur des bassins versants tests afin d'examiner la sensibilité des évaluations du SE à la résolution spatiale des données de couverture végétale. La dynamique saisonnière du taux de couverture végétale est une information qui pourrait être mobilisée pour affiner l'évolution du taux d'érosion.

⁹ Tout comme par les larges zones en forêts (centre et sud-est du Massif central, Vosges, Pyrénées, Corse...)

¹⁰ <https://www.theia-land.fr/fr>

Comme indiqué ci-avant les effets indirects de la couverture végétale sur la teneur en MO et donc sur la stabilité structurale du sol avec ses conséquences sur l'érodibilité et la sensibilité à la battance ne sont pas pris en compte. Plusieurs pistes d'amélioration relatives à l'estimation de l'érodibilité et la sensibilité à la battance sont possibles. Concernant la situation actuelle, les estimations de ces deux caractéristiques du sol pourraient être mises à jour à partir des informations les plus récentes disponibles sur les sols. De nouvelles équations empiriques ont été proposées pour estimer et cartographier l'érodibilité du sol (Panagos *et al.*, 2014). Idéalement, des informations à plus fine échelle sur la nature des sols seraient nécessaires pour décrire finement la battance et l'érodibilité des sols. Il serait par exemple **souhaitable** de mobiliser les informations des couvertures pédologiques régionales à l'échelle du 1:250 000ème afin de préciser la distribution spatiale des textures, de la teneur en MO et de la pierrosité des horizons de surface. Il conviendrait ensuite de réappliquer sur ces données les règles de pédotransfert les plus récentes qui permettent d'estimer la sensibilité à la battance et l'érodibilité des sols. Concernant l'estimation de ces deux caractéristiques sur la situation de sol nu, deux grandes options sont envisageables : (i) la plus simple est de considérer que laisser les sols nus entraîne une baisse de teneur en MO qui fait baisser systématiquement la stabilité structurale et donc augmente la sensibilité à la battance et l'érodibilité ; dans ce cas il est possible par exemple de faire tourner le modèle en augmentant systématiquement d'une classe (ou deux) les valeurs de battance et érodibilité dans la variante "sols nus", ou (ii) on considère un décapage complet de l'horizon de sol A et on prend en compte les caractéristiques de l'horizon B du sol (possible uniquement avec des données sols "fines") pour évaluer battance et érodibilité ; dans ce cas, en plus de la baisse de MO, on prendrait en compte d'éventuels changements de nature du sol liés au contexte pédogénétique.

Le principal **avantage** du choix de MESALES et des améliorations réalisées dans EFESE-écosystèmes agricoles est qu'il s'appuie sur une plateforme de simulation bien maîtrisée par les experts mobilisés dans le cadre de cette étude. Par ailleurs, les sorties MESALES ont déjà fait l'objet de nombreuses validations à des échelles régionales.

La principale **faiblesse** des simulations réalisées est la non prise en compte des changements climatiques (précipitations) et des changements d'utilisation des terres à l'échelle (pluri)-décennale.

Une perspective de ce travail serait donc de simuler les taux d'érosion en intégrant la variabilité interannuelle du forçage climatique et de la couverture végétale. Ce travail pourrait notamment être conduit sur la période 2000-2015 au cours de laquelle les données de climat, de phénologie des couverts et d'utilisation des terres sont disponibles. Une autre perspective de travail est la paramétrisation des classes de couverture végétale avec les indices de surface foliaire (LAI pour *Leaf Area Index*) simulés par le modèle STICS, ce qui permettrait de lier l'évaluation de ce SE à celles des autres SE de régulation basés sur l'utilisation de ce modèle.

Considérant la structure des modèles actuels, une autre piste d'amélioration consisterait à prendre en compte quelques grandes trajectoires d'utilisation des terres (par exemple la transformation des prairies permanentes en prairies temporaires). Une première possibilité est d'utiliser les informations du CLC aux différentes dates disponibles mais l'exercice restera limité par la classification trop grossière des types d'occupation du sol du CLC. Pour aller plus loin, il faudrait mobiliser les statistiques agricoles pour estimer à l'échelle pluri-décennale et par canton les changements d'utilisation des terres qui sont susceptibles d'affecter les taux d'érosion.

Cette analyse met en lumière le rôle prédominant joué par la couverture végétale et sa phénologie saisonnière dans la limitation de l'aléa érosion. A cet égard, l'intégration de données télédéteectées dans l'arbre de décision de MESALES permet une approche beaucoup plus fine (dans le temps et l'espace) de cet effet du couvert végétal. Ce travail devrait être poursuivi par la représentation et l'analyse de l'effet de la variabilité interannuelle de la couverture végétale saisonnière sur le niveau de SE de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion. Ces variabilités interannuelles devront être analysées conjointement à celles des précipitations.

8.5.3. Evaluation économique du SE

Expert coordinateur : Tina Rambonilaza

Contributeur scientifique : Robert Lifran

8.5.3.1. Définition

Le service « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » correspond à un service de régulation fourni par l'écosystème agricole *via* le maintien en place des constituants du sol et des sédiments de surface. L'évaluation biophysique permet de quantifier le niveau de fourniture de ce service en termes de quantité de sol qui n'est pas érodé (et qui est donc stabilisé par l'écosystème agricole). La minimisation de la perte de sol par érosion procure deux types d'avantages : un avantage direct pour l'exploitant agricole, en termes de conservation du potentiel agronomique de la situation de production, et des avantages directs pour la société, en termes de régulation des flux de matières solides arrachées au sol et transportées principalement par l'eau et le vent, pouvant conduire à des glissements de terrain, à des coulées boueuses et à la dégradation de la qualité des eaux.

Identifier et calculer les **avantages directs du SE pour l'exploitant agricole** équivaut à caractériser l'effet de l'érosion (et les différentes manifestations de la dégradation des sols) sur la productivité agricole. Cependant, il est très compliqué de lier un taux d'érosion évité avec une quantité de production agricole donnée. C'est pourquoi au lieu de chercher à caractériser cette relation, il semble plus opérationnel dans les exercices d'évaluation de raisonner en termes d'effets de la limitation de l'érosion (Kulhman *et al.*, 2012 citant Graaf, 1996). Dans ce cadre, le SE stabilisation des sols et contrôle de l'érosion par l'écosystème agricole a des conséquences sur trois autres (types) de SE : (1) la fourniture en nutriments aux plantes cultivées, permettant le maintien de la productivité du sol ; (2) la capacité à stocker et à restituer de l'eau ; (3) la capacité de structuration des sols.

L'évaluation économique de l'avantage de ce SE pour l'exploitant agricole pose actuellement une double difficulté. Dans la mesure où les trois effets mentionnés ci-dessus sont des SE qui sont évalués directement en tant que services de régulation par l'écosystème agricole, les approches d'évaluation économiques développées dans EFESE-écosystèmes agricoles donnent déjà une information sur les avantages retirés du SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ». Il faudrait donc éviter le double comptage. Cette situation pourrait conduire à considérer que l'avantage propre du SE de « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » reste très faible (Kuhlman *et al.*, 2010) puisqu'il est toujours possible de calculer pour une quantité donnée de sol stabilisé (perte de sols), la perte associée en « eau verte » ou la perte de MO associées en équivalent N, P, ou K (Pimentel *et al.*, 1995; Hein, 2007; Montanarella, 2007).

C'est pourquoi, l'avantage direct du contrôle de l'érosion des sols pour les exploitants agricoles doit se concevoir à une échelle temporelle plus longue et de manière cumulative. Ces derniers auteurs mettent notamment en avant l'idée d'un SE de conservation de la productivité du sol en termes de « capacité à stocker de l'azote » et « capacité à stocker de l'eau » sur le long terme. Ce SE de conservation est d'autant plus important que la disponibilité des matières organiques dans le sol est faible, et l'aléa érosion relativement élevé. Dans ce cas de figure, le maintien du SE permet à l'agriculteur de préserver le taux de MO et la structure de son sol, et l'exploitation de ces avantages sur le long terme (Knwoler, 2004).

Ce SE procure également **un avantage direct à la société**, en limitant la quantité de sédiments qui se retrouverait dans les rivières et les écosystèmes aquatiques. La limitation de la charge de matière solide dans l'eau peut permettre d'éviter des coûts de traitement de l'eau en comparaison d'une situation où des investissements particuliers seront nécessaires pour disposer d'une eau de bonne qualité pour les différents usages sociaux : récréatifs, eau potable, hydroélectricité. L'évaluation économique de ce SE nécessite ici de disposer d'une mesure de la contribution des écosystèmes agricoles à la réduction de la charge solide dans les écosystèmes aquatiques. Le SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » par les écosystèmes agricoles procure également un avantage direct à la société, en limitant les phénomènes de coulées de boues, permettant ainsi de limiter les dommages matériels et humains dans les zones d'habitation et d'activités.

8.5.3.2. Les différentes méthodes d'évaluation

Bases théoriques de l'évaluation économique des avantages que l'agriculteur dérive du SE

L'analyse économique des effets de l'érosion des sols à l'échelle des exploitations a bénéficié d'une abondante littérature depuis le milieu des années 1980. En revanche, l'évaluation économique des coûts et des bénéfices des actions visant à contrôler l'érosion des sols à l'échelle des parcelles dans une perspective de SE a vu le jour seulement récemment.

L'évaluation des avantages du SE de stabilisation des sols et contrôle de l'érosion pour l'agriculteur peut être conduite en considérant son effet sur la productivité, via une stabilisation du rendement d'une année à l'autre, voire sur longue période telle qu'un horizon temporel de 5 à 20 ans. L'avantage dérivé de ce SE sur l'année d'évaluation V_0 doit prendre en compte les gains futurs annuels attendus de la production agricole sur une parcelle (en comparaison à une situation où ce rendement baisse du fait de l'érosion des sols).

En d'autres termes, on ne raisonne pas uniquement sur la base de la valeur annuelle des avantages, mais il faut aussi tenir compte d'un effet « stock » interannuel.

$$V_0 = \sum_t \frac{\Delta Y_t}{(1+r)^t}$$

Dans cette formule ΔY désigne la variation du revenu de la récolte à chaque période $t > 0$, r le taux d'actualisation (qui peut être le taux d'intérêt à court terme sur le marché financier). On peut alors opter pour :

(1) Raisonner en termes de **dommages évités** pour calculer ΔY et suggérer que la valeur du SE est égale au différentiel de revenu de la vente des produits agricoles (en présence et en l'absence du service), en maintenant fixes les coûts des apports d'intrants agricoles. Des hypothèses supplémentaires sur les prix de marché des produits agricoles et les prix des autres intrants sont alors nécessaires. On considère qu'ils sont ici fixes dans le temps. On suppose également que l'agriculteur ne met en place aucune action qui vise de manière exogène à conserver le sol. Cette approche conduit donc à une surestimation de la valeur du SE.

(2) Ou développer une approche en termes de **coût de remplacement** pour calculer les montants des dépenses supplémentaires qu'il aurait à engager pour maintenir le rendement de son sol inchangé, en l'absence du SE. Dans ce cas, on se place dans une situation où la disparition du service conduit l'agriculteur à utiliser plus d'intrants (eau et fertilisants) dont l'évaluation est donnée dans le SE « régulation des nutriments » et « capacité à retenir et à restituer l'eau » ; et de manière complémentaire à adopter des pratiques spécifiques qui lui permettraient de conserver la productivité de son sol dans le futur. Ici encore, la méthode d'évaluation donnera une surestimation de la valeur du service, du point de vue de l'agriculteur.

En conséquence, si on veut utiliser la méthode des coûts de remplacement en référence à ces actions supplémentaires visant à agir sur le processus de l'érosion, la difficulté est de définir par quoi remplacer le SE (Kuhlman et al., 2010), d'autant plus que les pratiques de conservation seront variables selon le degré d'exposition des parcelles à l'aléa érosion. En outre, l'application de la méthode à l'évaluation économique du service conduit à faire l'hypothèse qu'en l'absence du SE (ou plutôt en cas de dégradation du SE), l'agriculteur choisira la méthode la moins coûteuse et la plus efficace (Posthumus et al., 2013). Or, s'il est possible de se prononcer sur l'efficacité d'une solution à limiter l'érosion (en termes de limitation des pertes de sol), il est en revanche compliqué de considérer que cette technique sera celle choisie par l'agriculteur en cas de dégradation du SE. L'intérêt de la démarche est actuellement de disposer d'une information fine sur l'efficacité des mesures en termes de limitation de la perte des sols pour un ensemble de mesures et pouvoir par la suite identifier les mesures qui seraient les plus adéquates pour les pratiques agricoles dans les zones étudiées.

La formule proposée par Posthumus et al., 2013 pour identifier les mesures les plus coûts-efficace se présente de la manière suivante :

$$CE = \frac{B}{(1-E)*100} , \text{ où } B = \sum_t \frac{(Y-C)}{(1+r)^t}$$

et représente la valeur actuelle nette de la mesure (les auteurs ont choisi un horizon temporel de 5 ans et un taux d'actualisation de 3, 5%. E représente ici la réduction de la perte de sol associée à la mesure (en termes de pourcentage).

(3) Certains auteurs (Palmquist et al., 1985) font l'hypothèse que cette productivité des sols associée au contrôle de l'érosion peut se refléter dans les valeurs du foncier agricole, auquel les applications de la méthode des prix hédoniques permettent de déduire le prix implicite des effets cumulés du contrôle de l'érosion sur la productivité des sols, toute chose étant égale par ailleurs. Il faut cependant souligner que cette méthode s'applique à des marchés spécifiques, à un période donnée, pour des questions de disponibilités de données sur les prix, et de fiabilité des indicateurs d'érosion. Son application n'est donc pas généralisable pour une étude régionale et nationale.

Bases théoriques de l'évaluation économique des avantages que la société dérive du SE

Les travaux d'évaluation économique des coûts ou des bénéfices ex-situ (pour la société) du contrôle de l'érosion restent encore rares (Almansa et al., 2012). L'évaluation économique peut procéder par la méthode des coûts de remplacement du SE, en considérant comme indicateur économique les dépenses supplémentaires pour réduire les effets négatifs de l'érosion pour certains secteurs d'activités - restaurer la qualité de l'eau de rivières pour la navigation (Hansen et al., 2002 pour les USA), ou pour l'eau potable, ou encore restaurer l'état des infrastructures routières, des canalisations, des maisons individuelles ou des bâtiments publics à l'issue des coulées de boue (Moore et Mc Carl, 1985, Pimentel et al., 1995). En définitive, l'application de la méthode par les coûts de remplacement à plusieurs types de difficultés. Les impacts hors site varient selon les contextes socio-économiques et écologiques des bassins versants étudiés. Elle exige en outre un volume important d'informations qui ne sont pas toujours disponibles. Enfin, la possibilité d'une divergence entre les dépenses et l'effet réel sur le bien-être des populations n'est pas à exclure quand d'une année à l'autre, les dépenses engagées par les décideurs publics sont influencées par des considérations fiscales et politiques. Enfin, ce type d'approche ne fait pas de distinction entre les différents types d'usages des sols. Il est donc difficile d'attribuer la totalité des bénéfices au service rendu par l'écosystème agricole.

C'est pourquoi les travaux récents procèdent par la méthode des préférences déclarées pour disposer d'une mesure directe des bénéfices des actions dédiées au contrôle de l'érosion au niveau des parcelles agricoles. De manière pragmatique, il est généralement proposé de développer une approche qui consiste à interroger directement les bénéficiaires des actions de contrôle de l'érosion envisagées, au travers d'une métrique particulière, « la mesure du consentement à payer » (CAP). L'évaluation du CAP procède par enquête basée sur un protocole spécifique – le protocole d'évaluation contingente – dont la fiabilité s'appuie entièrement sur les scénarios hypothétiques censés décrire l'évolution des taux d'érosion du sol agricole et les actions nécessaires pour y arriver (Colombo et al. 2005, Martin et al., 2012). D'une manière générale, la conduite de ces actions n'est pas sans coûts. On leur demande donc de se mettre en situation de contribuer au financement de ces actions, au prorata des avantages matériels ou immatériels qu'ils en attendent.

L'individu interrogé peut être le bénéficiaire direct des actions de contrôle de l'érosion (personnes impactées), ou un simple citoyen qui évalue les situations sur la base d'autres objectifs qui dépassent son propre intérêt. Mais dans les deux cas, il n'est pas exclu qu'il dispose d'un CAP positif pour soutenir ces actions. Le CAP constitue l'équivalent monétaire des avantages individuels et sociaux du maintien des SE. Par la suite, les CAP individuels seront agrégés pour obtenir le bénéfice social de la préservation du SE. Cette procédure d'agrégation des avantages individuels consiste à multiplier le CAP moyen ou médian estimé à partir de l'échantillon d'enquête par la taille de la population de référence, en y appliquant une règle de pondération définie selon le besoin de l'étude.

Une approche alternative qui a gagné en popularité dans la sphère académique est la méthode des expériences des choix. Cette méthode ne se contente pas d'évaluer un seul scénario hypothétique mais cherche à confronter l'enquête à plusieurs scénarios alternatifs qui décrivent des variations plus fines de l'état des SE. Ces scénarios s'appuient souvent sur les résultats de travaux en biologie ou en écologie car le principal objectif est de mettre en avant la contribution spécifique de certains paramètres biologiques ou écologiques (Colombo et al. 2006 ; Almansa et al., 2012; Crastes et al., 2014).

Données et méthodes d'évaluation pour les écosystèmes agricoles français

Evaluation des services rendus à l'agriculteur – une approche par les coûts de remplacement

Les évaluations économiques des coûts de l'érosion (ou des bénéfices du maintien du SE) partent de données existantes localement pour les extrapoler à l'échelle nationale, ou une échelle régionale pour tous les types d'usages du sol. Elles empruntent peu l'approche spatialisée intégrant les différents usages agricoles du sol. C'est pourquoi, l'approche développée par Posthumus et al. (2013) pour le cas du Royaume Uni (cf. ci-dessus) nous semble la plus aboutie pour une évaluation économique des SE rendus par les écosystèmes agricoles. Le transfert de leur méthode pour EFESE-écosystèmes agricoles nécessite cependant un travail de recherche bibliographique supplémentaire, voire des études complémentaires. La condition de son application repose en effet sur l'établissement d'une liste exhaustive des mesures qui pourraient être envisagées ou envisageables pour les usages agricoles dans les zones géographiques les plus exposées à l'aléa érosion (cf. section 8.5.2).

Evaluation des services rendus à la société – méthodes des préférences déclarées

Une évaluation économique des avantages du SE de « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » rendu par les écosystèmes agricoles pourrait procéder de la même manière que la démarche suivie par Martin et al., 2012 ou encore par Crastes et al., 2014 appliquée à des bassins versants français. Cependant, ce type d'évaluation est coûteux, s'il est à répliquer pour différentes situations-types ou représentatives des écosystèmes agricoles localisés dans les zones à haut risque de coulées de boues. C'est pourquoi, les économistes spécialistes de l'évaluation économique du non-marchand proposent de recourir à la méthode de transfert de bénéfices (Brouwer, 2000). Celle-ci procède par répliquabilité des bénéfices obtenus sur un site « similaire » au site d'étude (appelé site d'application), permettant de faire « l'économie » d'une nouvelle enquête et de s'inscrire dans un courant de travaux existants (Hanley et al., 2006) (Rambonilaza, 2004). La méthode doit être utilisée avec prudence pour s'assurer de la fiabilité des résultats qui en ressortent.

La méthode de transfert des bénéfices peut procéder de deux manières (Rozan et Stenger, 2000) : le transfert direct des résultats de l'évaluation issus d'un site à un autre site ; ou l'établissement d'une fonction de transfert de valeurs à partir des résultats obtenus avec plusieurs études.

Néanmoins, les résultats des travaux français cités ci-dessus ne sont encore qu'exploratoires, et donc leur transposabilité en l'état à l'ensemble des territoires exposés aux risques d'érosion reste à évaluer. Les évaluations ont été menées sur la base de scénarios spécifiques d'action, et des expériences et vécu de coulées de boues des habitants des territoires interrogés, deux éléments conditionnant les montants des bénéfices économiques estimés. En conséquence, l'évaluation économique des avantages que la société retire du SE de « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » ne peut être envisagée que dans le cadre de travaux de recherche postérieurs à EFESE-écosystèmes agricoles.

A ce stade, s'il devient nécessaire de disposer d'une évaluation économique des avantages dérivés du SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » par la société, l'idéal est de conduire une évaluation économique nouvelle, en répliquant les protocoles d'enquête de Martin et al., (2012), qui mobilisent une évaluation contingente, ou de Crastes et al. (2014), qui mobilisent la méthode des expériences de choix en utilisant des scénarios basés sur des actions de contrôle de l'érosion qui couvrent plusieurs zones à risque sur le territoire français.

Figures complémentaires

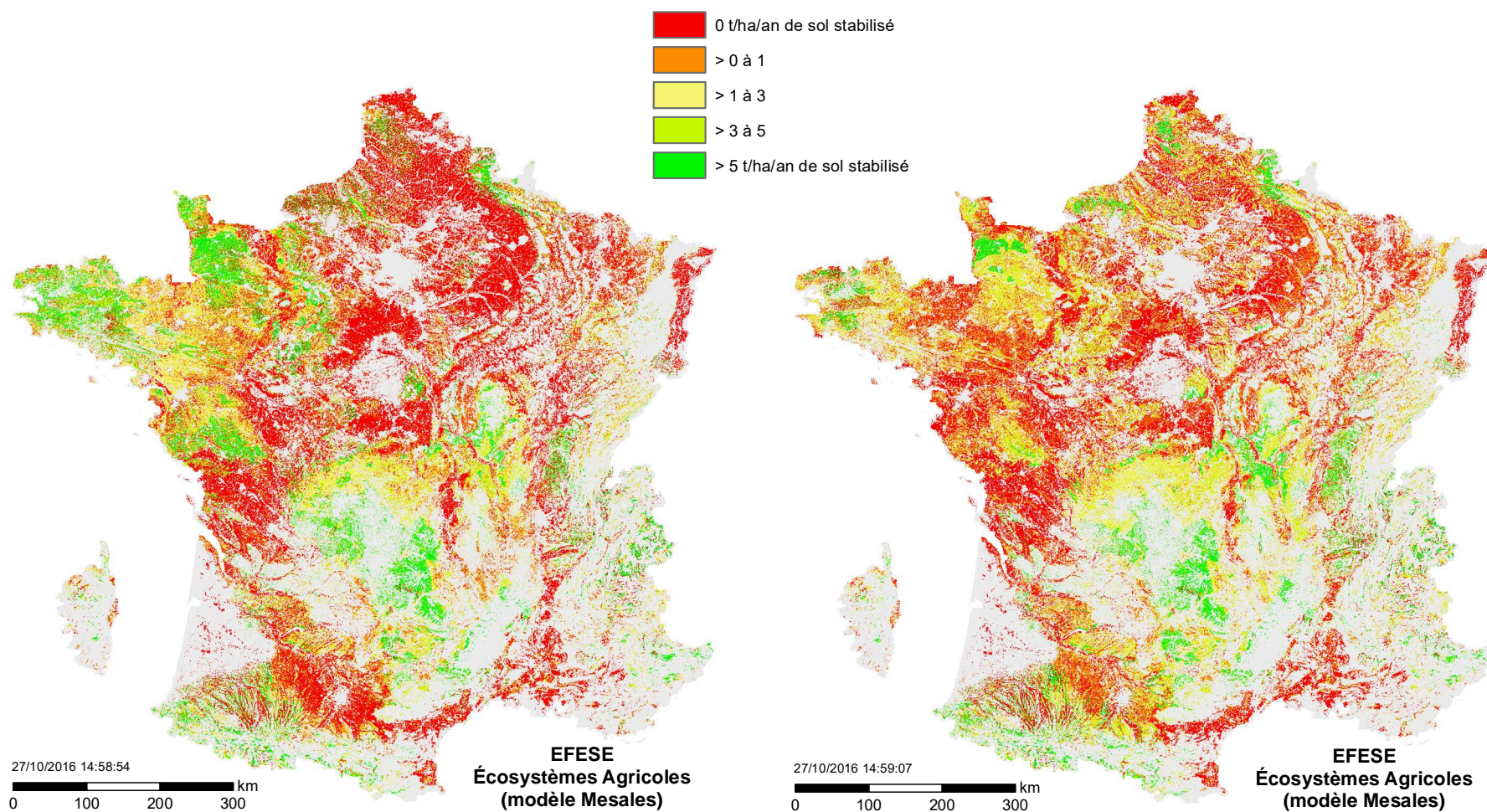
Figure 1. Niveau actuel de SE par saison, estimé pour les sols des écosystèmes agricoles

Résolution spatiale : mailles de 100m

L'indicateur donne une quantité de sol stabilisé en tonnes par hectare et par an.

a. Décembre - Janvier – Février

b. Mars - Avril – Mai



c. Juin - Juillet – Août

d. Septembre – Octobre – Novembre

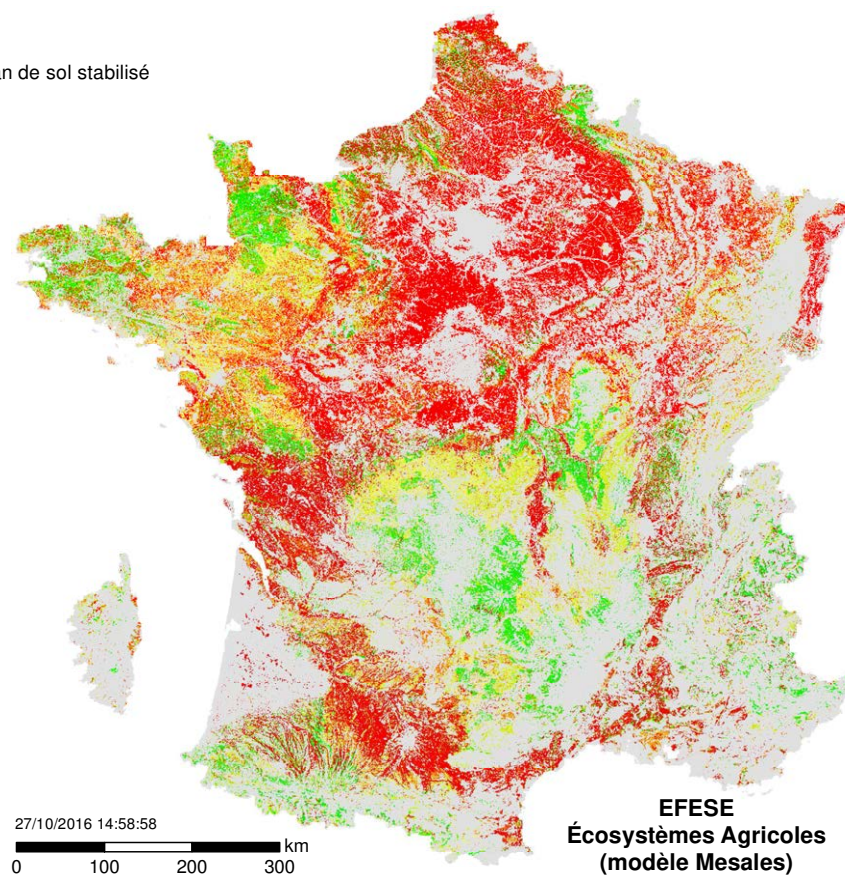
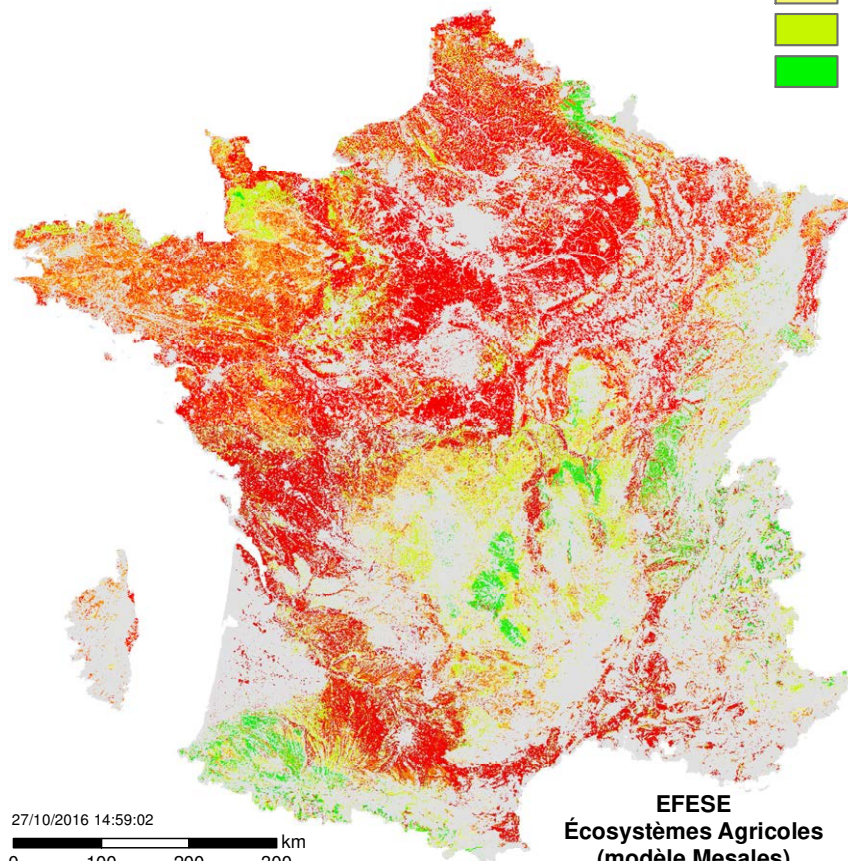
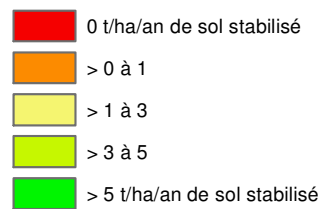


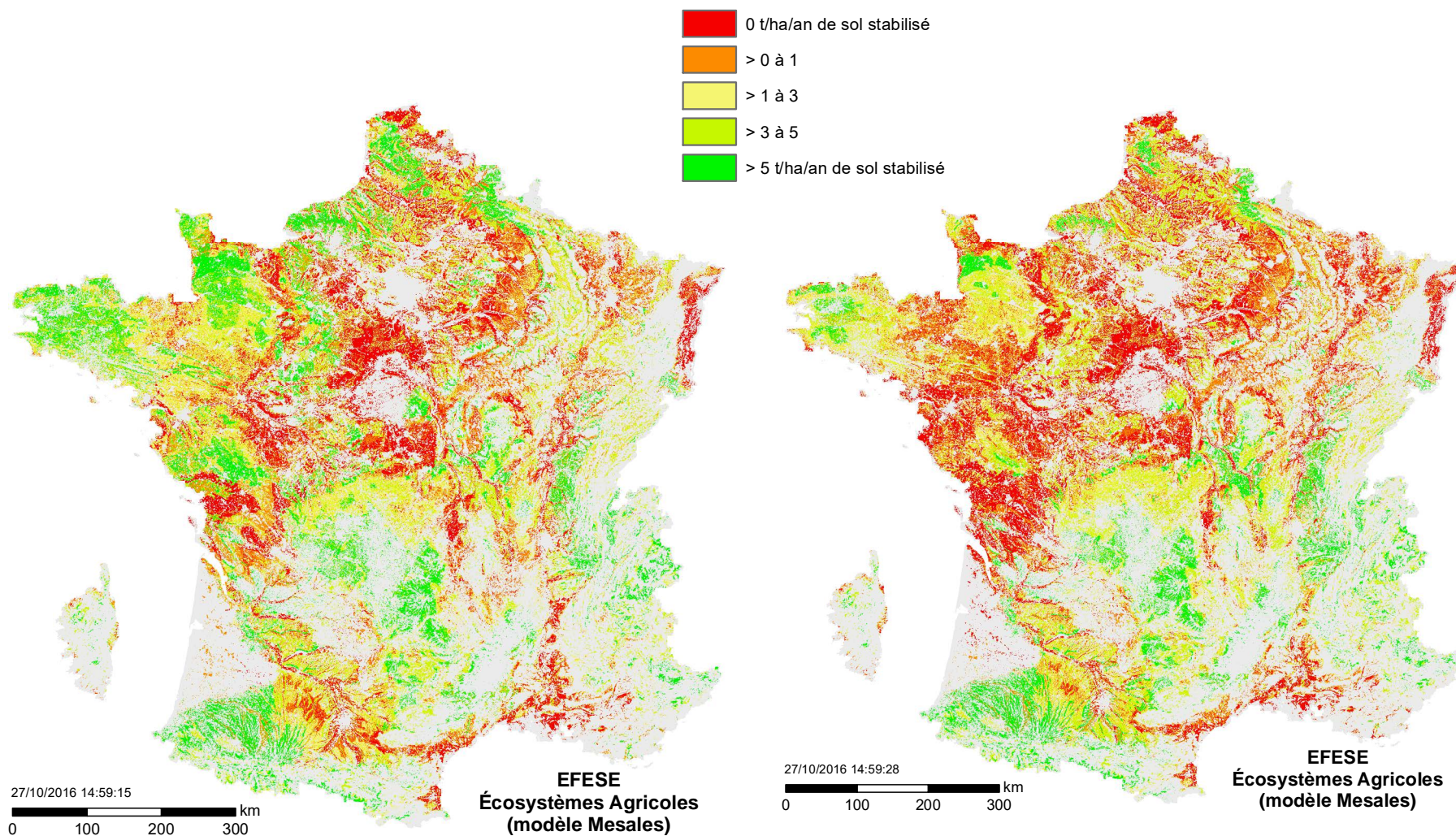
Figure 2. Niveau maximal de SE par saison, estimé pour les sols des écosystèmes agricoles

Résolution spatiale : mailles de 100m

L'indicateur donne une quantité de sol stabilisé en tonnes par hectare et par an.

a. Décembre - Janvier – Février

b. Mars - Avril – Mai



c. Juin - Juillet – Août

d. Septembre – Octobre – Novembre

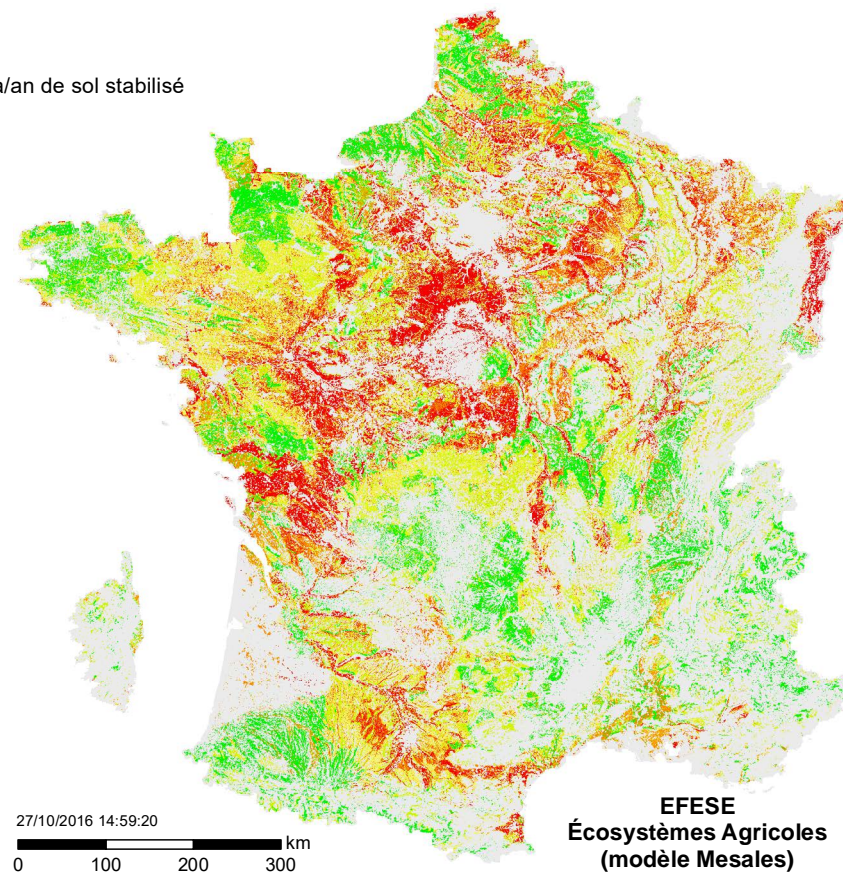
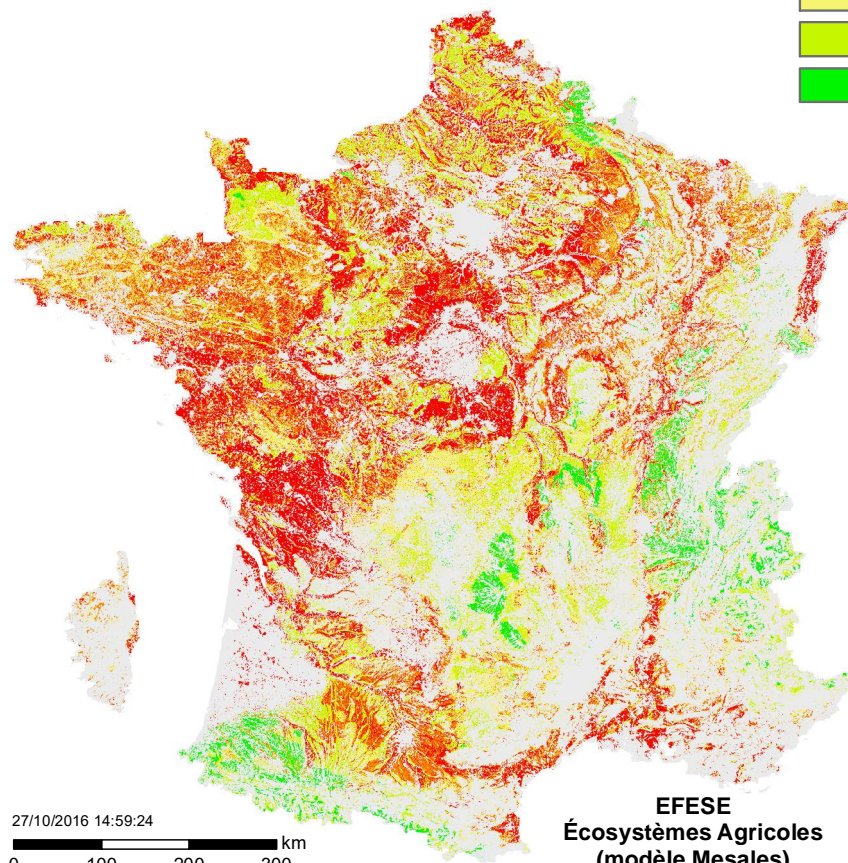
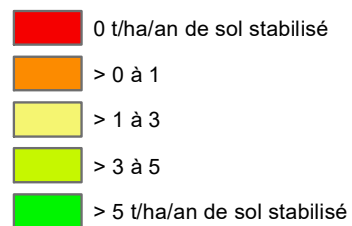


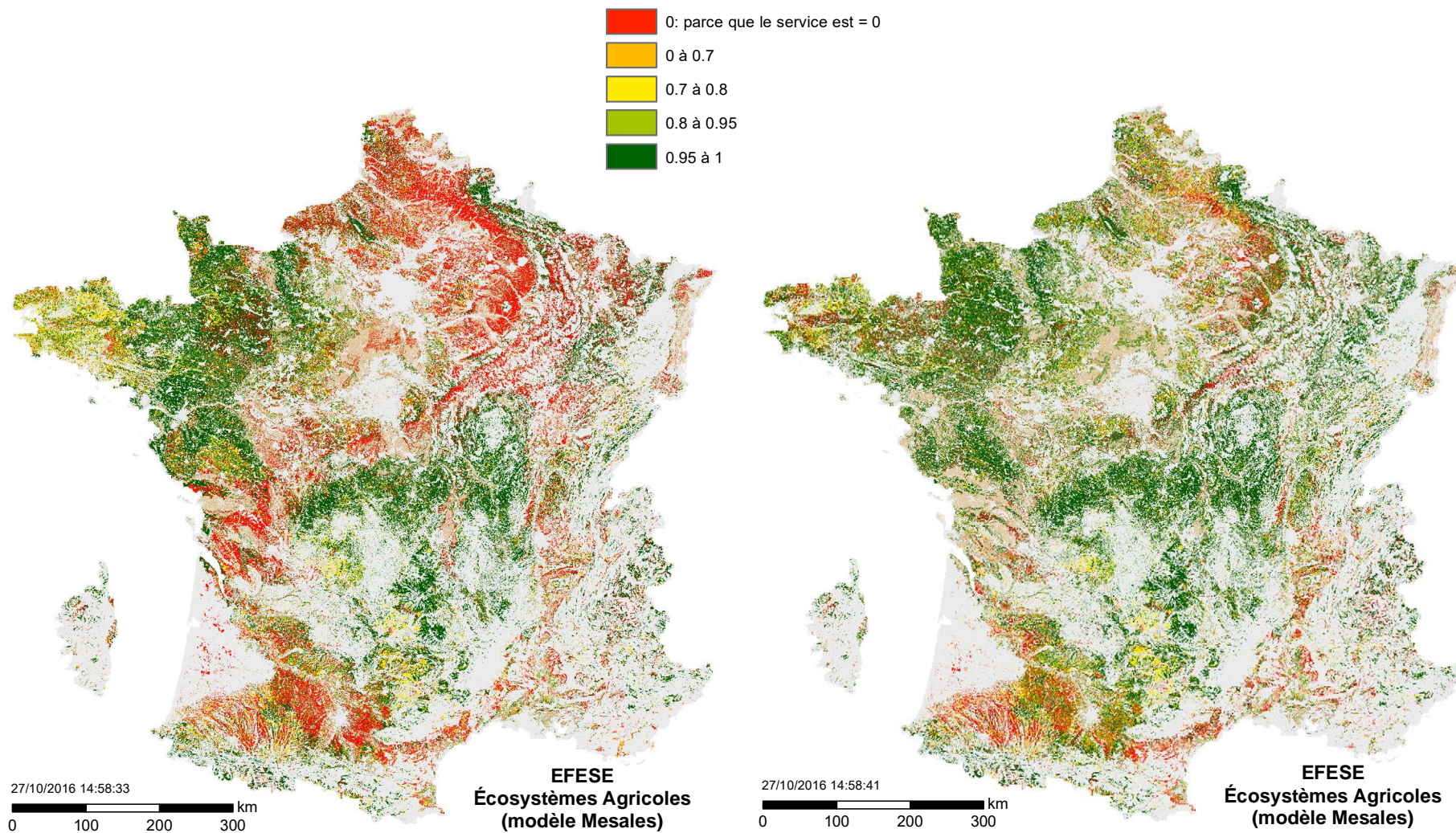
Figure 3. Niveau relatif de SE par saison, estimé pour les sols des écosystèmes agricoles

Résolution spatiale : mailles de 100m

L'indicateur est sans unité. Il présente le niveau de SE effectif exprimé en % du niveau de SE maximal.

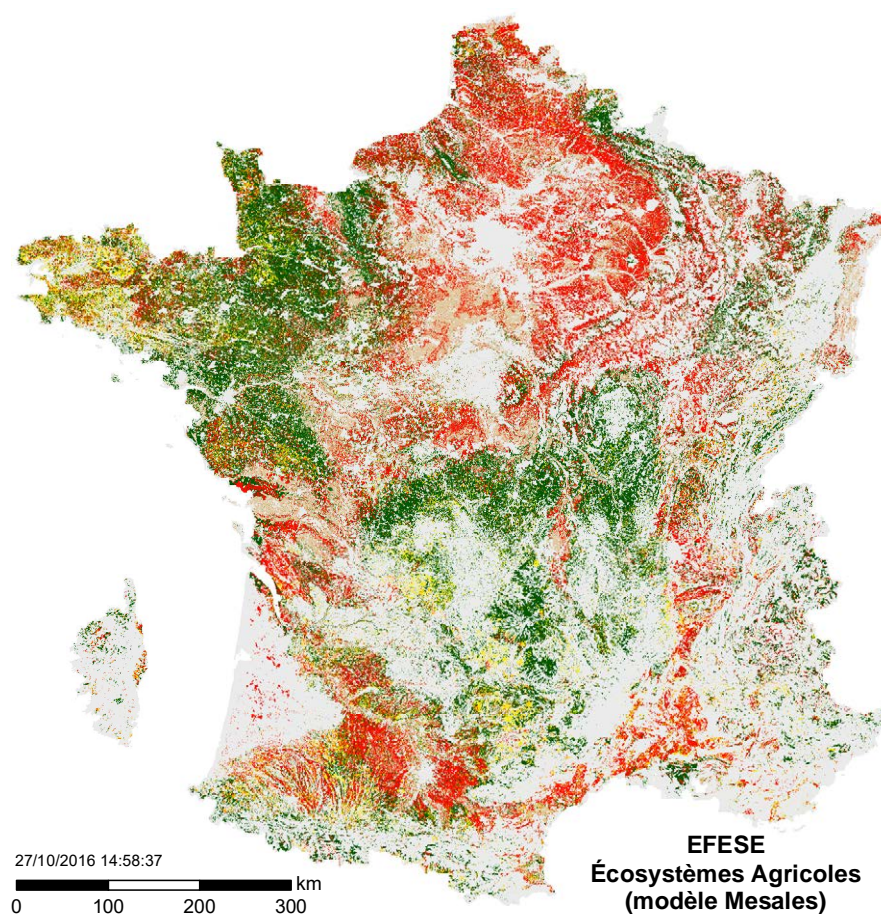
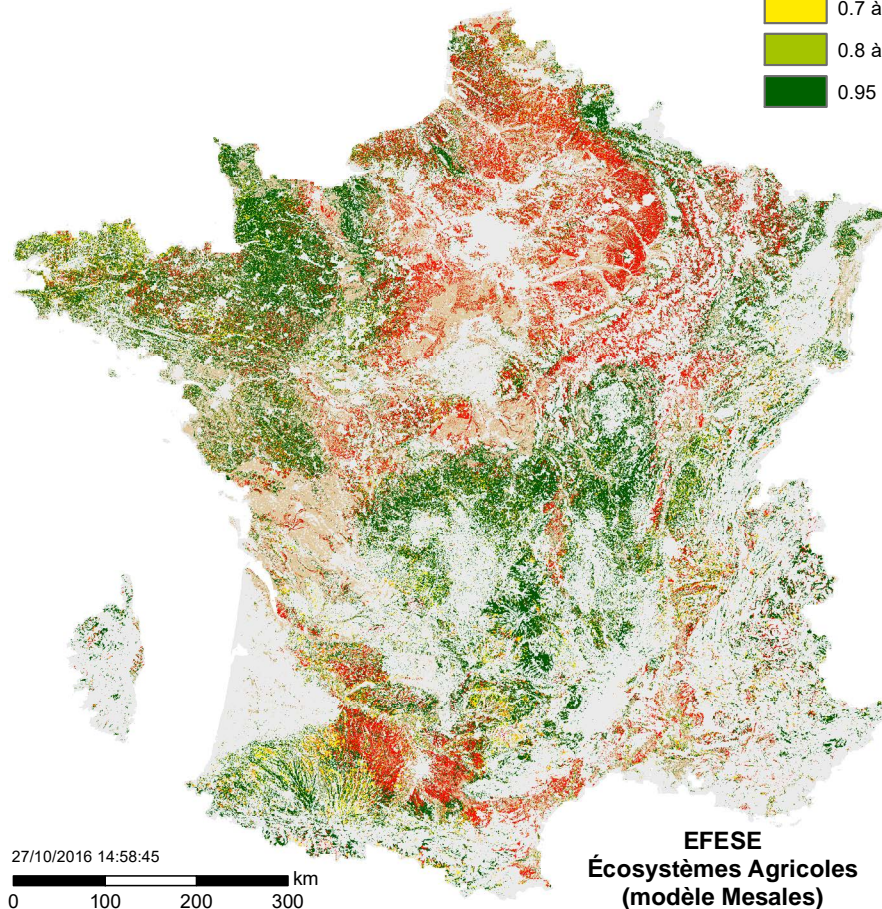
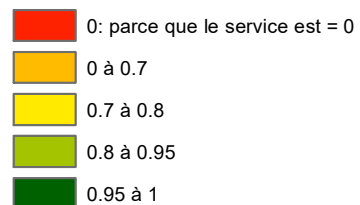
a. Décembre - Janvier – Février

b. Mars - Avril – Mai



c. Juin - Juillet – Août

d. Septembre – Octobre – Novembre



8.6. Structuration du sol

Isabelle Cousin

8.6.1. Spécification biophysique du SE

8.6.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Contexte, enjeu et définition

La structure du sol - organisation respective des éléments vides et pleins dans le sol - est un élément clé du fonctionnement des écosystèmes. Elle conditionne les capacités de stockage, de filtration et de rétention du sol, pour l'ensemble des éléments abiotiques qui y transitent (eau, particules physiques constitutives du sol, éléments fertilisants, éléments contaminants). Elle détermine également la pénétrabilité des racines et donc la constitution de la biomasse végétale, car elle contribue directement et indirectement à la germination, à l'émergence des plantules, puis à la croissance et au développement racinaire tout au long du cycle végétatif. La structure du sol est ainsi reconnue comme un indicateur écologique fondamental de l'état du sol (Schluter *et al.*, 2011; Faber and van Wensem, 2012), et contribue à la santé du sol et à la qualité du sol (Andrews *et al.*, 2004). Elle détermine également les caractéristiques du support physique de la vie animale du sol, en particulier pour la faune tellurique dont elle constitue l'habitat.

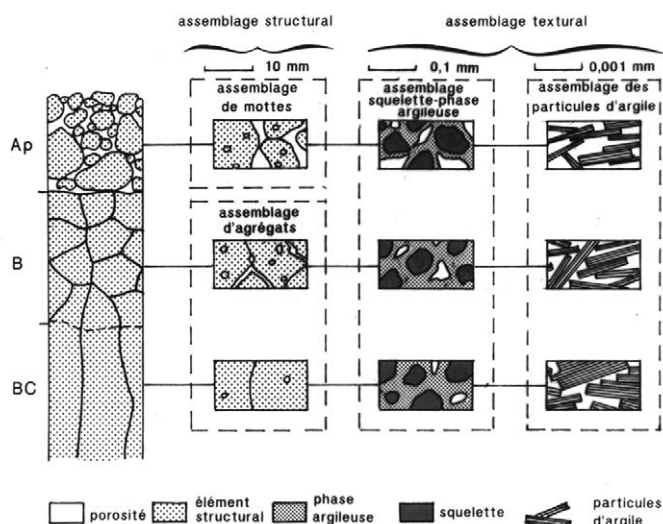
La **structure** du sol représente les arrangements, à toutes les échelles d'espace et tous les niveaux d'investigation, des constituants du sol (Dexter, 1988; Lin, 2003; Baize, 2013). Concrètement, à une échelle donnée, la structure représente l'organisation des éléments solides, liquides et gazeux discernables à cette échelle, sans que ces éléments soient pour autant homogènes dans leur constitution¹. De façon opérationnelle, on décline généralement cette définition à l'échelle de l'horizon de sol ; l'on définit ainsi le réseau poreux textural – qui résulte de l'assemblage des particules constitutives du sol telles que les sables, limons, argiles et composantes de la matière organique – et le réseau poreux structural, qui résulte de l'ensemble des contraintes appliquées sur le sol (Figure 8-6-1). La porosité texturale est en général inférieure à la centaine de microns, tandis que la porosité structurale est plus macroscopique, mais les deux réseaux poreux sont naturellement imbriqués l'un dans l'autre, et des pores d'une centaine de microns peuvent être, selon les cas, des pores structuraux ou des pores texturaux². Dans la suite de ce document, on considérera la structure du sol comme cet assemblage macroscopique à l'échelle de l'horizon de sol.

La structure du sol évolue en permanence sous l'effet de contraintes qui créent des vides ou qui les font disparaître. Ces contraintes sont d'origine climatique, anthropique, et biologique et leurs conséquences peuvent se faire sentir à très long terme (effet du climat ou de la mise en culture sur la pédogenèse), à moyen terme (fissuration saisonnière ou annuelle due à des alternances d'humectation/dessiccation par exemple ; perforation par la macrofaune ou croissance des racines), à très court terme (développement de croûtes de battance en quelques heures sous l'effet de pluies) ou de façon brutale et instantanée (tassement ou fragmentation de l'horizon de surface par les activités culturales) (Cousin, 2007).

¹ A une échelle inférieure, l'objet est caractérisé par sa texture.

² Des pores d'origine structurale peuvent également, suite au vieillissement de la structure ou à son tassement, se comporter comme des pores texturaux (Bruand et Cousin, 1994 ; Richard *et al.*, 2001).

Figure 8-6-1. Les différents niveaux d'organisation du sol. Concepts de porosité structurale et de porosité texturale (Bruand and Tessier, 1996).



La structure du sol contribue de manière essentielle à de nombreux SE, tels que, par exemple, les SE « S stockage et restitution de l'eau », « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion », « Régulation du climat global » *via* l'action de séquestration de la matière organique (voir par exemple Lavelle *et al.* (2006), Cf. description de ces SE). Une structure très aérée, continue et connectée, par exemple, permet une bonne infiltration de l'eau dans le sol et contribue à la recharge en eau souterraine sous forme d'eau bleue, mais peut limiter le stockage d'eau dans le sol sous forme d'eau verte. L'évaluation de l'effet de la structure du sol sur l'ensemble des SE est ainsi délicate à appréhender de manière globale.

Définition d'un SE décrivant la structure du sol – Analyse de la littérature

La structure du sol est identifiée par de nombreux auteurs comme une composante essentielle de la qualité du sol (Karlen *et al.*, 1997; Arshad and Martin, 2002; Garrigues *et al.*, 2012; Virto *et al.*, 2015) ou de la santé du sol (Doran and Zeiss, 2000; Kibblewhite *et al.*, 2008; Rudisser *et al.*, 2015). Il est donc essentiel que l'écosystème soit composé d'un sol dont la structure « est de bonne qualité » et que l'ensemble des actions/rétroactions dans cet écosystème permette son maintien à long terme.

Les premiers écrits sur les SE en lien avec les sols définissent ainsi un SE « Structure du sol », qui, plus qu'un SE, correspond à l'état de la structure du sol à un instant donné (voir, par exemple, Arshad and Martin (2002)).

Le Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) mentionne, parmi les SE de support, un SE « Formation du sol » repris par de nombreux auteurs à sa suite (voir par exemple Lavelle *et al.* (2006)) et cité dans la classification CICES. Ce SE couvre *a priori* la dynamique de développement du sol sur de très longues échelles de temps et n'est pas en adéquation avec les définitions que nous avons posées au paragraphe précédent (voir aussi la section 8.5). Il est possible, cependant que, dans l'esprit de certains auteurs, le SE « Formation du sol » s'entende à plusieurs échelles de temps et englobe un SE en lien avec la structure du sol *sensu stricto*.

Robinson *et al.* (2009) introduisent ensuite le concept de capital naturel « sol », composé de constituants organisés selon trois axes de masse, d'énergie et d'organisation : la structure du sol est le composant essentiel de l'axe d'organisation. Dominati *et al.* (2010) considèrent également la structure du sol comme un élément essentiel du capital naturel et l'on peut théoriquement l'évaluer à partir de plusieurs variables managables du sol (Cf. section 8.4). Le SE défini est alors celui de « Approvisionnement en support physique ». Dans les deux cas et malgré une avancée conceptuelle notable, l'évaluation concrète du SE reste délicate.

Dans des écrits plus récents, plusieurs auteurs mentionnent un SE de « Maintien de la structure du sol » (*soil structure maintenance* ou *soil structure regulation* ou *soil structure modification*) (Kibblewhite *et al.*, 2008; van

Eekeren *et al.*, 2010; Pulleman *et al.*, 2012; Sanabria *et al.*, 2014). Ce SE décrit la capacité de l'écosystème à maintenir ou réguler une structure du sol permettant à celui-ci de remplir ses fonctions de support, habitat, filtre, et stockage.

On notera enfin que, parmi les travaux qui traitent des SE auxquels contribuent les sols, très peu ne mentionnent pas un SE en lien avec la structure ou la formation du sol (Janvier *et al.*, 2007; Xue *et al.*, 2015). Dans ceux qui ne le mentionnent pas, la structure du sol est cependant prise en compte de façon indirecte par l'utilisation d'une variable ou d'un indicateur qui décrit la structure ou qui en est très fortement dépendant. Citons, par exemple, Grimaldi *et al.* (2014) et Forouzangohar *et al.* (2014) qui utilisent la masse volumique du sol pour caractériser le stockage du carbone ou la réserve utile du sol pour caractériser la capacité de stockage en eau du sol.

Définition et périmètre

Après analyse des différentes propositions de la littérature, la dénomination retenue pour le SE est « **Structuration du sol** ». Il décrit la capacité de l'écosystème à maintenir une structure du sol permettant à celui-ci de remplir ses fonctions de support, habitat, filtre, et stockage.

Ce SE est défini exclusivement dans le compartiment sol, et à l'échelle de l'horizon de sol. On le considère à la fois dans l'horizon de surface du sol, là où la structure évolue à des échelles de temps rapides (depuis l'événement pluvieux jusqu'au cycle cultural), mais également dans les horizons profonds, où sa dynamique s'inscrit dans des temporalités plus longues (pluriannuelles).

Type d'écosystème et éléments du SE

Ce SE est donc un ensemble de processus qui détermine un état structural du sol. Les éléments de structure de l'écosystème agricole pertinents pour l'évaluer sont : le sol (en particulier, sa masse volumique et sa teneur en matière organique, les caractéristiques de sa faune en termes d'abondance et de diversité) et la plante (par son activité racinaire).

Les processus qui permettent de maintenir la structure du sol sont :

- les processus qui sont à l'origine de la **disparition de pores** :
 - o des processus physiques : reprise en masse, battance, encroûtement, désagrégation;
 - o des processus biologiques : perforation, tassement, création d'agrégats très denses par digestion par les organismes endogés (notamment vers de terre) ;
- les processus qui sont à l'origine de la **création de pores**
 - o des processus physiques : fissuration par alternances humectation/dessiccation ou gel dégel ;
 - o des processus biologiques : perforation par la faune ou l'activité racinaire et, plus généralement, bioturbation³ ; agrégation par l'activité biologique ;

8.6.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

Le bénéficiaire du SE est l'agriculteur, qui en dérive les avantages suivants :

- **réduction du besoin de travail du sol du fait du maintien d'une structure du sol favorable à l'enracinement ;**
- **maintien d'une structure du sol portante, favorable au passage des engins agricoles ;**

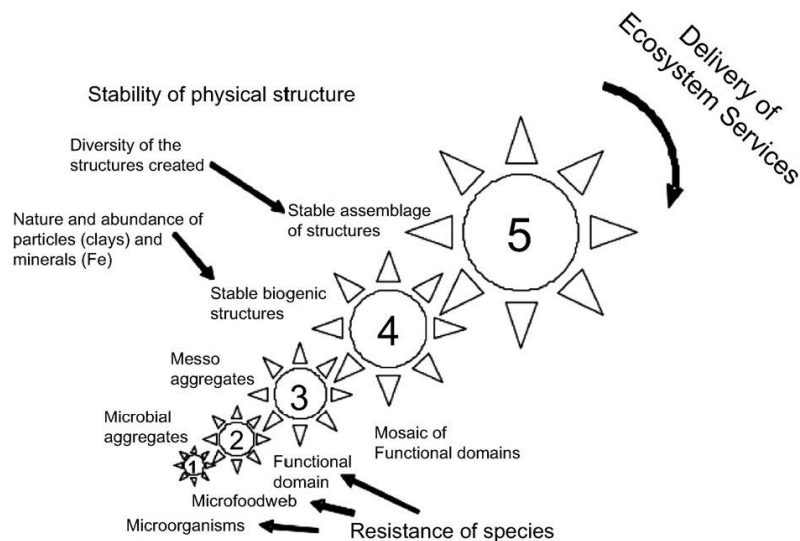
8.6.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Dans la littérature sur les SE, on note un lien très fort entre structure/structuration du sol et activité biologique, en écho à la perception très importante du rôle des animaux et des plantes dans la création de la structure du

³ phénomène de transfert d'éléments nutritifs ou chimiques par des êtres vivants au sein d'un compartiment d'un écosystème ou entre différents compartiments

sol (Rutgers *et al.*, 2012). La structure du sol détermine les caractéristiques de l'habitat de la faune - macrofaune, mésofaune, microfaune - (Kibblewhite *et al.*, 2008; Rudisser *et al.*, 2015) mais, en retour, celle-ci modifie continuellement la structure du sol. Vers de terre, fourmis et termites, souvent dénommés « ingénieurs du sol » contribuent à modifier la structure du sol par leur activité de perforation et d'agrégation (Blouin *et al.*, 2013; Lavelle *et al.*, 2014; Sanabria *et al.*, 2014). Les plantes, par leur activité mécanique de perforation et la sécrétion de molécules organiques modifient également à moyen terme la structure du sol, y compris dans les horizons profonds (Martins and Angers, 2015) ; certaines plantes sont d'ailleurs réputées pour favoriser le développement d'une structure du sol aérée et connectée (Blanchart *et al.*, 2004; Lambers *et al.*, 2009), et sont parfois utilisées à cette fin dans les rotations culturales. Dans ce cas, l'effet des plantes s'exprime à la fois sur la structure du sol à l'échelle de l'horizon, mais également à l'échelle de l'agrégat de sol, puisque les exsudats biologiques, au contact de la rhizosphère, contribuent à structurer le sol en micro-agrégats. A une échelle plus fine, champignons et bactéries, par leur action sur le processus d'agrégation, participent à l'évolution continue de la structure du sol (Mulder *et al.*, 2011; Spurgeon *et al.*, 2013). L'activité biologique sous toutes ses formes contribue ainsi à stabiliser la structure du sol à toutes les échelles (Figure 8-6-2). En conséquence, le choix des rotations culturales par l'agriculteur a des effets importants sur la structure du sol et sa dynamique.

Figure 8-6-2. Rôle des acteurs biologiques dans la stabilisation de la structure du sol à toutes les échelles (Lavelle *et al.*, 2006).



L'analyse de la littérature montre que, sur une sélection de 30 publications qui décrivent un indicateur de SE en lien avec la structure du sol, les déterminants biophysiques les plus cités sont les suivants :

- **l'organisation du réseau poreux** (29 occurrences sur 30) qui est le plus souvent évaluée *via* un indicateur de **masse volumique apparente** (17 occurrences); certains auteurs recommandent de caractériser la porosité (que l'on dérive de la connaissance de la masse volumique), ou la connectivité⁴ et/ou la tortuosité⁵, deux indicateurs dont la détermination est particulièrement délicate ;
- le **fonctionnement biologique du sol** (22 occurrences sur 30), évaluée *via* un indicateur intégrateur **comme la teneur en carbone ou en matière organique**, ou très spécifique comme par exemple *via* un indicateur de la diversité des macro-invertébrés. Dans tous les cas, ces indicateurs en lien avec le fonctionnement biologique donnent des informations indirectes sur la structure du sol voire la stabilité de celle-ci.
- la **stabilité de l'horizon du sol** (14 occurrences sur 30), évaluée *via* des indicateurs de la distribution de taille des agrégats ou de stabilité structurale⁶ (Le Bissonais, 1996);

⁴ La connectivité du réseau poreux est un indicateur du nombre de chemins possibles pour qu'un élément (particule solide, molécule liquide ou gazeuse) se déplace d'un point A à un point B dans ce réseau. Plus le réseau est connecté, et plus les chemins sont nombreux.

⁵ La tortuosité d'un réseau poreux est un indicateur géométrique qui décrit le rapport entre la distance réelle qu'une particule doit parcourir pour se déplacer d'un point A à un point B au sein de ce réseau, et la distance euclidienne entre A et B.

⁶ La stabilité structurale d'un sol est un indicateur de la cohésion des agrégats d'un sol ; il exprime la capacité du sol à résister à l'impact des gouttes de pluie, lesquelles peuvent conduire le sol à se désagréger en particules élémentaires.

- le **fonctionnement hydrique du sol** (13 occurrences sur 30), évalué *via* des indicateurs en lien avec la capacité du sol à stocker de l'eau (indicateur : Réserve Utile) ou en lien avec la capacité du sol à permettre le transfert de l'eau ou des gaz (indicateur : perméabilité, par exemple) ;
- la **portance du sol ou résistance du sol au tassement** (8 occurrences sur 30) évalué *via* des indicateurs tels que la sensibilité au tassement ou la résistance à la pénétration ;

Notons que les indicateurs présentés ci-dessus caractérisent l'état du système plutôt que sa capacité à maintenir une structure de bonne qualité. Pour caractériser l'état de l'écosystème en lien avec le SE de structuration du sol, deux déterminants biophysiques majeurs sont donc identifiés :

- la **masse volumique apparente de l'horizon de sol**
- la **stabilité structurale de l'horizon de surface**.

Masse volumique apparente

Des données de masse volumique apparente sur les horizons des sols de France sont disponibles dans la base de données RMQS (Jolivet *et al.*, 2006). On prendra garde toutefois à l'utilisation de ces données car elles ont été déterminées à des dates variables au cours du cycle cultural et reflètent ainsi souvent plutôt une pratique agricole qu'une caractéristique du sol ; la masse volumique est ainsi plus faible juste après un labour, puis plus élevée en sortie d'hiver lorsque celui-ci a été « rappuyé ». De la même façon, on utilisera avec discernement les fonctions de pédotransfert qui permettent d'évaluer la masse volumique à l'échelle du territoire mais, pour une évaluation nationale, on pourra utiliser les propositions de Martin *et al.* (2009), qui proposent une évaluation de la masse volumique des horizons de sol en tenant compte principalement de la **texture** et de la **teneur en matière organique**.

Stabilité structurale

La stabilité structurale des sols dépend fondamentalement de la **texture** du sol et de sa **teneur en matière organique** (Chenu *et al.*, 2000). Une fonction de pédotransfert permettant d'évaluer la stabilité structurale de sols français a été développée par Chenu *et al.* (2011) mais les auteurs de ce modèle relativisent son emploi étant donné son faible pouvoir prédictif, probablement en partie liée à l'évolution au cours de l'année, de la valeur de la stabilité structurale des sols sensibles à la battance et à l'érosion (Algayer *et al.*, 2014).

8.6.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Les **pratiques agricoles** jouent un rôle essentiel dans la dynamique de la structure du sol, car elles contribuent à la fois à dégrader et à entretenir la structure du sol. Quelle que soit l'opération mécanisée réalisée dans une parcelle, cette opération est susceptible de dégrader la structure par tassement sous le passage des roues si l'engin est passé en mauvaises conditions, lorsque l'humidité du sol est importante, et même si la finalité de l'opération est de créer de la porosité. Des récoltes de betterave en conditions très humides, par exemple, compactent fortement le sol, mais un labour peut également générer un tassement important si le sol est humide. On notera cependant que le tassement est localisé au passage de roues, et que les pratiques actuelles de *controlled traffic farming*, où les engins passent systématiquement au même endroit dans la parcelle, limitent cet effet de tassement et le cantonnent à des zones bien définies.

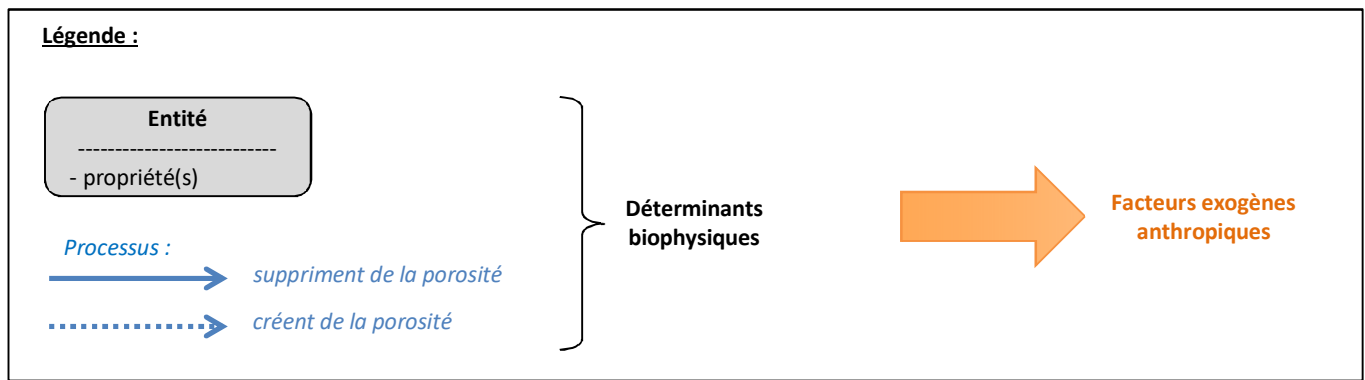
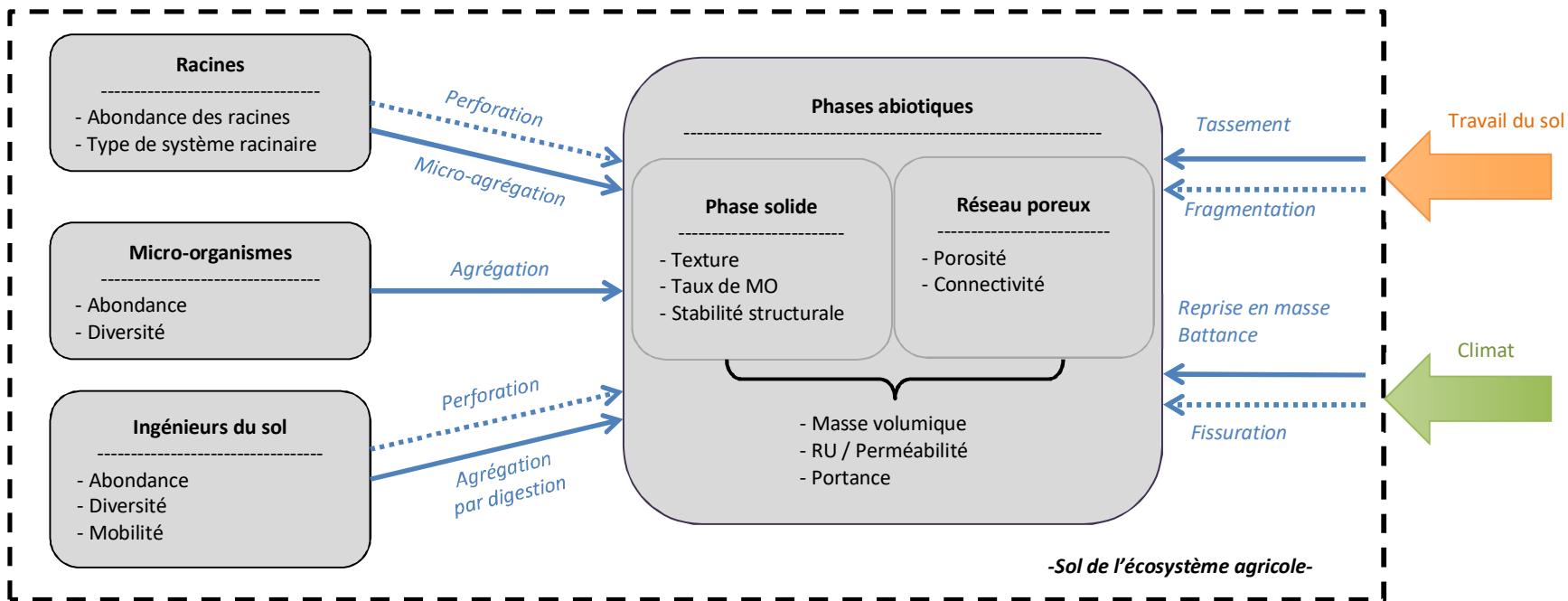
Le niveau de fourniture du SE « Structuration du sol » peut être réduit par les pratiques de travail du sol qui conduisent à une compaction du sol en surface ou en profondeur (ce qui correspond donc à une augmentation de la masse volumique) et qui ne sont pas compensées, à court terme, par des pratiques qui permettent de recréer de la porosité dans le sol. Les pratiques agricoles qui favorisent le développement de croûtes en surface du sol, pour les sols sensibles à la battance (sols limoneux essentiellement) influent également négativement sur le niveau de fourniture de ce SE.

Certaines pratiques agricoles déterminent fortement la structuration du sol (ce qui est attesté, selon Warkentin (2008), depuis Caton l'Ancien). Les pratiques de travail réduites sont réputées pour modifier de façon favorable la structure du sol, notamment parce qu'elles favorisent la diversification des espèces de bactéries, champignons et animaux présents dans le sol (van Capelle *et al.*, 2012; Kohl *et al.*, 2014) et permettent ainsi une action plus efficace des acteurs biologiques sur la structuration du sol (Roger-Estrade *et al.*, 2010). Les pratiques agricoles qui limitent la désagrégation du sol et la déconnexion du réseau poreux et qui favorisent l'agrégation sont

considérées comme favorables au développement d'une structure de qualité : outre la diminution du labour, on peut citer le maintien des résidus de culture à la surface du sol (qui limitent la désagrégation), l'apport d'engrais organiques, l'allongement des rotations et le maintien d'un couvert végétal (Bronick and Lal, 2005). Au final, les bénéfices souvent attendus d'une structure du sol bien développée en contexte de travail du sol réduit sont une meilleure capacité d'infiltration du sol, une diminution de l'érosion grâce à un stockage de carbone plus important, un habitat de qualité pour la faune (Powlson *et al.*, 2011; Lal, 2013). Il convient cependant de considérer la dynamique de la structure du sol dans une perspective pluriannuelle, car des effets bénéfiques sur la structure du sol à long terme de changement de pratiques peuvent être précédés d'une dégradation temporaire de la structure. C'est le cas, notamment des situations de passage du labour au non-labour où l'on observe fréquemment que, pendant 5 à 7 ans, la masse volumique de l'horizon de surface est élevée et le système poreux du sol est peu connecté. Cet effet disparaît après que les processus biologiques et climatiques de régénération de la structure se sont mis en place (Boizard *et al.*, 2013; Bordes and Cousin, 2014).

Les déterminants biophysiques et les facteurs exogènes clefs de la fourniture du SE sont schématisés dans la figure 8-6-3.

Figure 8-6-3. Représentation schématique des principaux déterminants biophysiques et des exogènes impliqués dans la fourniture du SE « Structuration du sol »



8.6.2. Pistes méthodologiques pour l'évaluation biophysique du SE

8.6.2.1. Indicateur de SE lié à la structuration du sol dans la démarche MAES (Maes *et al.*, 2011; Maes, 2014)

Dans la démarche MAES, le sol est présent de façon indirecte dans de nombreux SE et un SE de régulation intitulé « Contrôle et régulation de la qualité du sol » est proposé (*soil quality regulation control*) dans le premier rapport (Maes *et al.*, 2011). Ce SE est décrit de façon très générale, et l'indicateur proposé est celui de la teneur en carbone dans le sol⁷. Les auteurs reconnaissent que cette proposition est insuffisante et suggèrent de réfléchir à un indicateur plus approprié, tenant compte d'un plus grand nombre de caractéristiques du sol, dans le cadre de travaux traitant de la qualité du sol. Le rapport suivant suggère un SE « Formation et composition du sol » (Maes, 2014), qui s'appuierait sur la connaissance de i) la pratique agricole de fertilisation (chimique vs organique), ii) la teneur en carbone du sol, iii) le pH du sol, iv) la Capacité d'Echange Cationique du sol. Une méthodologie d'agrégation de ces différents indicateurs de SE n'est cependant pas proposée. En conséquence, la démarche adoptée par le MAES ne nous semble pas adaptée ou non directement opérationnelle pour évaluer un SE de structuration du sol des écosystèmes agricoles.

8.6.2.2. Analyse de la littérature

Plusieurs auteurs ont proposé des méthodes d'évaluation du SE « Maintenance de la structure du sol » en utilisant des approches de modélisation mécanistes, mais aucune ne peut être mise en œuvre sur de grands espaces. Pour des exemples à l'échelle locale, nous pouvons citer les travaux suivants : Aitkenhead *et al.* (2011) développent un modèle général d'évaluation de SE (modèle MOSES) qui tient compte de l'évolution de la masse volumique du sol au cours du temps. De même, Dominati *et al.* (2014) utilisent le modèle Sol-Plante-Atmosphère SPASMO pour produire des indicateurs de SE. Cependant, dans les deux cas, le déterminisme de cette évolution n'est pas précisé. La proposition la plus avancée semble celle de Banwart *et al.* (2012), qui proposent d'utiliser le modèle CAST (Carbon Dynamics and Soil Stability) afin de prévoir la dynamique temporelle de paramètres dépendant de la structure du sol, comme la diffusivité des gaz ou la perméabilité à l'eau.

Une autre démarche, proposée par (Velasquez *et al.*, 2007; van Eekeren *et al.*, 2010; Grimaldi *et al.*, 2014; Sanabria *et al.*, 2014) consiste à développer des relations statistiques entre différentes caractéristiques du sol ayant un lien avec la structure. Ces relations permettent notamment de comparer l'effet de systèmes de culture ou de pratiques agricoles dans un contexte agropédoclimatique restreint mais ne peuvent pas être appliquées sur de grands espaces.

Enfin, plusieurs auteurs proposent d'évaluer l'état de l'écosystème résultant du SE plutôt que le SE rendu, en utilisant des indicateurs très indirects de la structure : par exemple la teneur en matière organique ou l'abondance en vers de terre pour Rutgers *et al.* (2012), ou l'occurrence de microarthropodes pour Rudisser *et al.* (2015), ces animaux étant considérés comme indicateurs d'un habitat de bonne qualité. Roger-Estrade *et al.* (2009), cependant, proposent de caractériser la dynamique de la structure du sol par l'analyse de l'évolution de mottes tassées au sein de l'horizon cultivé. Cet indicateur ne peut cependant pas être mis en œuvre sur de grands espaces.

8.6.2.3. Indicateur du niveau de SE et méthodologie

Considérant l'état des connaissances présentées ci-avant, nous ne sommes pas en mesure de proposer de méthode d'évaluation du niveau de SE « Structuration du sol » applicable France entière. En revanche, comme indiqué dans la section sur les déterminants, certains déterminants biophysiques clefs sont évaluables. Cependant, au vu des faiblesses des méthodes d'évaluation de ces déterminants (Cf. section déterminants biophysiques) des travaux sur l'amélioration des performances prédictives de celles-ci sont encore à développer.

⁷ Les auteurs ne précisent pas s'il s'agit de la teneur en carbone dans l'horizon de surface ou la teneur sur la totalité du solum.

8.7. Stockage et restitution de l'eau

8.7.1. Spécification biophysique des SE

Expert coordinateur : Isabelle Cousin

Contributeur scientifique : Olivier Therond

Les ressources en eau des écosystèmes sont classiquement classées en deux catégories, l'eau « bleue » (des lacs, rivières, océans, nappes phréatiques) et l'eau « verte » (Falkenmark and Rockstrom, 2006; Liu *et al.*, 2009) ; cette dernière représente la quantité d'eau pluviale stockée par le sol et restituée à l'atmosphère par évapotranspiration du système sol-plante (Figure 8-7-1). L'agriculture pluviale utilise uniquement l'eau verte, tandis que l'agriculture irriguée utilise l'eau verte et l'eau bleue. Les pratiques d'irrigation assurent ainsi 40 % de la production alimentaire mondiale (OCDE, 2002) sur 18 % des terres agricoles (Siebert *et al.*, 2005), mais les volumes d'eau prélevés pour l'irrigation représentent actuellement 70 % à 85 % du volume d'eau prélevé pour les activités humaines (Jury and Vaux, 2007; Liu *et al.*, 2009; Jamin *et al.*, 2011). Pourtant, on estime que la contribution de l'eau verte à la production agricole est 4 fois supérieure à la contribution de l'eau bleue, aussi bien à l'échelle nationale qu'à l'échelle globale (Maes *et al.*, 2009; Rockstrom *et al.*, 2009) (voir Figure 8-7-2).

Figure 8-7-1. Les concepts d'eau bleue et d'eau verte, d'après (Falkenmark and Rockstrom, 2006).

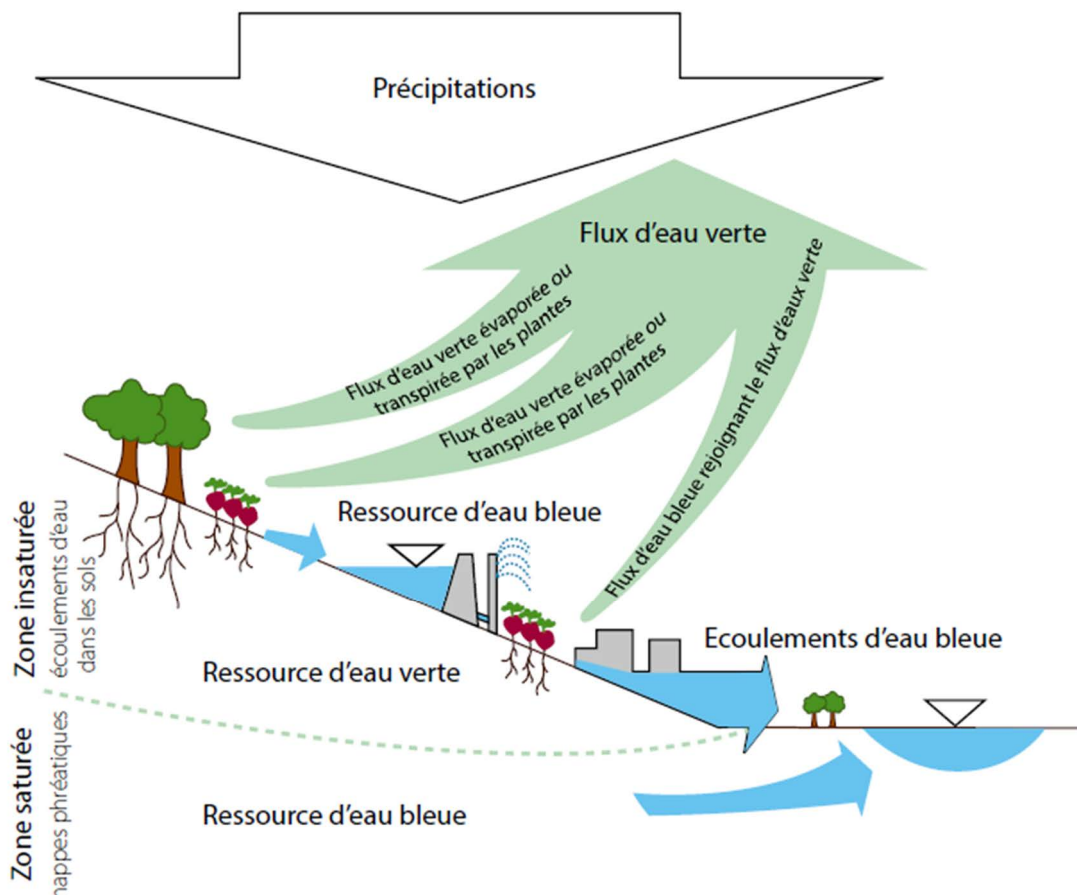
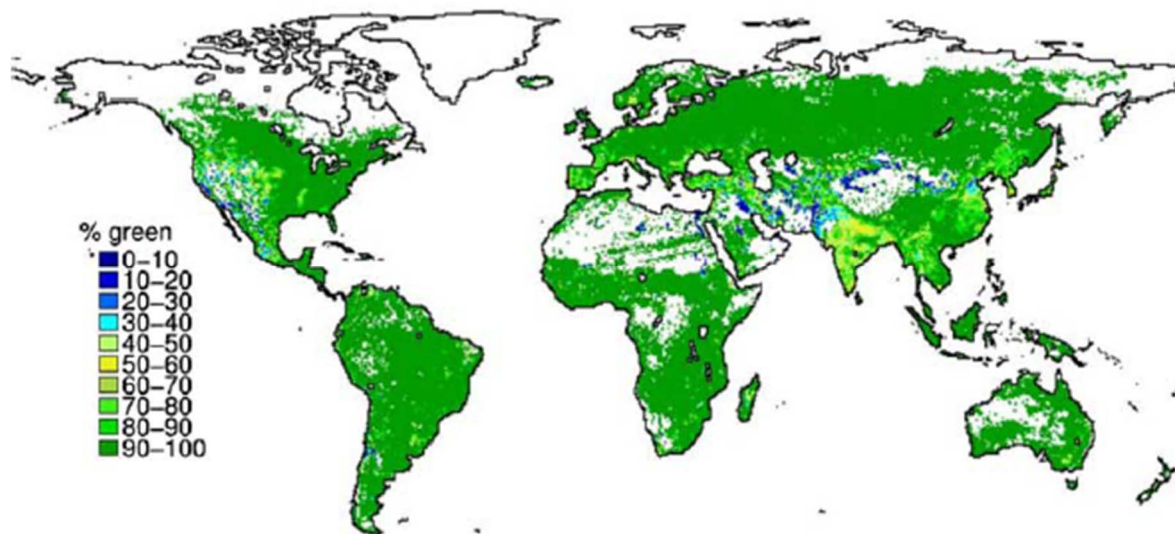


Figure 8-7-2. Proportion d'utilisation de l'eau verte (quantité d'eau verte / [quantité d'eau verte + quantité d'eau bleue]) en agriculture (cultures et prairies) (Rockstrom *et al.*, 2009).



8.7.1.1. Dénomination précise et nature des SE

Dans le cadre de l'étude EFESE-écosystème agricoles, les SE sont conceptualisés en tenant compte des bénéficiaires susceptibles d'en dériver des avantages : le gestionnaire de l'écosystème agricole (ou agriculteur) d'une part, et la société dans son ensemble d'autre part. En d'autres termes, seules les composantes des écosystèmes agricoles directement utilisables par l'agriculteur ou la société peuvent être conceptualisées comme des SE. Dans le cas des SE liés à la régulation des ressources en eau des écosystèmes, la distinction de deux SE en lien avec la régulation de la ressource en eau verte d'une part, et celle en eau bleue d'autre part, n'est pas totalement satisfaisante. En effet, l'eau verte englobe l'eau transpirée par le couvert végétal et l'eau évaporée par le sol. Or, l'eau évaporée par le sol ne contribue pas directement à la production de la biomasse : elle ne constitue pas un SE rendu à l'agriculteur ni à la société, mais un des processus liés au fonctionnement de l'écosystème.

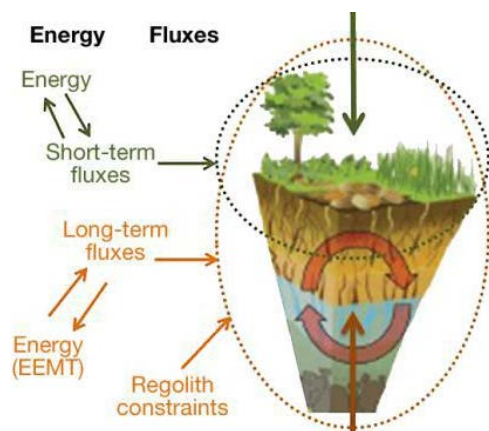
Nous définissons donc ici deux SE liés à la capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau : (i) « **stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées** » et (ii) la « **stockage et restitution de l'eau bleue** ».

L'extension verticale théorique de l'écosystème fournissant ces SE s'étend du sommet de la canopée à la base de la zone saturée (Field *et al.*, 2015), soit au-delà de la zone racinaire. Cependant, l'évaluation des SE « **stockage et restitution de l'eau bleue** » sur l'ensemble de la zone critique incluant toute la zone insaturée et toute la zone saturée (Cf. section 3.1.2.4 et Figure 8-7-3) conduirait à considérer également le fonctionnement des aquifères – ce qui relève du champ des écosystèmes aquatiques – et nécessiterait la mise en œuvre de modèles de cultures couplés à des modèles hydrogéologiques dont le paramétrage reste actuellement incertain sur de nombreux aquifères. Certains aquifères présentant un temps de transfert¹ pouvant atteindre plusieurs années et étant très étendus, l'évaluation à une résolution spatiale fine d'un SE qui couvrirait toute la zone critique serait très difficile à réaliser, alors même que l'identification d'un bénéficiaire serait délicate. En conséquence, même si l'ensemble de la zone critique contribue aux SE rendus par les écosystèmes, nous privilégions ici la qualification des quantités d'eau générées par des flux « à court terme » (i.e. infra-annuels à annuels), et, en cohérence avec le champ d'analyse d'EFESE-écosystèmes agricoles, nous bornons l'emprise verticale de l'écosystème à la base de la profondeur maximale d'enracinement. Cette conceptualisation permet de bien différencier les flux d'eau transpirée par les cultures de rente et d'eau bleue, dessine un cadre spécifique aux écosystèmes agricoles, et permet d'utiliser le même dispositif d'évaluation que celui utilisé pour l'évaluation biophysiques du SE de « **Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du**

¹ Le temps de transfert correspond à la durée nécessaire à une goutte d'eau pour traverser entièrement le système hydrologique.

carbone organique dissout » (section 8.11). Notons également que nous qualifierons ici la quantité restituée par l'écosystème, sans préjuger de la localisation géographique de la restitution².

Figure 8-7-3. La zone critique de fourniture des services écosystémiques, d'après (Field *et al.*, 2015).



Ces deux SE relatifs à la capacité de l'écosystème agricole à stocker et restituer de l'eau se substituent aux quatre SE suivants de la classification CICES : i) eaux de surface pour la consommation potable, ii) eaux souterraines pour la consommation potable, iii) eaux de surface à d'autres fins que la boisson, iv) eaux souterraines à d'autres fins que la boisson. L'association des eaux pour la consommation et des eaux à d'autres fins que la boisson est justifiée par le fait que celles-ci sont produites *via* des procédés de traitements industriels³ à partir d'une eau brute, stockée et restituée par l'écosystème agricole, entre autres. Cette distinction réalisée dans CICES relève donc plus d'une distinction de la nature des **avantages** dérivés de l'eau brute que de celle de **SE** différents. L'analyse conjointe des eaux de surface et des eaux souterraines est justifiée par la nature des écosystèmes considérés, à savoir les écosystèmes agricoles, et donc par la borne inférieure du système, à savoir la base de la zone racinaire.

On notera que l'on traite ici des quantités d'eau stockées et restituées par l'écosystème agricole, indépendamment de sa qualité (teneur en éléments potentiellement polluants, par exemple). On ne traitera pas non plus du cas particulier de l'eau restituée par l'écosystème agricole lors d'inondations, que celles-ci soient liées uniquement à des épisodes pluvieux exceptionnels ou à la conjonction d'épisodes pluvieux et de remontées de nappe.

Ces deux SE concernent tous les écosystèmes agricoles.

8.7.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) des SE

Nous définissons deux types d'avantages dérivés des SE relatifs à la capacité de l'écosystème à stocker et restituer de l'eau, et deux catégories de bénéficiaires.

Le SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » bénéficie directement **au gestionnaire de l'écosystème (agriculteur)**, qui en dérive un avantage en termes de quantité d'eau qu'il devrait apporter par irrigation pour obtenir la même production végétale.

² Quinteiro *et al.* (2015), dans leur review sur l'application de l'Analyse du Cycle de Vie à l'évaluation du volume d'eau verte produite par les écosystèmes, indiquent en effet que certaines études spécifient explicitement si l'eau verte évapotranspirée est ensuite restituée au même bassin versant ou à un bassin versant différent.

³ A l'exception des eaux de source qu'un temps de séjour très long dans l'ensemble de la zone non saturée permet de filtrer, purifier et rendre potable. Etant donné l'extension verticale de l'écosystème que nous proposons, cette situation n'est donc pas à envisager. A l'exception également de l'eau de puits non polluée utilisée ponctuellement par un bénéficiaire isolé. Celui-ci ne constituant pas un collectif dénombrable, nous écartons également cette situation du puits non pollué.

Le SE « stockage et restitution de l'eau bleue » bénéficie directement à la **société**, qui en dérive des avantages pour différents collectifs de bénéficiaires, dont les gestionnaires de l'écosystème agricole, pour des usages diversifiés : agricoles, industriels, domestiques, récréatifs et culturels.

8.7.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Les principaux déterminants biophysiques du niveau de fourniture des SE relatifs à la capacité de l'écosystème à stocker et restituer de l'eau sont les processus à l'origine des flux d'eau ascendants, descendants et latéraux au sein du système sol-plante.

Pour le SE « stockage et restitution de l'eau bleue », les déterminants principaux sont i) les **processus d'écoulement d'eau par gravité** - à savoir la **percolation** à la base du sol, le **ruissellement** à la surface du sol et les **écoulements latéraux hypodermiques** et ii) le **processus d'évapotranspiration**. La percolation dépend de l'état hydrique du sol et des caractéristiques et des propriétés⁴ du sol qui conditionnent les flux d'eau (voir ci-dessous). Le ruissellement est sous la dépendance principale de l'état de surface du sol et du taux de couverture de la végétation, deux éléments qui conditionnent au premier ordre la conductivité hydraulique de l'horizon de surface, et donc détermine le partage entre infiltration et ruissellement. Les flux latéraux hypodermiques sont sous la dépendance principale de l'état hydrique du sol et des propriétés hydriques des différents horizons du sol, notamment du rapport⁵ de conductivité hydraulique entre deux horizons superposés, et de la topographie. L'évapotranspiration est composée de deux processus : l'évaporation et la transpiration (voir paragraphe suivant). L'évaporation dépend de l'état hydrique du sol et des caractéristiques et des propriétés du sol qui conditionnent les flux d'eau.

Pour le SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées », le déterminant principal est le **processus de transpiration**. Ce processus de transfert d'eau vertical ascendant dépend à la fois de la nature du couvert végétal, de la dynamique de son cycle végétatif (qui peut se représenter au travers de l'évolution du coefficient cultural⁶) et des caractéristiques et propriétés du sol. Certains processus hydriques spécifiques contribuent également aux transferts d'eau ascendants dans le sol vers ou *via* les plantes, tels que les **exsudations d'eau** par les racines lors du processus d'ascenseur hydraulique⁷, ou les **remontées capillaires**. Les exsudations sont de faible envergure puisqu'elles peuvent contribuer pour 7% en moyenne à la transpiration (Doussan *et al.*, 2006). Les remontées capillaires, au contraire, peuvent fournir une contribution significative aux besoins en eau des cultures : en zone de nappe peu profonde, elles peuvent être à l'origine de 30 à 60 % à l'évapotranspiration (Vergnes *et al.*, 2014).

Remarque : on notera que l'on décrit ici les processus qui permettent de fournir directement (transpiration) ou indirectement (remontées capillaires, exsudations par les racines) de l'eau aux plantes cultivées, et non pas l'ensemble des processus qui permettent des flux verticaux ascendants. Notre approche, même si elle est inspirée par la définition du concept d'eau verte, s'en démarque notablement puisque l'on s'intéresse aux quantités d'eau générées par des flux transpirés, et non pas évapotranspirés.

Il est important de noter qu'il existe un **antagonisme biophysique intrinsèque entre la percolation à la base du sol et l'évapotranspiration à la surface du sol**. En effet, on décrit de façon classique que, lorsque le stock d'eau du sol est évapotranspiré par la plante pour élaborer sa biomasse, la quantité d'eau percolée (ou drainée) est faible ; de façon corollaire, la quantité d'eau percolée est d'autant plus élevée que la quantité d'eau évapotranspirée est faible.

⁴ Nous distinguons ici les **processus**, qui sont les déterminants du SE. Des **propriétés** du sol permettent d'évaluer ces processus (notamment par paramétrisation de modèles) ; courbe de rétention en eau et conductivité hydraulique, par exemple, sont des propriétés. Ces propriétés sont sous la dépendance de **caractéristiques** des sols (teneur en matière organique, texture, par exemple).

⁵ Les flux latéraux hypodermiques se produisent en particulier lorsqu'un horizon de forte conductivité hydraulique est situé au-dessus d'un horizon de faible conductivité hydraulique. L'eau circule alors sur le toit de cet horizon et ne s'y infiltre pas ou peu.

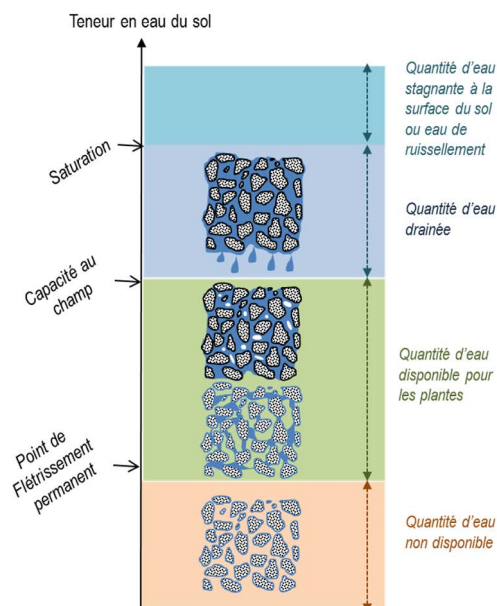
⁶ Rapport entre l'évapotranspiration de la culture et l'évapotranspiration potentielle ; il intègre les effets des 4 caractéristiques primaires qui distinguent une culture de la culture de référence, à savoir la hauteur de la culture, la résistance de surface sol - végétation, l'albédo, l'évaporation de sol (Allen *et al.*, 1998).

⁷ L'ascenseur hydraulique est une redistribution nocturne de l'eau dans le profil de sol, notamment en situation agroforestière. Les racines situées en zone sèche, proches de la surface du sol, exsudent de l'eau transmises des racines situées en zone plus humide, donc en général plus profondément ancrées dans le sol. Ce processus se déroule pendant la nuit, lorsque la plante ne transpire pas (voir par exemple, Dupraz et Liagre, 2011)

L'ensemble de ces flux ascendants, descendants et latéraux sont décrits par des modèles de transfert en milieu poreux, de niveaux de complexité variés (équation de bilan hydrique, ou équation de Richards décrivant les transferts en milieu insaturé). Ces modèles sont paramétrés par des propriétés dépendantes à la fois de l'état hydrique du sol (teneur en eau du sol), et de caractéristiques des sols.

- La **teneur en eau du sol** varie au cours de l'année en fonction des flux d'eau entrant et sortant de l'écosystème.
- Les caractéristiques clefs du sol sont celles qui déterminent la structure du réseau poreux, que l'on peut synthétiser ici par la valeur de la **porosité totale** du sol ; ce sont donc, ici, principalement la **texture et la teneur en matière organique**. Les propriétés clefs du sol sont les propriétés hydriques du sol, à savoir la **courbe de rétention en eau et la conductivité hydraulique** en régime insaturé. En cohérence avec la proposition d'évaluation de ce SE par l'utilisation d'un modèle de culture basé sur le calcul du bilan hydrique (voir ci-après), on retiendra comme propriété-clef, au premier ordre, la **Réserve en Eau Utile maximale** ; celle-ci est définie par la connaissance i) de la profondeur du sol et ii) de deux points spécifiques de la courbe de rétention en eau : la **teneur en eau du sol à la capacité au champ** et la **teneur en eau du sol au point de flétrissement permanent**. La teneur en eau « à la capacité au champ », est la valeur à laquelle les forces gravitaires permettant l'écoulement de l'eau par drainage, et les forces capillaires permettant la rétention de l'eau dans le sol, s'équilibrent. La teneur en eau dite « au point de flétrissement permanent », est la quantité d'eau retenue dans le sol avec une énergie supérieure à celle que les plantes peuvent exercer sur le sol pour en extraire de l'eau⁸. Ces deux valeurs caractéristiques de la teneur en eau permettent de calculer la Réserve en Eau Utile Maximale du sol, qui représente la quantité d'eau maximale que le sol peut contenir et restituer aux racines pour la vie végétale (Figure 8-7-4)⁹. Ces deux variables sont soit mesurées en laboratoire, soit estimées par des fonctions de pédotransfert (Figure 8-7-5)¹⁰.

Figure 8-7-4. Valeurs de teneurs en eau caractéristiques dans les sols et volumes d'eau associés



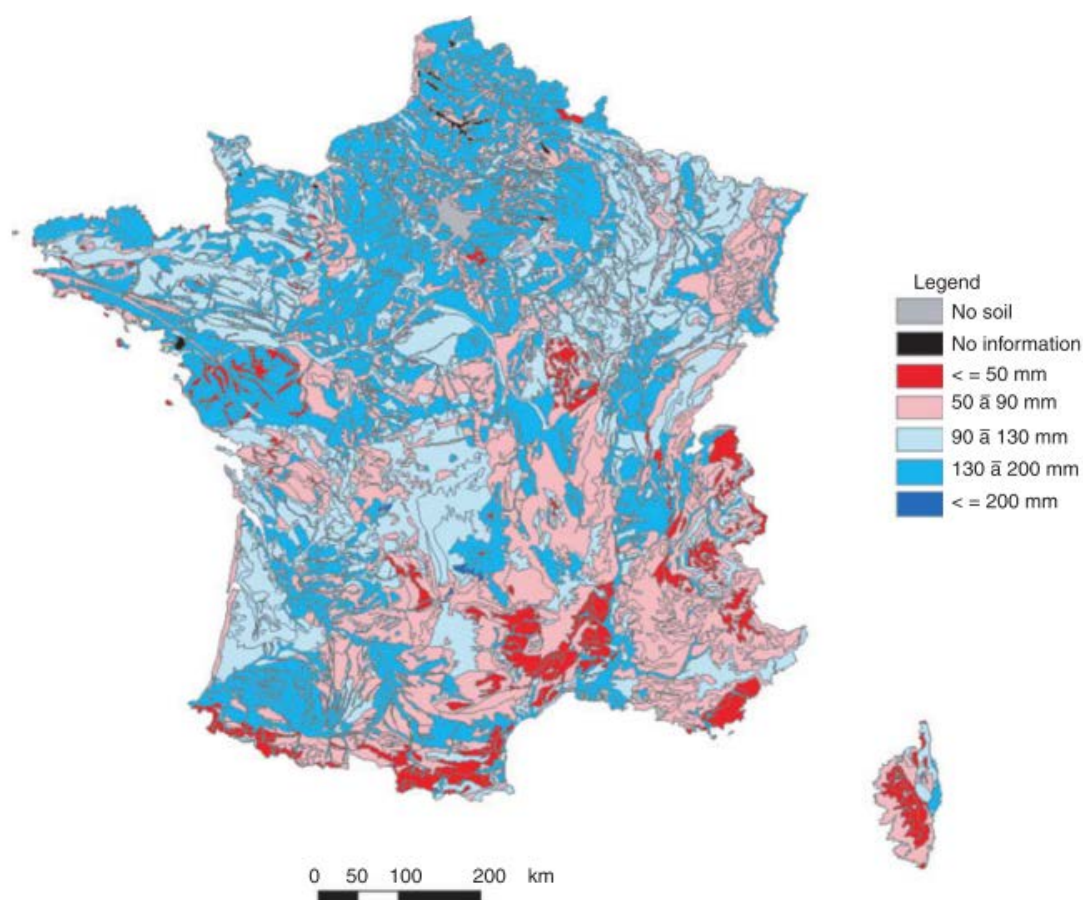
⁸ On notera donc que la variable-plante « coefficient cultural » et la variable-sol « teneur en eau au point de flétrissement permanent » intègrent des effets à la fois de la culture et du sol.

⁹ Pour des évaluations à l'échelle nationale, nous conseillons que la teneur en eau à la capacité au champ corresponde à la teneur en eau à un potentiel hydrique de -100 hPa, et que la teneur en eau au point de flétrissement permanent corresponde à la teneur en eau à -15800 hPa (voir, par exemple, Seneviratne *et al.*, 2010).

¹⁰ Pour une évaluation à l'échelle nationale, nous recommandons l'utilisation des FPT de Bruand *et al.*, (2004) et Al Majou *et al.* (2008), bien adaptées au contexte français, et celles de Toth *et al.*, (2015) développées récemment pour des études à l'échelle européenne. Les variables sol nécessaires au calcul de ces variables biophysiques sont disponibles dans les bases de données sol gérées par le GIS SOL (voir fiche sur les sols). Pour les sols caillouteux, on utilisera en outre les fonctions de (Tetegan *et al.*, 2011), pour tenir compte de la contribution de la phase caillouteuse à la Réserve Utile en Eau du sol et ajuster ainsi plus finement le bilan hydrique annuel (Tetegan *et al.*, 2015).

Figure 8-7-5. Carte de la RU sur le territoire national (Al Majou *et al.*, 2008).

Les valeurs de RU sont estimées à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000 (Le Bas *et al.*, 1997) et sont exprimées en mm.



8.7.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Les SE de « stockage et restitution de l'eau » sont sous la dépendance du **climat**¹¹ (Bangash *et al.*, 2013), en particulier de la quantité de pluie journalière et annuelle et de la distribution intra-annuelle des pluies. En effet, la quantité d'eau qui arrive à la surface du sol représente l'entrée d'eau dans l'écosystème ; elle conditionne partiellement la valeur de certaines propriétés du sol, puisqu'elle agit directement sur la teneur en eau dans le sol (et, par exemple, les transferts d'eau dans le sol sont plus rapides lorsque la teneur en eau du sol est plus élevée).

Ces SE sont également sous la forte dépendance des **pratiques agricoles**, et notamment :

- les **pratiques de fertilisation**, qui, par leur influence sur le développement de la biomasse, influent sur le processus d'évapotranspiration, et modifient le niveau de fourniture du SE ;
- les **pratiques de travail du sol et de gestion des résidus**. Il convient ici de distinguer, d'une part, des pratiques qui modifient les propriétés de l'horizon de surface, et qui vont donc influencer sur la vitesse d'infiltration *dans le sol* et le partage infiltration-ruissellement et, d'autre part, des pratiques qui limitent la quantité d'eau qui arrive *à la surface du sol* (cas d'un mulch en surface). En milieu agricole, des pratiques de travail du sol qui augmentent la porosité de l'horizon de surface - et donc sa capacité

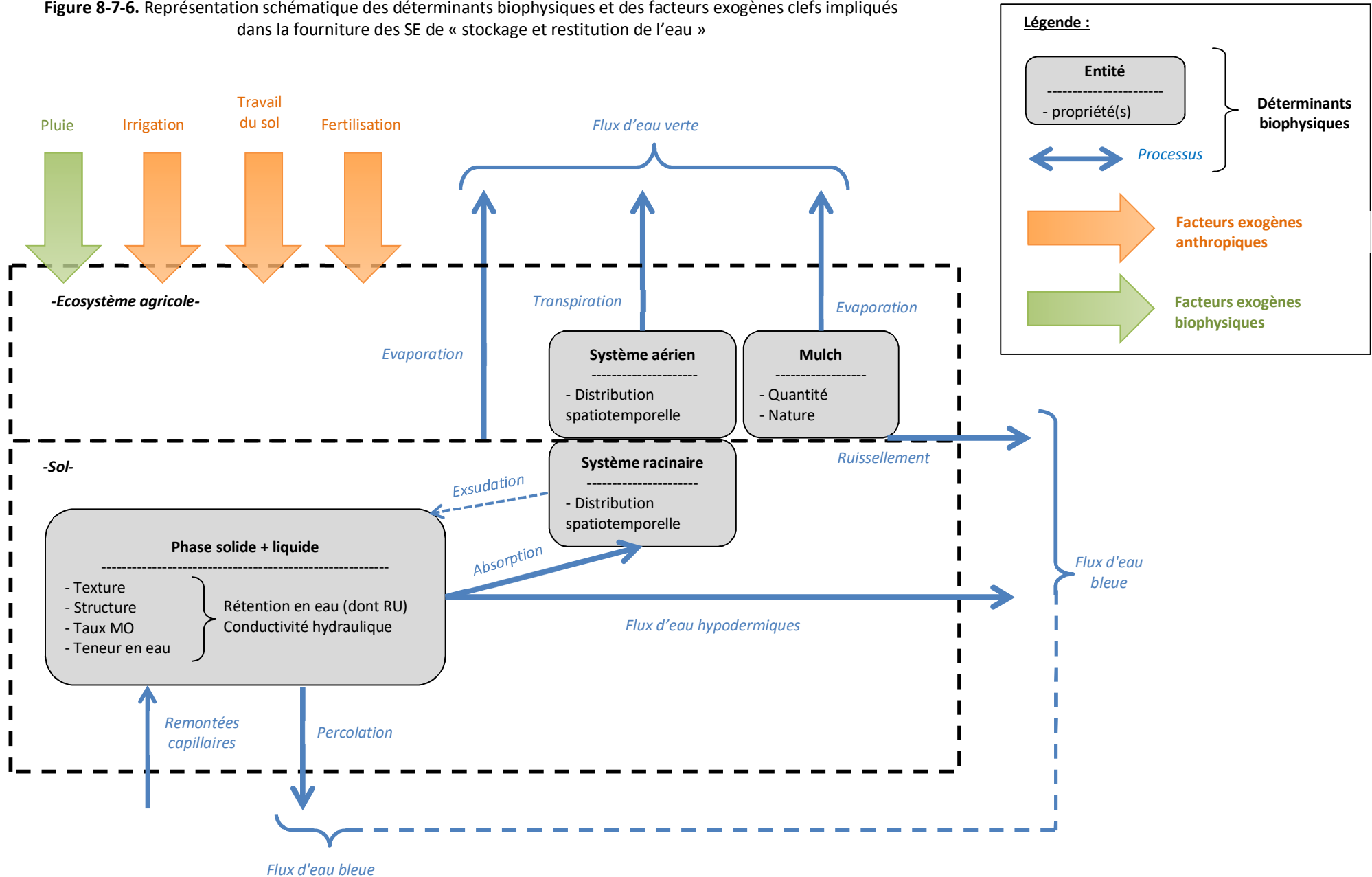
¹¹ D'ailleurs, les travaux récents sur l'impact du changement climatique sur les sécheresses montrent que la sécheresse édaphique, liée à une diminution de l'humidité du sol, s'aggraverait de façon plus intense et plus rapide que les sécheresses climatiques plus directement liées au déficit des précipitations (Soubeyrou *et al.*, 2011; Vidal *et al.*, 2012).

d'infiltration - permettent à l'eau de pluie de pénétrer dans le sol au lieu de ruisseler à la surface, mais cela ne préjuge pas du partage évaporation/infiltration qui dépend de la structure de l'ensemble des horizons. D'ailleurs, des exemples récents sur des forêts en climat de type tropical à saisonnalité marquée évoquent des situations où l'infiltration est faible alors que l'évapotranspiration est faible également, en raison de pratiques de travail du sol qui dégradent l'état de la surface (Krishnaswamy *et al.*, 2013). L'analyse de la littérature ne permet pas de dégager un consensus sur l'effet des pratiques de travail du sol sur le partage ruissellement/infiltration/évaporation dans les écosystèmes agricoles, car, d'une part, il est très dépendant de l'ensemble climat/système de culture et des pratiques de travail du sol elles-mêmes (ex. nature et conditions d'intervention), d'autre part, les effets de changements de pratiques de travail du sol sur la structure du sol ne s'expriment de façon stable qu'après plusieurs années (Bordes and Cousin, 2014).

- Les **pratiques d'irrigation, qui ont un statut particulier vis à vis des deux SE** analysés ici. En modifiant la teneur en eau du sol, l'irrigation influe sur les flux d'eau verte et d'eau bleue sortant de l'écosystème, le jour de l'apport et à plus ou moins court terme. De ce fait, elle influe sur le développement de la biomasse et donc sur les flux d'évapotranspiration. Il est important de noter que pour un type de pratiques d'irrigation donné (quantité et fréquence des apports d'eau), la capacité du sol à stocker et restituer de l'eau détermine l'efficacité de ces pratiques à répondre, en complément du SE rendu à l'agriculteur, aux besoins en eau des plantes cultivées. Dans certaines conditions, ces pratiques d'irrigation peuvent générer des flux d'eau bleue c.-à-d. augmenter les flux d'eau percolés à la base du sol. Ainsi par exemple, une pluie importante, dans les jours qui suivent un apport d'eau par irrigation, peut conduire à une percolation à la base du système racinaire.

La figure 8-7-6 représente les déterminants biophysiques et facteurs exogènes clefs impliqués dans la fourniture des deux SE de « stockage et restitution de l'eau ».

Figure 8-7-6. Représentation schématique des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes clés impliqués dans la fourniture des SE de « stockage et restitution de l'eau »



8.7.2. Evaluation biophysique du niveau de fourniture du SE

Expert coordinateur : Isabelle Cousin

Contributeur scientifique : Olivier Therond

Ingénierie de données : Eric Casellas, Julie Constantin, Anne Meillet, Thomas Poméon, Hélène Raynal

8.7.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation biophysique du SE

Stratégies d'évaluation définies dans la littérature

1. Indicateurs du programme MAES et du JRC

Les premiers travaux, notamment ceux conduits par le JRC pour cartographier les SE « d'approvisionnement en eau » à l'échelle européenne, définissent trois indicateurs (Maes *et al.*, 2011) : un indicateur de capacité « *Total area of inland water bodies and inland wetlands (ha)* », un indicateur de flux « *Total annual renewable freshwater supply (m3 year-1) by surface waters* » et un indicateur d'avantage « *Total annual freshwater consumption per sector* ». Ces trois indicateurs ne sont pas adaptés à l'évaluation des deux SE relatifs à la capacité de l'écosystème agricole à stocker et à restituer de l'eau, et le premier concerne uniquement l'eau bleue. De ce fait, nous ne retiendrons pas ces indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture de ces SE.

Suivant la classification CICES, le projet MAES propose quatre indicateurs¹² :

- Pour les SE « *Surface Water for drinking* » et « *Ground water for drinking* », les indicateurs sont respectivement le « *High Nature Value Farmland* », qui ne paraît pas spécifique de la capacité de l'écosystème agricole à stocker et à restituer de l'eau^{13,14}, et le « *Areas important for groundwater abstraction in agro ecosystems* », dont les auteurs reconnaissent qu'il est très difficile à calculer avec les données actuellement disponibles. Ces deux types d'indicateurs ne sont pas retenus pour l'étude car le premier est un indicateur trop indirect du SE et le second concerne les écosystèmes aquatiques, hors du périmètre de la présente étude.
- Pour le SE « *Groundwater for non-drinking purposes* », l'indicateur retenu est l'évaluation des volumes d'eaux souterraines, indicateur que nous ne retiendrons pas puisqu'il est hors du périmètre de la présente étude.
- Pour le SE « *Surface water for non-drinking purposes* », l'indicateur proposé par le MAES est le « *Water exploitation Index* » (WEI), ou indice d'exploitation WEI selon sa traduction française proposée par l'ONU. Cet indice est défini par l'Agence Européenne de l'Environnement de la façon suivante : « *The water exploitation index (WEI) is the mean annual total abstraction of freshwater divided by the mean annual total renewable freshwater resource at the country level, expressed in percentage terms.* »¹⁵. Cet indicateur synthétise le rôle de l'ensemble des écosystèmes mis en jeu pour stocker et restituer de l'eau, et nous ne le retiendrons pas pour cette étude puisque non spécifique aux écosystèmes agricoles.

2. Indicateurs du fonctionnement de l'écosystème agricole

Comme indiqué dans la section 8.7.1, le fonctionnement des écosystèmes du point de vue du stockage et de la restitution de l'eau, est classiquement abordé dans la littérature sous l'angle de l'eau verte et de l'eau bleue.

¹² <http://biodiversity.europa.eu/maes/mapping-ecosystems/indicators-for-provisioning-services-cropland-and-grassland>

¹³ En effet, le *High Nature Value Farmland* est défini de la façon suivante par (Andersen, E., 2003. Developing a high nature value farming area indicator. Final report. EEA, Copenhagen. : « [...] those areas in Europe where agriculture is a major (usually the dominant) land use and where agriculture sustains or is associated with either a high species and habitat diversity, or the presence of species of European conservation concern, or both ».

¹⁴ Une cartographie nationale de cet indicateur, réalisée par le JRC, est déjà disponible: Pointereau, P., Paracchini, M.L., Terres, J.M., Jiguet, F., Bas, Y., Biala, K., 2007. Identification of High Nature Value farmland in France through statistical information and farm practice surveys. JRC report.

¹⁵ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-freshwater-resources/use-of-freshwater-resources-assessment-2>

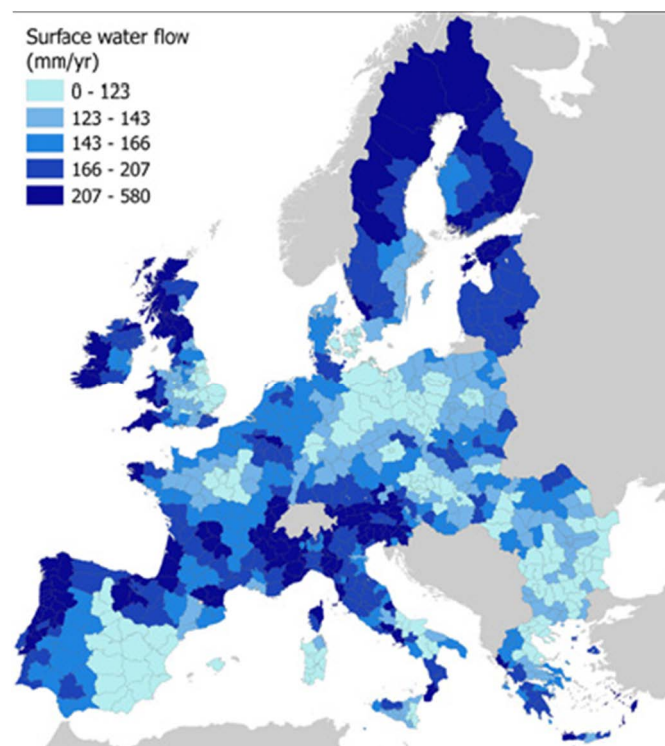
- *Quantité d'eau annuelle que l'écosystème agricole a effectivement restituée sous forme d'eau verte.*

La quantité restituée par l'écosystème sous forme d'eau verte correspond à la « **quantité d'eau évapotranspirée** » par la culture et par le sol. Cet indice, lorsqu'il est calculé à l'échelle annuelle, est utilisé par de nombreux auteurs, et notamment par Liu *et al.* (2009; 2013) qui l'appliquent spécifiquement dans le contexte des écosystèmes agricoles en tenant compte des types de cultures. Cependant, la quantité d'eau évaporée ne contribue pas directement à la production de la biomasse (l'agriculteur n'en dérive pas spécifiquement un avantage – voir section 8.7.1). Aussi, cet indice n'est pas pertinent dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles.

- *Quantité d'eau annuelle que l'écosystème a effectivement restituée sous forme d'eau bleue*

La quantité restituée sous forme d'eau bleue est la « **quantité d'eau annuelle percolée à la base du sol, ruisselée à la surface du sol et circulant via les écoulements hypodermiques** ». Elle est classiquement représentée par le « **Rendement en Eau** » (*Water yield*), défini par (Bangash *et al.*, 2013; Fan and Shibata, 2014) comme la différence entre la somme annuelle des précipitations et la quantité d'eau annuelle évapotranspirée. Dans les paysages où le type de sol et la pente conduisent éventuellement à du ruissellement, on peut également utiliser comme indicateur la « **quantité d'eau annuelle ruisselée** » (Liquete *et al.*, 2011). Cet indicateur est déjà disponible à l'échelle européenne, avec une résolution départementale pour le territoire national (Figure 8-7-7).

Figure 8-7-7. Quantité d'eau annuelle ruisselée, moyennée entre 1990 et 2003, d'après (Liquete *et al.*, 2011)



Indicateurs et méthodologie d'évaluation retenus dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles

Compte-tenu de l'analyse des indicateurs proposés dans la littérature, la **quantité d'eau transpirée par la culture de rente pendant sa période de croissance (entre le semis et la récolte)** et le **rendement en Eau annuel** sont les deux indicateurs retenus pour représenter respectivement les SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » et « stockage et restitution de l'eau bleue » dans EFESE-écosystèmes agricoles. Ils peuvent être évalués par une modélisation du bilan hydrique. Nous présentons ci-après la méthodologie de calcul, et les données à mobiliser pour la mettre en œuvre.

1. Quantification des variables nécessaires au calcul des indicateurs par simulation du bilan hydrique

Les variables nécessaires à l'évaluation du bilan hydrique sont, outre les variables biophysiques présentées ci-après : la **quantité d'eau pluviale**, la **teneur en eau du sol**, la **quantité d'eau évapotranspirée**, la **quantité d'eau ruisselée**, et la **quantité d'eau percolée à la base du sol** (les quantités d'eau s'écoulant *via* les flux hypodermiques ne sont pas considérés ci-après). En situation de culture irriguée, on ajoute également la **quantité d'eau apportée par irrigation**.

Ces variables constituent les composantes du **bilan hydrique** défini comme suit :

$$\Delta S = P + I - E - R - D \quad [8.7.1]$$

où ΔS représente la variation de stock d'eau dans le sol (que l'on évalue comme la différence entre la teneur en eau initiale et la teneur en eau à un instant t), P représente les précipitations, I représente la quantité d'eau apportée par irrigation, E représente la quantité d'eau évaporée (par le sol) et transpirée (par les plantes)¹⁶, R représente la quantité d'eau ruisselée (à la surface du sol), et D représente la quantité d'eau percolée à la base du sol.

Pour évaluer de façon précise les indicateurs définis précédemment, il convient de calculer ces variables de façon journalière, puis de les cumuler sur une année hydrologique. Ce pas de temps journalier permet ainsi de prendre en compte les interactions entre ces flux d'eau pendant des périodes clés, comme par exemple les périodes de pluie très abondantes dont les effets sur le ruissellement ou la percolation sont dépendants du développement et du type de cultures.

Ces termes du bilan hydrique sont calculés par des modèles décrivant les échanges sol-eau [cas du modèle SWAT employé par (Notter *et al.*, 2012; Fan and Shibata, 2014) ou du modèle BCM employé par (Byrd *et al.*, 2015) par exemple] ou des modèles de cultures [cas du modèle EPIC employé par (Liu *et al.*, 2009) par exemple, ou du modèle CROPWAT employé par (Quinteiro *et al.*, 2015)]. Dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles, nous avons choisi d'utiliser le modèle de culture **STICS** (Brisson *et al.*, 2002), développé par l'Inra, qui calcule les composantes du bilan hydrique (cf. Annexe 8-A). Pour réaliser l'évaluation sur l'ensemble du territoire national, nous employons ce modèle dans sa version manipulant le bilan hydrique de la façon la plus simple, c'est-à-dire : i) dans des situations à plat et sans pente, ce qui ne produit donc pas de ruissellement et de flux latéraux, et ii) en ne tenant compte ni des écoulements préférentiels (voir paragraphe suivant) ni des remontées capillaires (dont les équations sont actuellement difficilement paramétrables de façon réaliste sur l'ensemble du territoire). Ces choix sont liés au fait que, dans cette étude, la variabilité de la topographie au sein de chaque unité pédoclimatique n'est pas prise en compte. Ces choix de modélisation ne permettent pas de représenter les situations de pente importante ou de sols très battants pendant une période pluvieuse d'interculture (Cf. section 8.5).

Notons qu'à des échelles très locales, des modèles tenant compte des écoulements préférentiels, qui contribuent à une réalimentation plus rapide de la zone sous-racinaire, pourraient s'avérer plus performants que la version du modèle STICS utilisée dans cette étude. Ces écoulements préférentiels sont à prendre en compte notamment dans des sols très fissurés, ou dans des sols où l'activité lombricienne est très intense sur l'intégralité du profil de sol. Ces modèles, dont une revue est disponible dans Simunek *et al.* (2003), décrivent explicitement les écoulements préférentiels en partitionnant l'espace poreux en deux types de zones, certaines pour lesquelles les transferts sont lents, et d'autres pour lesquelles des pores d'assez grande taille permettent des transferts plus rapides. Cependant la mise en œuvre de ce type de modèle nécessitant des données fines et précises sur les sols n'est pas envisageable actuellement sur l'ensemble de la France et dans le cadre des moyens disponibles dans EFES-écosystèmes agricoles. C'est également le cas pour l'utilisation de la version du modèle STICS représentant les effets de ces « macroporosités », dont le paramétrage n'est actuellement réaliste que sur un nombre très limité de situations.

¹⁶ Dans le cas particulier de l'évapotranspiration, la méthode InVEST (<http://www.naturalcapitalproject.org/invest/>) est utilisée par plusieurs auteurs (Bangash *et al.*, 2013; Hamel and Guswa, 2015) et permet un calcul direct de l'évapotranspiration. L'analyse de données temporelles de télédétection peut également être mise en œuvre (Karimi and Bastiaansen, 2015).

2. Evaluation des indicateurs à partir des données d'intérêt

Les termes du bilan hydrique évalués par STICS permettent de calculer les deux indicateurs retenus pour les SE de « stockage et restitution de l'eau » et prendre en compte les effets de l'irrigation sur les différents flux d'eau étudiés.

1. Quantité d'eau transpirée par la culture de rente pendant sa période de croissance (entre le semis et la récolte)

Cet indicateur est une sortie directe du modèle STICS.

2. Rendement en Eau annuel (Rdt)

Il est évalué, avec les variables définies à l'équation [8.7.1.] de la façon suivante :

$$\text{Rdt} = P - E (+ I) \quad [8.7.2]$$

où P représente la quantité d'eau annuelle apportée par la pluie, E représente les quantités d'eau annuelles évaporée par le sol, évaporée par le mulch, et transpirée par l'ensemble des cultures présentes pendant la période d'évaluation. I représente la quantité d'eau annuelle apportée par l'irrigation. Elle permet d'analyser l'effet de ce type de pratique.

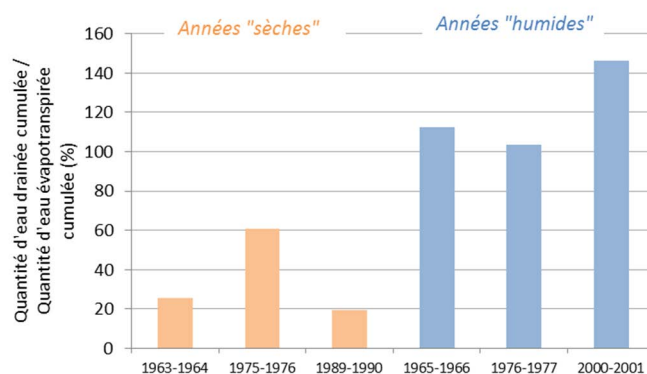
Ce calcul est réalisé sur l'année hydrologique, soit du 1^{er} septembre d'une année *n* au 31 août de l'année *n+1*.

On notera ici que la *quantité d'eau transpirée par la culture de rente pendant sa période de croissance* (indicateur 1) et la *quantité d'eau annuelle transpirée par l'ensemble des cultures présentes du 1^{er} septembre au 31 août* (variable nécessaire au calcul de l'indicateur 2) sont des variables différentes.

3. Données disponibles pour la modélisation, échelles spatiales et stratégies pour des évaluations pluriannuelles

Les données d'entrée « sol » nécessaires à l'utilisation de modèles pour l'évaluation des indicateurs du SE sont disponibles, à différentes échelles, dans les bases de données sol disponibles auprès de l'US INRA Infosol (voir section 8.4.5). Une vigilance particulière concerne le choix (et le nombre) des années climatiques qui permettront d'évaluer des moyennes interannuelles des indicateurs mentionnés plus haut, tout particulièrement pour prendre en compte la variabilité des flux d'eau percolée et évapotranspirée et du possible antagonisme biophysique entre ces deux flux. En effet, dans leur analyse de sensibilité concernant l'utilisation de la Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000, Le Bas *et al.* (2015) montrent que le rapport entre quantité d'eau percolée cumulée et quantité d'eau évapotranspirée cumulée est fortement dépendante du climat (Figure 8-7-8) : en année « sèche », la proportion d'eau pluviale évapotranspirée est nettement supérieure à la proportion d'eau drainée, alors que l'on observe le contraire pour des années « humides ». Afin d'appréhender la variabilité de ces flux et de leur relation les simulations avec STICS sont conduites au pas de temps journalier sur 30 années climatiques passées, 1984 à 2013, à la résolution d'unité spatiale correspondant au croisement des unités cartographiques de sols de la carte des sols au 1/1 000 000 et des mailles SAFRAN de description du climat (8 x 8 km) de Météo-France.

Figure 8-7-8. Rapport entre la quantité d'eau percolée annuelle et la quantité d'eau évapotranspirée annuelle pour un ensemble de simulations réalisées sur une unité de la Base de Données Géographique des Sols de France pour une culture de blé (d'après Le Bas *et al.*, 2015).



4. Le cas de l'irrigation

Dans certaines régions à fort déficit hydrique, les pratiques agricoles actuelles incluent l'irrigation : c'est le cas, classiquement, de la culture de maïs grain ou fourrage dans le grand Sud-Ouest ou en Alsace par exemple. Pour évaluer le niveau de SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » effectivement rendu par l'écosystème agricole, c.-à-d. en l'absence d'apports extérieurs d'eau (par irrigation), le calcul des indicateurs est réalisé à partir de l'analyse de simulations dites « artefact », où l'on simule la croissance de la culture et les flux d'eau associés sans apport d'eau par irrigation. Dans un deuxième temps, les niveaux de transpiration et de rendement en eau ainsi estimés sont comparés à ceux simulés pour les pratiques « actuelles », c.-à-d., avec irrigation sur maïs pour les systèmes comportant ce type d'usage du sol. La comparaison des indicateurs calculés « avec artefact » et « en situation réelle » permet d'évaluer la part de l'eau transpirée par la culture de rente fournie par l'irrigation (relativement à celle restituée par l'écosystème) et d'analyser les effets des pratiques d'irrigation sur les flux d'eau. Notons que, pour d'autres SE quantifiés à l'aide du modèle STICS, d'autres types d'artefacts ont été simulés (Cf. Annexe 8-A). L'analyse des SE relatifs à la capacité de l'écosystème agricole à stocker et restituer de l'eau est conduite sans la prise en compte de ces éventuels autres artefacts.

8.7.2.2. Stratégie retenue pour l'évaluation biophysique du SE

Les deux indicateurs retenus pour ce service sont :

- la quantité d'eau transpirée par la culture de rente
- le rendement en eau¹⁷.

Les trois grands types de questions auxquelles l'analyse cherche à répondre sont les suivants :

1. Quels sont les valeurs et/ou les ordres de grandeur des 3 indicateurs de SE ? Comment ces indicateurs varient-ils en fonction de la culture, de la séquence de culture (y.c. les couverts intermédiaires), des caractéristiques du sol, et des caractéristiques du climat ? Quelle est la distribution spatiale des niveaux de fourniture des deux SE évalués ?
2. Dans quelle mesure la présence de cultures intermédiaires détermine-t-elle le niveau de fourniture des SE ?
3. Quels sont les effets de l'irrigation sur les flux d'eau verte et bleue ?

Pour chaque indicateur, l'analyse est conduite selon trois axes en lien avec les déterminants principaux potentiels du SE :

- **L'effet de la séquence de culture** ; pour analyser cet effet, nous utilisons une typologie relative à la durée des séquences de culture : monocultures, rotations « de durée moyenne », c'est-à-dire inférieures ou égales à trois ans, rotations « de durée longue », c'est-à-dire supérieures ou égales à quatre ans ; nous analysons également l'effet de la présence ou non de cultures intermédiaires dans la rotation. Les figures 8-7-9 et 8-7-10 présentent l'organisation spatiale de ces typologies. On notera que les cultures intermédiaires ne sont pas présentes pour toutes les unités de simulation, notamment en Alsace, dans la région climatique dite « Bassin du Sud-Ouest » et sur les quelques unités de simulation localisées dans la région climatique de type « méditerranéen franc » (voir ci-dessous et figure 8-7-13), puisque ces régions sont essentiellement conduites en monocultures. Les rotations de durée intermédiaires sont localisées essentiellement au Nord de la région Centre et sur une ceinture Nord Bourgogne, Sud-Est de Champagne-Ardenne et Est de la Lorraine. Les rotations longues sont peu fréquentes.

- **L'effet du sol ou de ses propriétés** ; pour analyser le rôle du déterminant « sol », nous utilisons la caractéristique « Réserve Utile Maximale (RUM) du sol » (Figure 8-7-11). Celle-ci s'appuie sur la carte des sols au 1/100000, et l'un des déterminants importants de cette RUM est la texture de l'horizon de surface (Figure 8-7-12). La répartition de la RUM selon les classes « < 40 mm ; 40-80 mm ; 80-120 mm ; > 120 mm » a été déterminée sur la base de la distribution des RUM des unités pédoclimatiques sur lesquelles sont réalisées les simulations STICS. Elle permet de discriminer des sols à très faible réserve en eau (< 40 mm), localisés très

¹⁷ La quantité d'eau annuelle percolée à la base du sol et ruisselée à la surface du sol est également calculée et analysée comme variable intermédiaire pour interpréter le rendement en eau. Nous n'en présentons pas les résultats ici.

ponctuellement sur les unités de simulation en grandes cultures notamment en Languedoc-Roussillon, des sols à réserve en eau importante (> 120 mm) ; essentiellement dans le Nord de la France et dans le Sud-Ouest.

- **L'effet des caractéristiques du climat** ; pour analyser le rôle du climat, nous utilisons la typologie en huit grands types de climats proposée par Joly *et al.* (2010) (Figure 8-7-13 et Encadré 8-7-1). Cette typologie est construite sur l'analyse des précipitations annuelles et de la température de l'air annuelle. Pour notre analyse, elle discrimine, par exemple, le « climat du Bassin du Sud-Ouest » (type 7) où les cultures simulées par le modèle sont majoritairement de type Blé - tournesol - maïs et le « climat méditerranéen franc » (type 8) où la culture simulée est majoritairement du blé. On notera qu'il n'y a pas d'unité de simulation avec des cultures intermédiaires en climat méditerranéen franc (type 8) (Figures 8-7-9 et 8-7-13).

Ces trois typologies d'analyse ne sont pas indépendantes et, pour chaque indicateur, on restitue les résultats de l'analyse selon la ou les typologie(s) le(s) plus pertinente(s). On notera que les unités de simulation où l'on simule du maïs irrigué dans la séquence de culture sont localisées essentiellement en région Alsace, en climat semi-continentale (type 2), et en région Sud-Ouest, en climat océanique (type 4) et de climat « type du Sud-Ouest » (type 7) (Figure 8-7-14). Dans le Sud-Ouest, cela correspond de plus à des surfaces où la RUM est comprise en 40 et 80 mm.

Encadré 8-7-1. Les différents types de climat en France selon Joly *et al.* (2010)

Type 1 : les climats de montagne - Les influences montagnardes et/ou semi-continentales y sont prépondérantes, c'est-à-dire que le cumul de précipitation est élevé, avec une forte variabilité interannuelle des précipitations du mois de juillet. La température moyenne est inférieure à 9,4°C. Ce climat s'étend sur l'ensemble des zones de montagne.

Type 2 : le climat semi-continentale et le climat des marges montagnardes – ces climats regroupent les zones de périphérie montagnarde, avec des températures moins froides qu'en montagne, et des précipitations légèrement plus faibles. Ils s'étendent en Bourgogne, Alsace et Lorraine.

Type 3 : Le climat océanique dégradé des plaines du Centre et du Nord - Les précipitations sont faibles (moins de 700 mm de cumul annuel), surtout en été, et la variabilité interannuelle des précipitations est faible. Les températures sont intermédiaires (environ 11°C en moyenne annuelle) mais leur variabilité interannuelle est élevée. Ce climat s'étend sur l'ensemble du Bassin Parisien, dans la vallée moyenne de la Loire, le Nord du Massif central et la vallée de la Saône.

Type 4 : Le climat océanique altéré (transition entre le climat océanique franc de type 5 et le climat océanique dégradé de type 3) - Les précipitations moyennes cumulées sont de l'ordre de 800 à 900 mm et tombent surtout l'hiver, l'été étant assez sec. La température moyenne annuelle est assez élevée (12,5°C). Ce climat s'étend, d'une part, le long d'une fine bande entre le Nord-Pas-de-Calais et la Normandie et, d'autre part, vers le sud-ouest du Massif central et le nord des Pyrénées.

Type 5 : Le climat océanique franc - Les précipitations sont annuellement abondantes (un peu plus de 1000 mm) : elles sont fréquentes en hiver, avec une forte variabilité interannuelle. L'été est également pluvieux mais les cumuls sont réduits. Les températures sont modérées, avec de faibles amplitudes annuelles. Ce climat s'étend en bordure de la mer du Nord, en Normandie, Bretagne, Vendée, Charentes.

Type 6 : Le climat méditerranéen altéré - Les précipitations moyennement abondantes (800-950 mm) mais réparties très inégalement au cours de l'année : l'automne et l'hiver sont humides (avec des variabilités interannuelles cependant), tandis que l'été est sec. La température moyenne annuelle est élevée, et l'été est toujours chaud. Ce climat s'étend sur les Alpes de Haute-Provence et la Drôme, en Ardèche, et entre les Pyrénées et l'Hérault.

Type 7 : Le climat du Bassin du Sud-Ouest - Les précipitations sont peu abondantes en cumul annuel (moins de 800 mm), avec une faible variabilité interannuelle ; leur intensité est faible l'hiver (précipitations océaniques) et plus élevées l'été (perturbations orageuses venant de l'Espagne ou du golfe de Gascogne). La température moyenne annuelle est élevée (supérieure à 13°C), avec une forte amplitude thermique annuelle. Ce climat est centré sur le bassin moyen de la Garonne/

Type 8 : Le climat méditerranéen franc - Les caractères climatiques de ce climat sont très tranchés, plus que dans chacun des sept précédents types. Le cumul annuel des précipitations est faible avec un été aride mais un hiver plutôt bien arrosé malgré un faible nombre de jours de pluie. Les températures annuelles sont élevées, associées à des jours froids rarissimes et des jours chauds fréquents. Ce climat s'étend en bordure de la Mer Méditerranée, en Camargue, dans la Vallée du Rhône jusque dans la Drôme.

Figure 8-7-9. Identification des unités pédoclimatiques EFESE-EA pour lesquelles des cultures intermédiaires ont été simulées dans la rotation

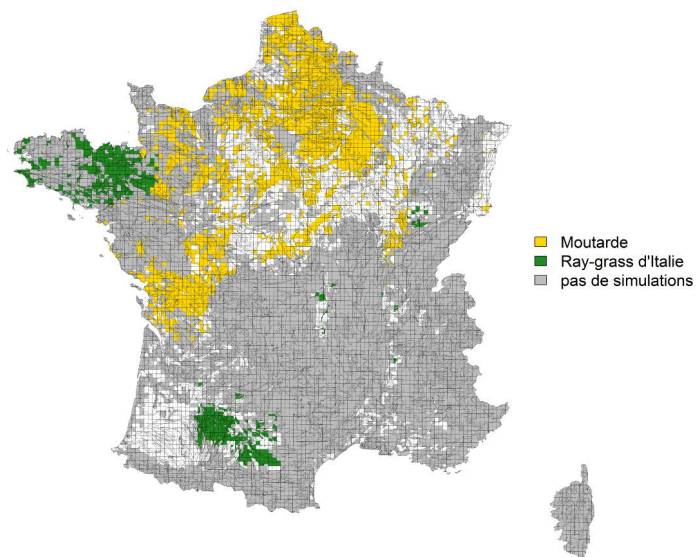


Figure 8-7-10a. Proportion de monocultures simulées dans chaque unité pédoclimatique EFESE-EA

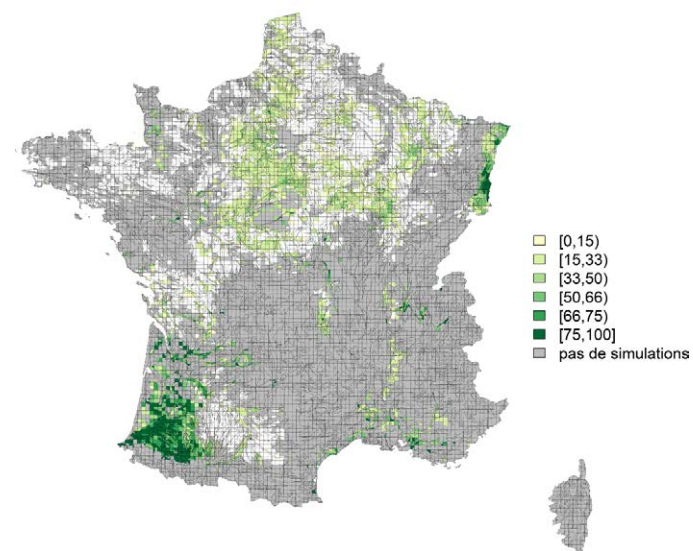


Figure 8-7-10b. Proportion de séquences de cultures simulées dont la durée est 2 à 3 ans dans chaque unité pédoclimatique EFESE-EA

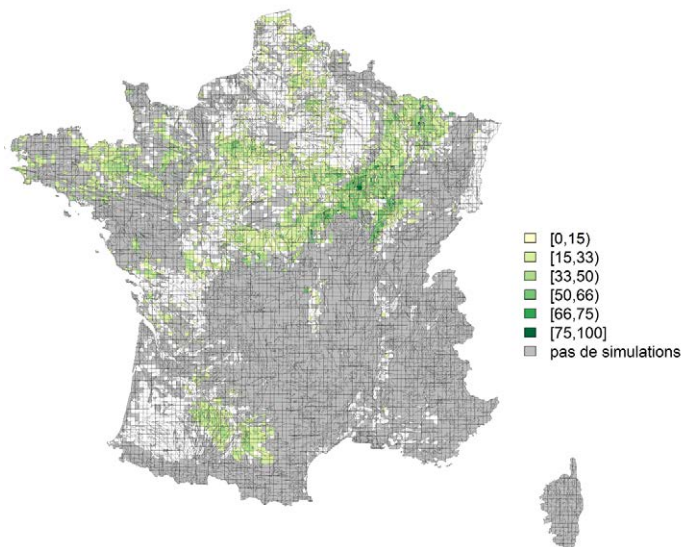


Figure 8-7-10c. Proportion de séquences de cultures simulées dont la durée est supérieure ou égale à 4 ans dans chaque unité pédoclimatique EFESE-EA

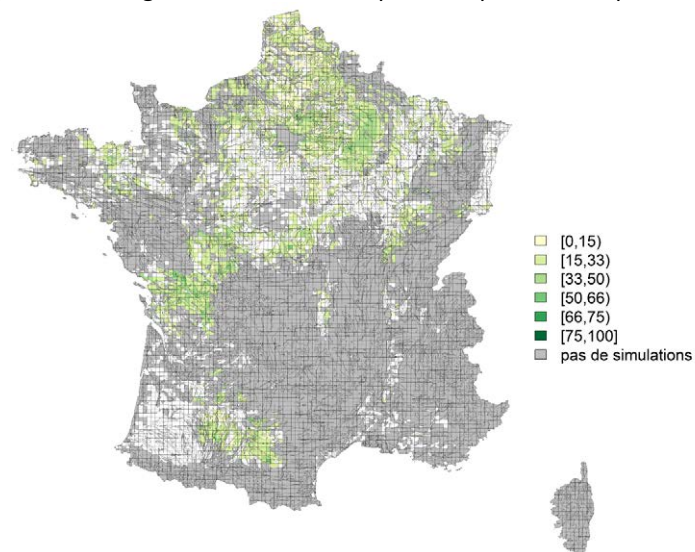


Figure 8-7-11. Réserve en Eau Maximale des sols (RUM) moyenne dans chaque unité pédoclimatique EFESE-EA

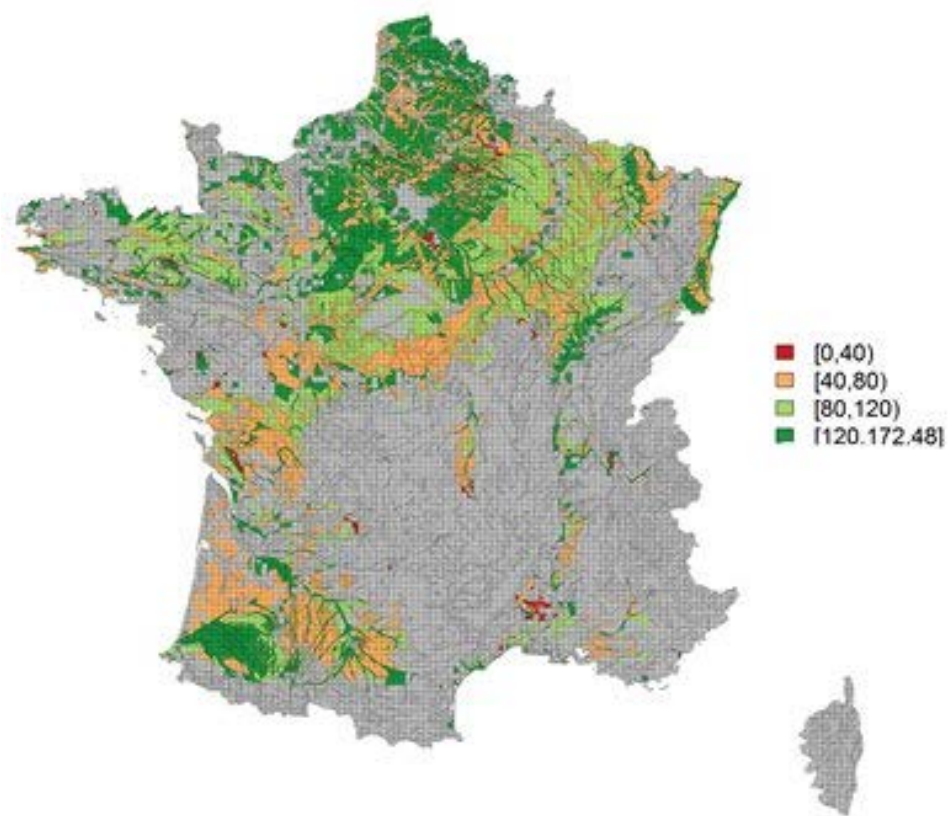
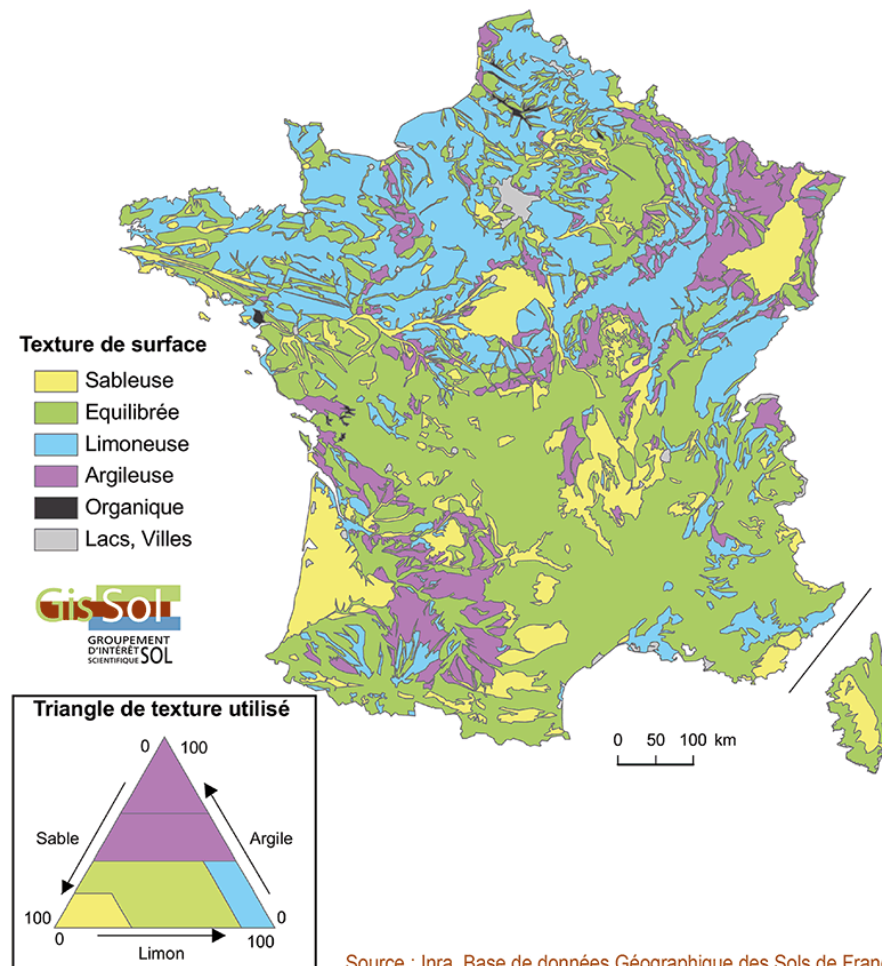


Figure 8-7-12. Les 5 classes de texture dominante de l'horizon de surface des sols de France (Inra, 1998)



Source : Inra, Base de données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000, 1998.
<https://www.gissol.fr/donnees/cartes/la-texture-des-horizons-superieurs-du-sol-en-france-metropolitaine-1883>

Figure 8-7-13. Les 8 grands types de climat en France (Joly *et al.*, 2010)

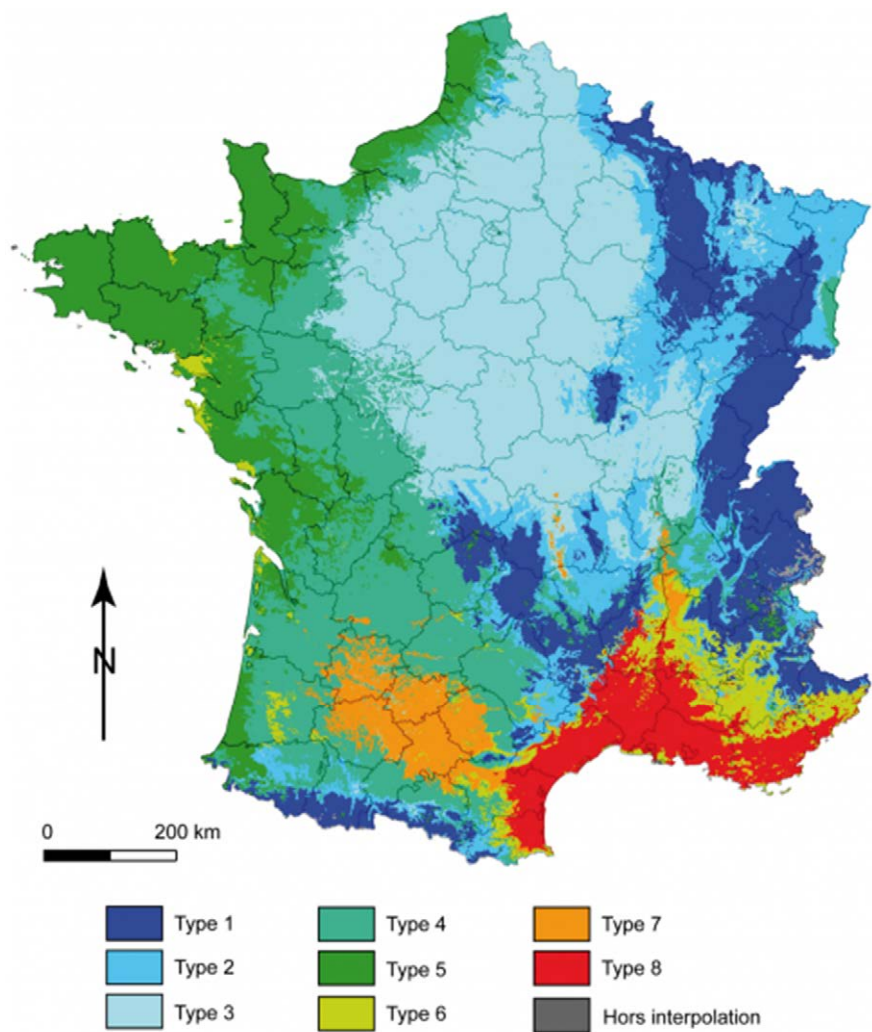
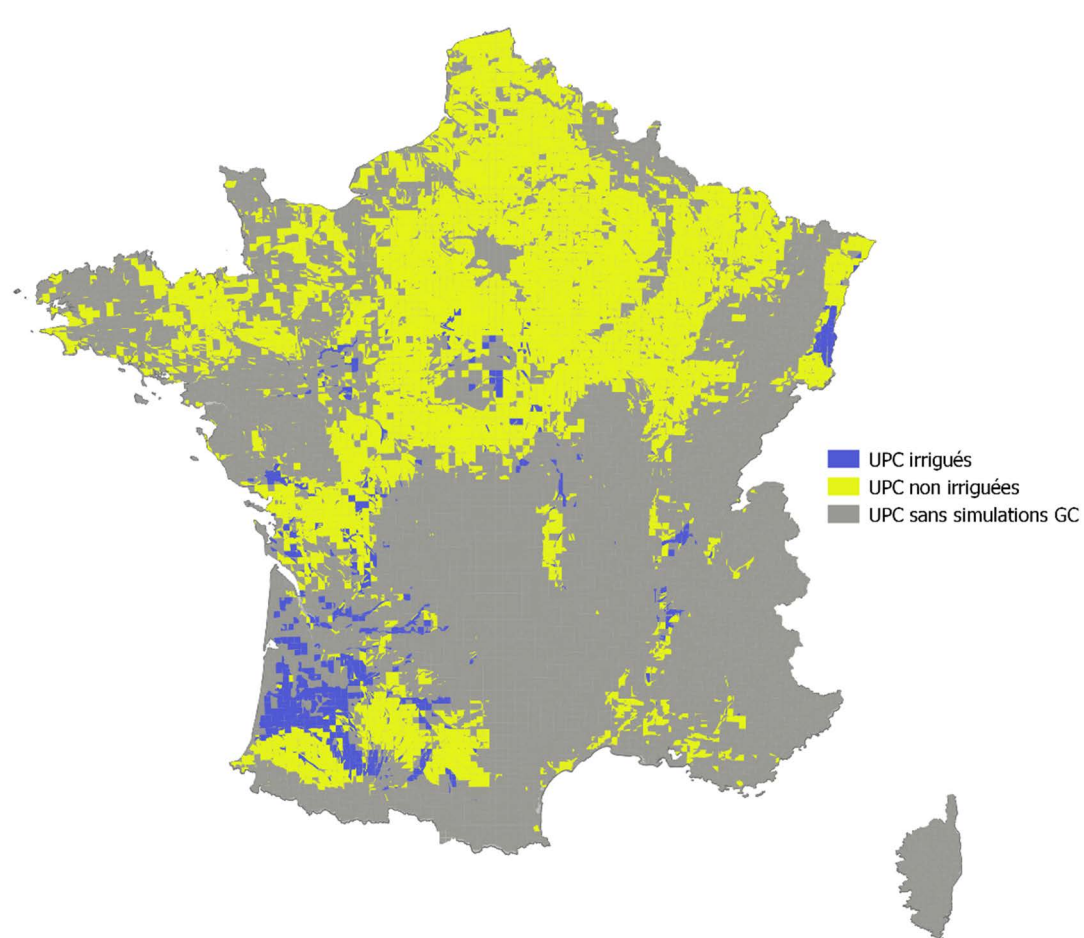


Figure 8-7-14. Unités pédoclimatiques EFESE-EA dans lesquelles l'irrigation du maïs est simulée



8.7.2.3. Analyse des résultats

Evaluation du niveau de SE effectivement rendu par l'écosystème

Nous présentons ci-après l'analyse des résultats des simulations réalisées dans les situations où les cultures sont non irriguées, y compris dans les zones où elles sont classiquement irriguées (c'est le cas, par exemple, du maïs dans la région Sud-Ouest, sous les climats de types 4 à 7). Les pratiques agricoles autres que l'irrigation (pratiques de fertilisation, par exemple) ne sont pas modifiées (simulation factorielle, « toutes choses égales par ailleurs ») (Cf. Annexe 8-A).

1. SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées »

Sur l'ensemble des UPC considérées, la quantité moyenne d'eau transpirée annuellement par la culture de rente varie de 63 à 295 mm (moyenne de 153 mm).

La transpiration de la culture de rente exprimée en fonction de la RUM varie de 94 à 182 mm en moyenne selon les classes de RUM, pour l'ensemble des unités pédoclimatiques (Figure 8-7-15¹⁸), avec des valeurs extrêmes de 62 mm à 300 mm. Elle est d'autant plus faible que la RUM du sol est faible. On constate également que la variabilité de l'indicateur (exprimée par la différence entre les espaces interquartiles des box-plots), est du même ordre de grandeur pour toutes les valeurs de RUM (de 17 à 20 mm), même si les valeurs extrêmes les plus basses concernent les très faibles RUM et les valeurs extrêmes les plus hautes concernent les sols qui présentent une RUM élevée.

L'expression de la transpiration en fonction de la séquence de culture montre que celle-ci est de l'ordre de 150 mm en moyenne quelle que soit la longueur de la séquence, mais que cet indicateur est le plus variable pour les monocultures, et le moins variable pour les séquences de longueur intermédiaire. Il est important de noter que ce SE étant évalué en moyenne annuelle sur une période de 30 ans pendant laquelle les séquences de culture sont enchaînées, son niveau est directement lié à la nature de la culture ou des cultures composant la séquence. Ainsi, par exemple, toutes choses égales par ailleurs, le niveau moyen de transpiration associée à une monoculture de maïs sera différent de celui associé à une rotation blé-tournesol.

La transpiration dépend peu du type de climat : elle varie de 140 à 160 mm en moyenne selon les types de climat ; on notera cependant que pour le climat de type 7 (« climat du Bassin du Sud-Ouest »), la transpiration est notablement plus élevée : ce point est à mettre en relation avec la nature des cultures réalisées (comme par exemple le maïs) et les caractéristiques de ce type de climat, où les précipitations sont plus abondantes en été qu'en hiver, et où la température est plus élevée. Ces conditions météorologiques sont donc favorables à la conduite de cultures de printemps (Joly *et al.*, 2010).

L'analyse spatiale des valeurs de la transpiration nuance les observations par type de climat : elle est en effet à la fois la plus élevée et la plus faible dans le Sud-Ouest, où le climat peut être à la fois « océanique altéré » (type 4) ou « du Sud-Ouest » (type 7). La transpiration est également ponctuellement plus élevée en Alsace, et dans le nord du Bassin Parisien, où les précipitations sont importantes (Figure 8-7-16).

¹⁸ Pour les figures 8-7-15, -17, -19, -21, -22 et -24, les box-plots sont construits de la manière suivante :

- la valeur centrale (trait gras) du graphique représente la médiane ;
- les bords inférieurs et supérieurs du rectangle symbolisent respectivement la valeur maximale du 1^e et du 3^e quartile (50 % des observations se trouvent à l'intérieur du rectangle) ;
- les extrémités des moustaches symbolisent la distribution des 95 % des observations situées entre moins 2 écarts types et plus deux écarts types de la moyenne.
- la moyenne ne figure pas dans ces graphes et est citée uniquement dans le texte

Figure 8-7-15. Transpiration annuelle moyenne de la culture de rente (en mm) évaluée pour des systèmes de culture sans irrigation (y compris dans les UPC où les cultures sont classiquement irriguées)

Données présentées en fonction de la Réserve en eau Utile Maximale du sol (a.), de la longueur de la séquence de culture (b.) et du type de climat (c.). (Voir le paragraphe 8.7.2.2 pour les labels des classes de climat ; le climat de type 0 représente quelques unités de simulation où la définition du climat n'était pas possible)

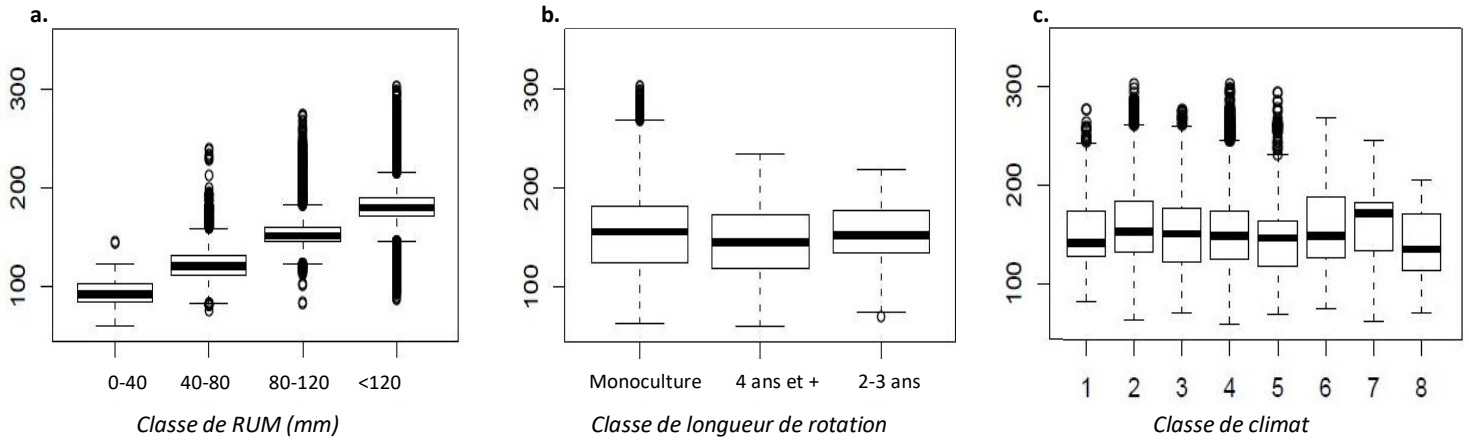
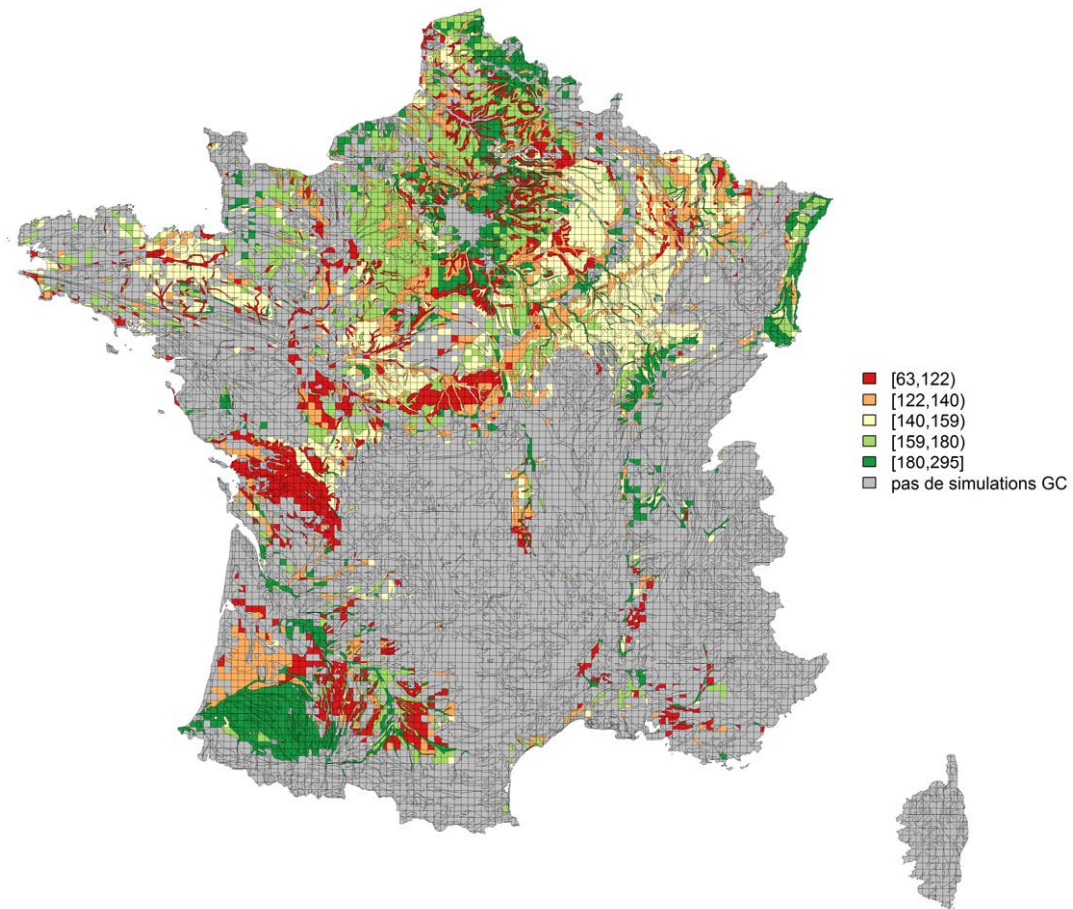


Figure 8-7-16. Carte de la transpiration annuelle moyenne des cultures de rente (en mm) des systèmes de culture sans irrigation (y compris dans les UPC où les cultures sont classiquement irriguées)

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-EA
 Unités pédoclimatiques grisées = pas de simulation "grandes cultures"
 Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



2. SE « stockage et restitution de l'eau bleue »

Toutes UPC "grandes cultures" confondues, le rendement en eau annuel varie de 55 à 1119 mm/ha, avec une moyenne de 315.

Le **rendement en eau** est d'autant plus élevé que la RUM est faible : il est de l'ordre, en moyenne, de 300 mm, pour des RUM supérieures à 120 mm, et de l'ordre de 430 mm pour les RUM inférieures à 40 mm (Figure 8-7-17). Les sols les plus épais peuvent stocker plus d'eau : ils sont ainsi favorables à la transpiration et à la production de biomasse, mais l'évaluation de l'évaporation montre qu'ils sont également plus sensibles à la perte en eau par évaporation, ce qui concourt *in fine* à un rendement en eau plus faible sur ces types de sol. On note également que la variabilité du rendement en eau est importante, avec des espaces interquartiles de 130 mm (pour une RUM comprise entre 40 et 80 mm) à 240 mm (pour une RUM inférieure à 40 mm).

L'expression du rendement en eau en fonction de la longueur de la séquence de culture montre que celui-ci est de l'ordre de 300 mm en moyenne ; il est d'autant plus variable que la séquence est courte.

Le rendement en eau moyen en fonction du climat est particulièrement contrasté, de 200 mm en moyenne pour le climat « du Bassin du Sud-Ouest » (type 7) jusqu'à 500 mm en moyenne pour le climat montagnard (type 1), où les précipitations élevées, les températures faibles, et les sols courts sont favorables à la percolation de l'eau à la base du sol, ce que confirment par ailleurs les évaluations de la quantité d'eau drainée à la base du sol.

L'analyse spatiale des valeurs du rendement en eau montre que celui-ci est faible en Alsace, en de nombreux points du Bassin Parisien, au Nord de la région Poitou-Charentes, et ponctuellement dans le Bassin du Sud-Ouest. Il peut être ponctuellement élevé en Bretagne et au Sud de la Garonne, dans des unités de simulation où la RUM est localement élevée (Figure 8-7-18).

On retiendra donc, aussi bien pour l'indicateur « transpiration de la culture de rente entre le semis et la récolte » que pour l'indicateur « rendement en eau », que la typologie basée sur la Réserve en Eau Utile Maximale des sols est pertinente pour interpréter les résultats : la transpiration est d'autant plus élevée et le rendement en eau d'autant plus faible en moyenne que la RUM est élevée. La typologie basée sur l'analyse du climat, si elle s'avère utile pour la description de l'indicateur « rendement en eau », est moins pertinente pour l'analyse de la transpiration de la culture de rente. La longueur de la rotation a peu d'effet sur les valeurs médianes de la transpiration et du rendement en eau, mais, pour ces deux indicateurs, la variabilité tend à être d'autant plus élevée que la rotation est courte. Enfin, les valeurs des indicateurs sont difficiles à interpréter dans une typologie par classe de climat, mais on note que le rendement en eau est beaucoup plus sensible aux types de climat que ne l'est la transpiration.

Figure 8-7-17. Rendement en eau annuel moyen évalué pour des systèmes de culture *sans irrigation* (y compris dans les unités pédoclimatiques où les cultures sont classiquement irriguées)

Données présentées en fonction de la Réserve en eau Utile Maximale du sol (a.), de la longueur de la séquence de culture (b.) et du type de climat (c.). (Voir le paragraphe 8.7.2.2 pour les labels des classes de climat ; le climat de type 0 représente quelques unités de simulation où la définition du climat n'était pas possible)

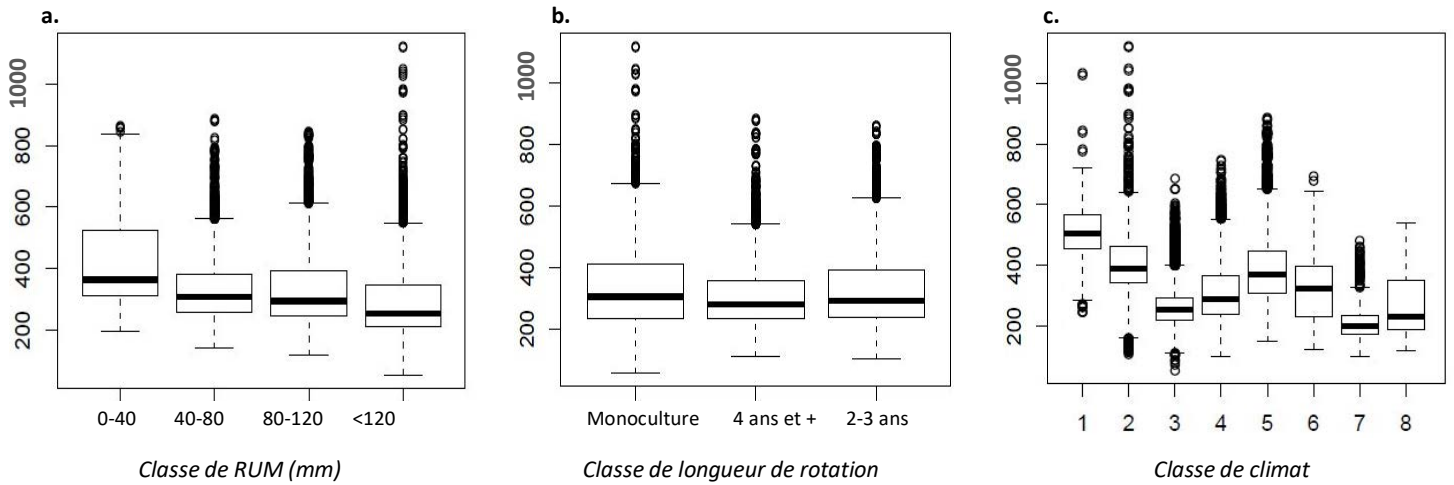
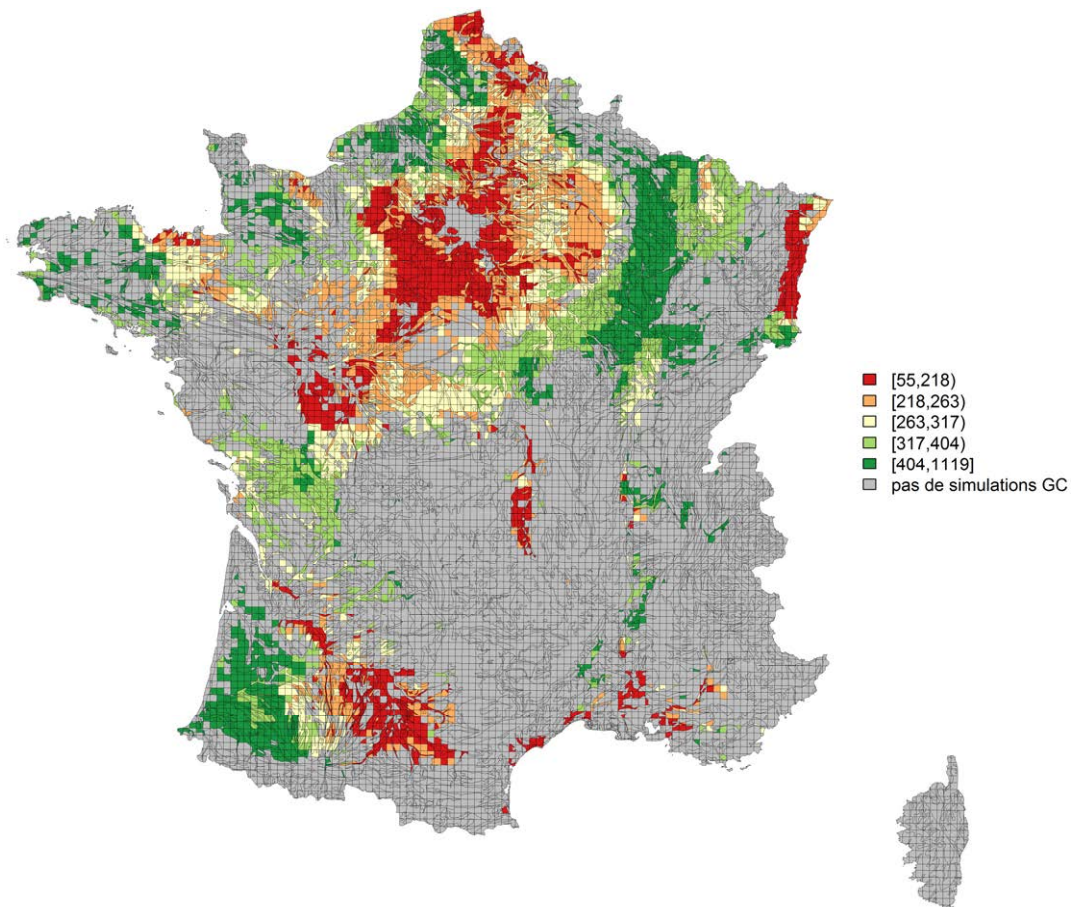


Figure 8-7-18. Carte du rendement en eau annuel moyen évalué pour des systèmes de culture *sans irrigation* (y compris dans les unités pédoclimatiques où les cultures sont classiquement irriguées)

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-EA
 Unités pédoclimatiques grisées = pas de simulation "grandes cultures"
 Les classes de valeurs correspondent aux quintiles.



Evaluation des effets de l’irrigation sur les flux d’eau dans l’écosystème

Pour analyser les effets de l’irrigation sur les flux d’eau, on compare ici les niveaux de transpiration et rendement en eau des écosystèmes avec du maïs irrigué, avec les niveaux de SE effectivement rendu par ces mêmes écosystèmes agricoles c.-à-d. les niveaux de transpiration et de rendement en eau permis par l’écosystème sans irrigation.

On rappelle ici que, dans le plan de simulation d’EFESE-écosystèmes agricoles, par souci de simplification, seul le maïs est simulé avec une irrigation. Du fait du manque de données sur les dates et doses d’irrigation par année et par situation pédoclimatique, l’irrigation est simulée selon un protocole automatique dans le modèle STICS : elle est déclenchée automatiquement en fonction d’un indicateur de stress hydrique, de manière à couvrir 85% des besoins de la culture (Cf. Annexe 8-A). La figure 8-7-14 présente les unités de simulation contenant des séquences de culture avec du maïs irrigué. Les résultats des simulations des systèmes de culture actuels (avec irrigation) sont présentés en complément en fin de section 8.7.

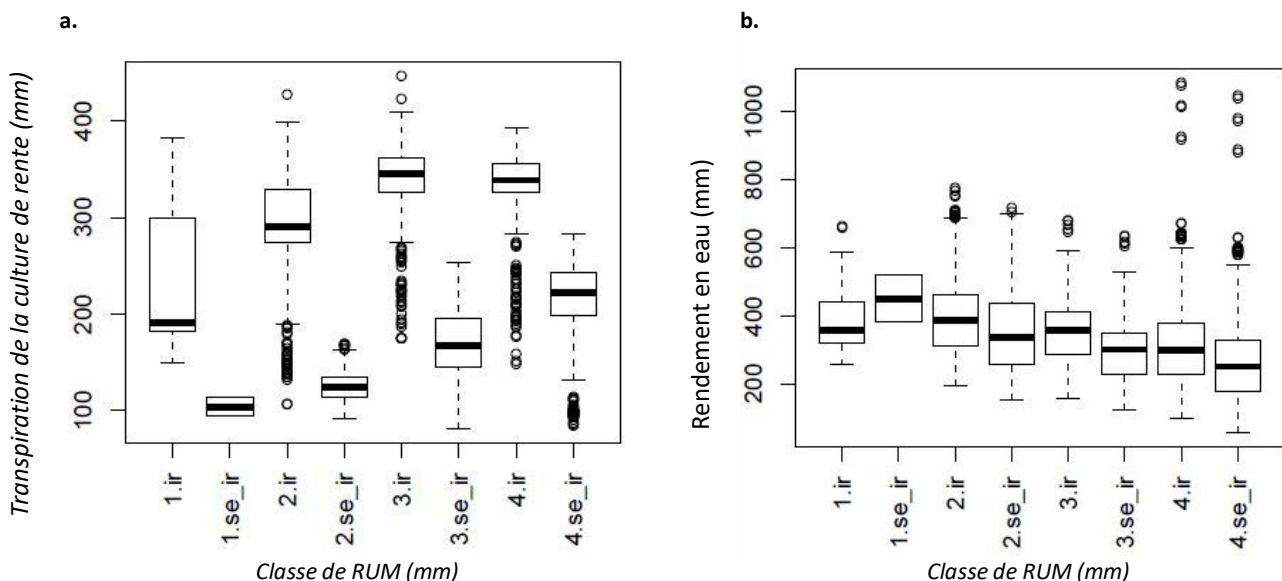
Les valeurs de la transpiration de la culture de rente sont significativement plus élevées pour les simulations avec irrigation des maïs de la séquence de culture, que pour les simulations où ils ne sont pas irrigués. Les différences entre les valeurs médianes des situations avec irrigation et sans irrigation sont les plus élevées pour les RUM intermédiaires (Figure 8-7-19a) : cet effet concerne probablement les unités de simulation localisées dans le Sud-Ouest.

Les différences de valeurs de rendement en eau, entre les simulations avec et sans irrigation sont faibles, avec des différences sur les valeurs médianes par classe de RUM de l’ordre de quelques dizaines de mm (Figure 8-7-19b) : ces différences ne sont cependant pas négligeables en termes de recharge des aquifères. Excepté pour les valeurs de RUM inférieures ou égales à 40 mm, le rendement en eau est plus faible sans irrigation. Ces différentiels faibles laissent entendre que l’eau d’irrigation est généralement « non perdue », et effectivement utilisée pour la production de biomasse. Cependant ce faible effet de l’irrigation sur le rendement eau est aussi lié au fait que l’irrigation simulée est une irrigation optimisée pour couvrir 85 % des besoins en eau de la plante (Cf. section 8.7.2.3).

Figure 8-7-19. Valeurs de la **transpiration de la culture de rente (a.)** et du **rendement en eau annuel (b.)** selon les classes de RUM

Le label « ir » indique que les rotations ont été simulées avec de l’irrigation sur les cultures de maïs (systèmes de cultures actuels) ; le label « se-ir » indique que les rotations ont été simulées sans irrigation, même pour les unités de simulation où le maïs est classiquement irrigué.

(On notera que ces box-plots « ci » sont différents de ceux présentés aux figures 8-7-15, 8-7-17, 8-7-19 et 8-7-21 car ils ne concernent que les unités de simulation comportant du maïs irrigué dans le système de culture actuel)



On retiendra donc que l'apport de l'irrigation sur maïs a des conséquences contrastées pour les deux flux d'eau analysés. L'irrigation influe peu, en moyenne, le rendement en eau moyen annuel (flux moyen d'eau bleue). Elle a cependant une influence plus marquée sur les flux d'eau transpirée par la culture de rente, qui est significativement plus élevée en situation d'irrigation. **Il convient cependant de tempérer éventuellement ces résultats au regard des choix de modélisation et simulation du dispositif de l'étude.** En effet, dans le dispositif de simulation utilisé, la représentation d'une irrigation optimisée pour réduire le stress hydrique du maïs, ne prend pas en compte les contraintes sociotechniques de fonctionnement de l'irrigation au sein des exploitations agricoles. Elle tend, par définition, à maximiser l'efficacité des apports d'eau vis à vis des besoins des cultures irriguées et à très fortement limiter les flux d'eau bleue. Les perspectives de travaux de recherche pour lever ces limites de l'analyse sont présentées dans la section suivante.

Couverture des besoins en eau des cultures par le SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées

Pour les cultures conduites sans irrigation, le SE couvre la totalité des besoins en eau des cultures (correspondant à leur transpiration réelle). Pour les cultures irriguées, ces besoins en eau sont couverts par deux « sources » d'eau : ce SE et l'eau apportée par irrigation. Pour estimer le poids relatif de ces deux sources d'eau pour les cultures irriguées, dans cette étude le maïs, le ratio entre la quantité d'eau annuelle apportée par l'écosystème (quantité d'eau transpirée – quantité d'eau apportée par irrigation) et la quantité d'eau transpirée a été estimé¹⁹. L'estimation de ce ratio permet d'évaluer la contribution du SE "stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées" à la couverture des besoins en eau du maïs irrigué. Nous faisons ici l'hypothèse que l'irrigation n'est conduite que sur la culture de rente, entre la date de semis et la date de récolte (Figure 8-7-20). On constate que la contribution du SE aux besoins en eau du maïs est en moyenne de l'ordre de 60 % pour le climat de type 2 (semi-continentale), c'est-à-dire pour les maïs irrigués d'Alsace, où les précipitations sont en moyenne faibles en juillet. En revanche, dans le Sud-Est, pour les quelques unités de simulation en climat de type 8 (méditerranéen franc), présentant un été classé aride, la contribution du SE aux besoins en eau du maïs irrigué est en moyenne de 10 %. En région Sud-Ouest, pour les climats de type 4 (océanique altéré) et 7 (climat du Bassin du Sud-Ouest), cette contribution est de l'ordre de 40 %. Le rôle du SE est de l'ordre de 25 % en moyenne pour les sols à texture sableuse ou à texture très argileuse, reconnus pour leur faible Réserve Utile Maximale. En effet, seule une faible quantité d'eau peut être stockée dans ce type de sol, et, en période estivale, au moment du maximum de transpiration, la quantité d'eau résiduelle présente dans le sol n'est plus accessible aux plantes.

Notons que dans environ 20 % des UPC, l'irrigation couvre en moyenne la quasi-totalité des besoins en eau des cultures (UPC en rouge sur la Figure 8-7-21). Les déterminants biophysiques et facteurs exogènes de ces situations restent à analyser précisément.

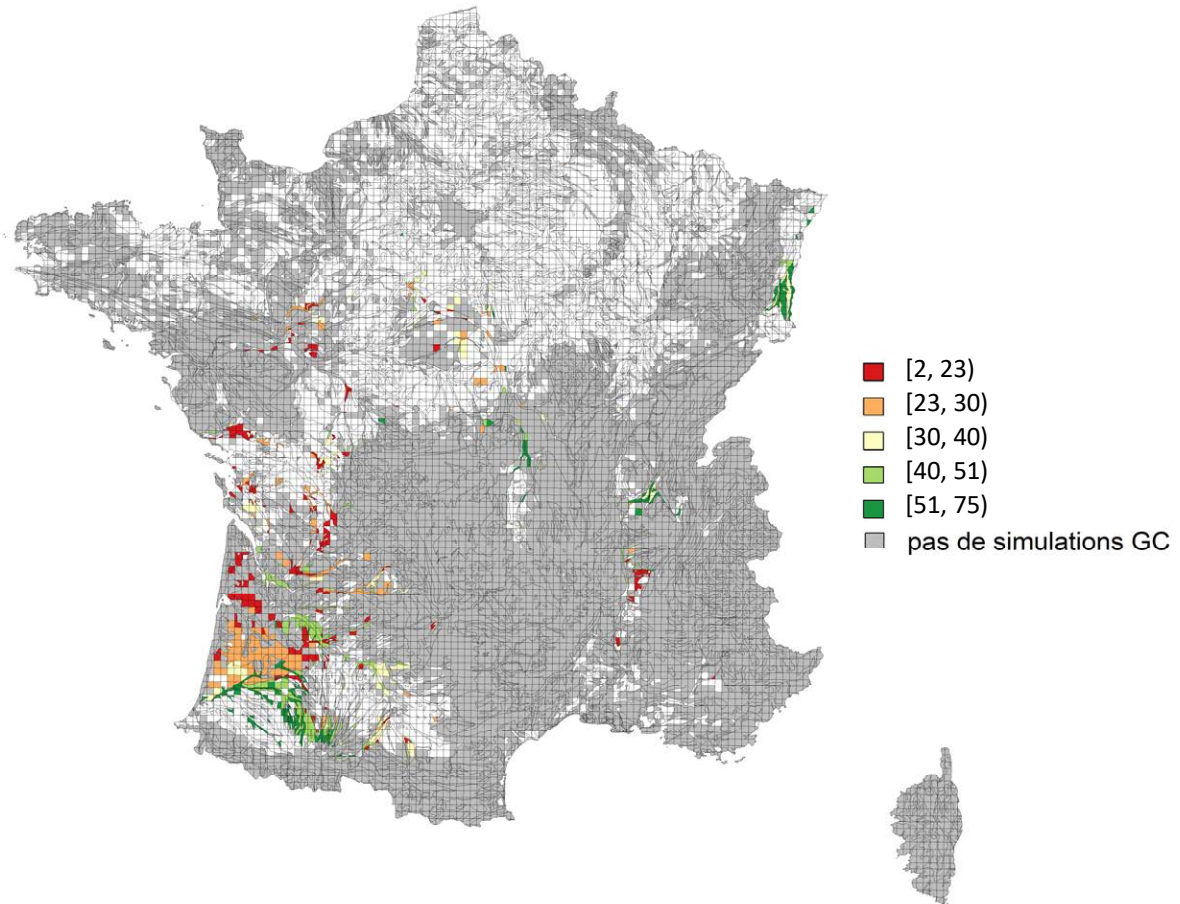
Notons que l'analyse du poids relatif du SE dans la couverture des besoins en eau du maïs irrigué est réalisable ici parce que les apports d'eau d'irrigation sont optimisés en fonction des besoins en eau de la culture et, de ce fait, comme mentionné dans la section précédente, ont un effet négligeable sur les flux d'eau bleue. L'eau apportée par l'irrigation est donc essentiellement transpirée par la culture et très peu perdue par percolation au delà du système racinaire.

¹⁹ Le calcul du ratio est réalisé pour chaque année de maïs puis la moyenne des ratios annuels sur les années de maïs est calculée.

Figure 8-7-20. Carte de la contribution du SE "stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées" à la couverture des besoins en eau de la culture de rente (maïs), pour les unités de simulation portant des séquences de culture avec irrigation.

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-EA

Unités pédoclimatiques grisées = pas de simulation "grandes cultures"



Influence de la présence de cultures intermédiaires sur le niveau de SE

On compare ici les valeurs des indicateurs de transpiration et de rendement en eau calculés pour les systèmes de culture non irrigués (y compris dans les zones où les cultures sont classiquement irriguées) comportant des couverts intermédiaires, et pour ces mêmes situations de production (simulations) sans culture intermédiaire. Nous souhaitons ainsi discuter des deux hypothèses suivantes :

- La présence de cultures intermédiaires influe peu sur la transpiration de la culture de rente, car elle ne transpire pas aux mêmes périodes que la culture de rente ;
- La présence de cultures intermédiaires diminue le rendement en eau, car elle transpire pour assurer sa production de biomasse.

On rappelle que, dans le dispositif de simulation d'EFESE-écosystèmes agricoles, les couverts intermédiaires sont simulés pour les seules unités pédoclimatiques incluses dans une zone vulnérable telle que définie en 2012 dans le cadre de la directive Nitrate (Cf. Annexe 8-A). Ces cultures intermédiaires sont semées et détruites suivant les dates médianes régionales observées.

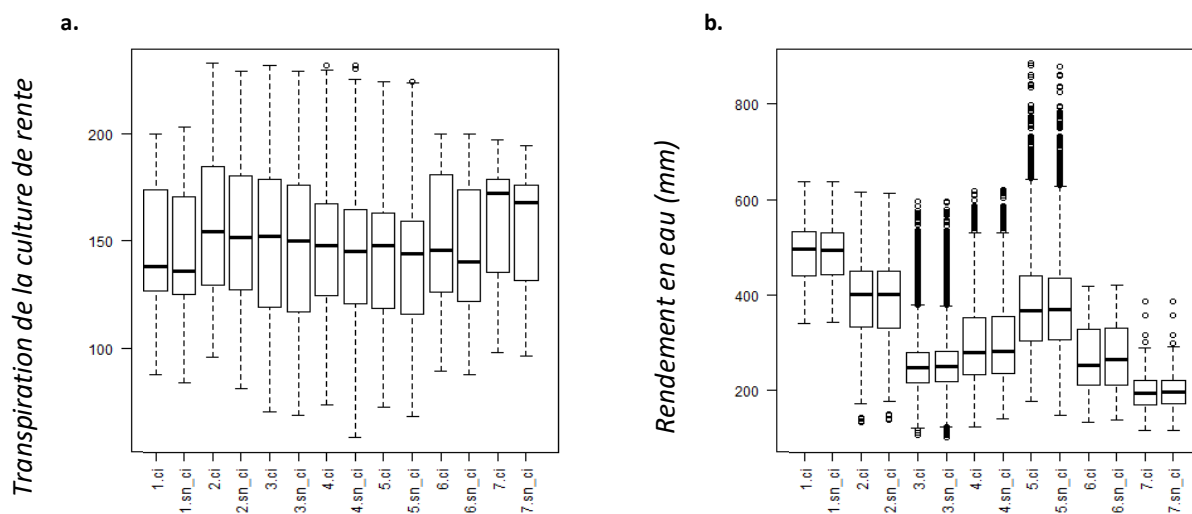
Conformément à notre première hypothèse, la présence d'une culture intermédiaire n'a pas d'influence, en moyenne, sur la transpiration moyenne des cultures de rente des rotations simulées (Figure 8-7-21a). Cependant, sous certains climats (par exemple, climat de type 2 ou climat de type 4), le 1^{er} quantile est inférieur pour les systèmes de culture qui présentent des cultures intermédiaires que pour ceux qui n'en présentent pas : il est possible que la teneur en eau du sol au moment du semis de la culture de rente ait été plus faible lorsque celle-ci a été précédée d'une culture intermédiaire, et que, en conséquence, la croissance des cultures en début de cycle de végétation ait été plus délicate. Ces situations restent néanmoins marginales à l'échelle de l'ensemble des unités de simulation.

En revanche, et contrairement à notre seconde hypothèse, la présence d'une culture intermédiaire n'affecte pas, en moyenne le rendement en eau annuel (Figure 8-7-21b). Des modalités nouvelles de gestion des cultures intermédiaires – par exemple des cultures intermédiaires de durée plus longues – pourraient être testées dans des applications futures et conduire à une remise en cause de cette conclusion.

Figure 8-7-21. Valeurs de la **transpiration de la culture de rente** (a.) et du **rendement en eau annuel** (b.) selon les classes de climat

Le label « ci » indique que les rotations ont été simulées avec des couverts intermédiaires avant les cultures de printemps (sauf entre deux maïs) ; le label « sn-ci » indique que les rotations ont été simulées sans culture intermédiaire

(On notera que ces box-plots « ci » sont différents des boxplots présentés aux figures 8-7-15C et 8-7-17C puisqu'ils ne concernent que les systèmes de culture en zone vulnérable; on notera également qu'il n'y a naturellement pas de box-plots pour le climat de type 8 – type méditerranéen – pour lequel il n'y a pas de zones vulnérables)



8.7.2.3. Discussion et perspectives

Axes de discussion méthodologiques

Choix des limites de l'écosystème

Dans le cadre de cette étude, nous avons posé comme limite inférieure de l'écosystème, la base de la zone racinaire. Pour l'évaluation SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées », évalué par l'indicateur « transpiration de la culture de rente », ce choix est légitime. Pour l'évaluation du SE « stockage et restitution de l'eau bleue », l'indicateur « rendement en eau » tel qu'il est défini dans notre étude décrit uniquement la quantité d'eau qui sort de la zone racinaire sous un écosystème agricole ; il ne constitue donc pas un rendement en eau au sens hydrologique ou hydrogéologique du terme, lequel nécessiterait la prise en compte de flux latéraux de surface (ruissellement) ou de profondeur (écoulements hypodermiques) sur l'ensemble de la zone non saturée (pas uniquement la zone racinaire) et de la zone saturée. Cette prise en compte nécessiterait un couplage avec un modèle hydrologique, sur une zone d'étude qui ne serait pas restreinte à un écosystème agricole mais serait étendue à l'ensemble d'un bassin versant. En conséquence, et comme nous l'avons déjà précisé au paragraphe 8.7.1, la localisation géographique de la quantité d'eau restituée par un ou des écosystèmes d'un bassin versant serait à préciser.

Choix d'une évaluation des indicateurs par modélisation

Pour évaluer les SE de « stockage et restitution de l'eau », nous avons fait le choix d'une approche par modélisation, dont plusieurs composantes sont discutables :

- Le modèle de culture mise en œuvre (STICS) s'appuie sur un calcul du bilan hydrique par une approche de type réservoir (cf. paragraphe 8.7.2.1). Cette proposition est légitime pour des évaluations des flux d'eau dans la zone racinaire à des échelles nationale et régionale. Elle serait à prendre avec précaution pour des échelles plus fines, typiquement pour des échelles parcellaires, mais également, dans notre étude, pour certaines unités de simulation de faible surface. En effet, cette approche de type réservoir ne tient pas compte des processus spatiaux de ruissellement, que l'on peut effectivement négliger pour l'évaluation de l'indicateur « transpiration de la culture de rente », mais dont la non-prise en compte est plus discutable dans certaines situations pour l'indicateur « rendement en eau », par exemple lorsque les sols sont très peu épais, ou connus pour être battants. Cependant, cette non-prise en compte du ruissellement affecte essentiellement l'évaluation du niveau de SE actuel rendu ; dans l'hypothèse où les pratiques agricoles évolueraient vers une couverture des sols par la végétation plus fréquente et plus étendue (cultures intermédiaires, semis sous couvert, cultures associées, etc.), le ruissellement devrait être minimisé et le choix d'une modélisation en 1D devrait présenter moins de conséquence sur l'évaluation du niveau de SE rendu.
- Les apports d'eau à la culture dans le schéma de modélisation que nous avons retenue sont dus à la restitution d'eau de pluie et d'irrigation. On néglige donc, dans cette approche, des apports d'autres origines, par remontées capillaires ou par ascenseur hydrique, alors même que ceux-ci peuvent constituer des apports non négligeables à la culture (cf. paragraphe 8.7.1.3). De même que précédemment, ce choix est légitime pour des évaluations nationale ou régionale, mais serait discutable pour une évaluation à l'échelle locale.
- L'évaluation de l'effet de l'irrigation est basée sur l'utilisation du modèle dans une configuration où l'irrigation est optimisée pour couvrir 85 % des besoins en eau de la plante. Il conviendrait donc de confronter les quantités d'eau apportées automatiquement par l'irrigation pour chaque unité de simulation, aux quantités d'eau réellement apportées par les agriculteurs dans les parcelles concernées. Dans le même ordre d'idées, il serait également souhaitable de comparer les périodes d'irrigation simulées aux périodes réelles d'apport d'eau. Cette confrontation nécessiterait de ne pas analyser uniquement des moyennes interannuelles des valeurs des indicateurs, comme cela a été pratiqué dans cette étude, mais d'analyser finement une ou quelques années climatiques pour lesquelles des données mesurées de quantité d'eau d'irrigation sont disponibles. De plus, le mode d'irrigation automatique du modèle STICS mis en œuvre dans cette étude est conçu pour assurer la germination ; il peut ainsi arriver ponctuellement que, en situation de sol très sec, le modèle simule un apport d'eau d'irrigation, qui conduise à simuler une germination plus précoce en situation irriguée qu'en situation non irriguée. L'irrigation est ensuite simulée pour couvrir 85 % des besoins en eau de la plante à partir du 15 juin. Aussi, si après une germination permise par l'irrigation, la demande évaporatoire est

très élevée et que la teneur en eau du sol diminue ensuite très fortement jusqu'en deçà du point de flétrissement permanent avant la date de redémarrage de l'irrigation, la plantule ne se développe pas et meurt. Le simulation de ce type d'irrigation a ainsi conduit à une production de biomasse nulle, alors qu'une simulation sans irrigation peut conduire à germination plus tardive et à une production de biomasse faible mais non nulle (Le Bas *et al.*, 2015). Cet effet pernicieux ne s'observerait pas en conditions réelles, où l'agriculteur adapterait sa pratique d'irrigation aux conditions du milieu et à leur évolution supposée.

- Le module de bilan hydrique de STICS est paramétré à l'aide des propriétés hydriques des sols qui sont évaluées à partir de règles expertes sur la base des informations qualitatives contenues dans la Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000 (Le Bas *et al.*, 1997). Les incertitudes sur ces propriétés, bien que non évaluées à ce jour, sont potentiellement élevées (Le Bas, 2016). L'évaluation du service rendu par un calcul moyen sur une trentaine d'années minimise l'effet *cumulé* des incertitudes liées aux propriétés des sols et de la variabilité interannuelle du climat. Elle ne s'affranchi cependant pas des incertitudes liées aux caractéristiques des sols, qui ne sont renseignées que de façon qualitative dans la base. D'ici un an, une couverture quasi-exhaustive de la France par la carte des sols au 1/250 000 - qui contient des informations quantifiées sur le type de sol et certaines de ses caractéristiques, notamment la teneur en argile et la teneur en matière organique – permettra une évaluation plus précise des propriétés hydriques des sols et réduira l'incertitude sur les sorties du modèle. Enfin, les propriétés hydriques des sols ont été considérées comme constantes au cours du temps donc au cours des trente années de simulation. Pourtant, ces propriétés peuvent évoluer significativement à l'échelle de la décennie lors d'un changement de système de culture (Bardy *et al.*, 2014) : la RUM du sol serait ainsi à réévaluer de façon récurrente au cours des simulations, en fonction de l'historique des séquences culturales et des pratiques de travail du sol des années précédentes.

Choix des typologies d'analyse

Pour analyser les indicateurs des SE de « stockage et restitution de l'eau », nous avons choisi trois typologies basées sur i) la valeur de la Réserve Utile Maximale, ii) la longueur de la séquence de rotations, et iii) le type de climat. Un retour sur le choix de ces typologies permet d'énoncer les points suivants :

- Le choix des classes de RUM permet d'identifier des valeurs différenciées des indicateurs calculés et, à cet égard, semble pertinent.

- La longueur de rotation représente une information très synthétique sur le système de culture ; le choix de cette typologie s'est avéré pertinent dans la mesure où nous avons analysé des informations intégrées sur 30 ans. Une autre typologie potentiellement informative pourrait s'appuyer sur la proportion respective des cultures de printemps et des cultures d'été, ou sur la proportion de cultures de maïs par rapport aux autres cultures, le maïs étant la seule culture irriguée dans notre système de simulation. De façon complémentaire, on pourrait analyser utilement les indicateurs pour les cultures de printemps et pour les cultures d'hiver de façon séparée (ce qui supposerait donc un retour vers des données annuelles et non des données intégrées sur 30 ans).

- Enfin, la typologie de climat que nous avons retenue a été élaborée par (Joly *et al.*, 2010) ; elle s'appuie uniquement sur des données relatives aux précipitations et à la température, que cela concerne leurs valeurs ou leurs répartition intra-annuelle. Cette typologie fait sens pour notre étude dédiée spécifiquement aux écosystèmes agricoles, dans la mesure où l'agriculteur choisit ses cultures en fonction des conditions spécifiques de pluie et de température. Cependant, cette typologie n'inclut pas explicitement l'évapotranspiration potentielle ; elle rend ainsi parfois difficile l'interprétation de l'indicateur « rendement en eau », dont on aurait pu attendre qu'il soit plus fortement sous l'influence du climat, puisque c'est le facteur exogène qui détermine les entrées d'eau dans le système. De façon corollaire, la typologie de (Joly *et al.*, 2010) intègre très partiellement des critères de saisonnalité, qui s'avèreraient pertinents pour interpréter plus finement l'indicateur « transpiration de la culture de rente », notamment si, comme nous l'avons proposé au paragraphe précédent, on traite séparément les cultures de printemps et les cultures d'été. Une piste pour améliorer la typologie de climat consisterait à spatialiser sur l'ensemble du territoire les indicateurs climatiques de la Veille AgroClimatique de l'Inra²⁰, qui propose déjà, par type de culture (blé ou maïs), la valeur du rapport Précipitations-Evapotranspiration Potentielle.

²⁰ http://w3.avignon.inra.fr/veille_agroclimatique/Home

Utilisation des simulations artefacts « sans irrigation / avec fertilisation »

Pour qualifier les SE de « stockage et restitution de l'eau », nous avons fait le choix de d'utiliser des simulations dont l'objectif était de représenter le niveau de SE correspondant à un niveau de développement de la biomasse permis par la restitution d'eau de pluie par l'écosystème sans apport d'irrigation mais en tenant compte des apports réels d'azote. Il s'agissait ainsi de ne pas mélanger les effets irrigation et fertilisation, cette dernière jouant un rôle essentiel dans le potentiel de production de biomasse, et donc dans celui de la transpiration. Le niveau de SE évalué correspond à celui rendu par l'écosystème agricole à l'agriculteur, considérant un niveau de production attendu, déterminé, entres autres, par ses pratiques de fertilisation.

Axes de discussion scientifiques

Choix et pertinence des indicateurs pour l'évaluation du SE

Dans cette étude, nous avons choisi de ne pas tenir compte de l'évaporation dans l'indicateur du SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées ». L'indicateur « transpiration de la culture de rente » n'est donc pas un indicateur de la quantité « d'eau verte », au sens où celle-ci est classiquement définie dans la littérature, car nous avons souhaité évaluer le SE dont l'agriculteur dérive un réel avantage ; l'eau évaporée étant « perdue » pour l'agriculteur, il n'aurait pas été justifié d'en tenir compte. En revanche, pour le SE « stockage et restitution de l'eau bleue », nous avons proposé l'indicateur « rendement en eau » classiquement utilisé dans la littérature. On considère ainsi, dans notre approche, que l'eau évaporée est « perdue » à la fois pour l'agriculteur et pour la société. Elle participe néanmoins au grand cycle de l'eau et contribue de ce fait à la régulation du climat à l'échelle globale, très au-delà de l'échelle traitée dans cette étude.

Par ailleurs, les deux indicateurs calculés sont difficilement hiérarchisables en fonction du climat, probablement pour deux raisons que nous avons partiellement évoquées précédemment : d'une part, la typologie de climat que nous avons retenue pour l'analyse des indicateurs ne tient pas compte de la demande évaporatoire ; d'autre part, le choix du calcul des indicateurs *via* des modélisations dynamiques sur une durée de trente ans permet d'intégrer les effets du système de culture et nivèle les variabilités interannuelles, mais il gomme également les effets de saisonnalité, puisqu'il ne permet pas de traiter séparément les cultures de printemps et les cultures d'été. Pour s'affranchir de ces limites, il conviendrait donc d'une part de proposer un indicateur qui tient compte de la demande climatique et d'autre part du type de cultures en place. Ainsi, par exemple, un indicateur de type « transpiration de la culture de rente / évapotranspiration maximale » permettrait d'estimer la part de l'eau restituée par l'écosystème relativement au besoin de eau de la culture et du climat.

Rôle des pratiques agricoles

Dans le cadre de l'évaluation des SE de « stockage et restitution de l'eau », nous avons analysé le rôle de l'irrigation sur les flux d'eau de transpiration et le rendement en eau et la contribution relative de l'irrigation à la couverture des besoins en eau des cultures. Cette analyse serait à prolonger, en identifiant, grâce à la simulation de scénarios, des stratégies d'irrigation minimale permettant un haut niveau de production de biens, une optimisation du niveau de l'ensemble des services qui en dépendent et une réponse aux enjeux liés à la gestion de l'eau.

Nous avons également conduit notre analyse sur le rôle de l'irrigation sans préjuger de l'*origine* de cette eau d'irrigation, c'est-à-dire sans que ne soit précisé si l'eau d'irrigation est prélevée dans une ressource « locale » (ex. nappe sous-jacente, court d'eau en bordure de parcelles) ou si elle est « importée » (i.e. qui serait apportée d'une autre région par des rivières ou canaux d'irrigation). Ceci n'est pas sans conséquence sur l'interprétation que l'on peut donner du rendement en eau. En effet, dans le premier cas, l'irrigation peut contribuer à diminuer localement les ressources en eau ; dans le second cas, l'apport d'eau exogène peut favoriser à la fois la transpiration et le drainage, et contribuer à améliorer la recharge des ressources locales. Une interprétation régionalisée des valeurs des indicateurs permettrait donc de contextualiser les résultats de l'analyse.

Quels que soient le contexte agropédologique et les pratiques d'irrigation, on peut proposer des pratiques qui permettent de maintenir l'eau dans le sol disponible pour la transpiration suivant différentes stratégies :

- proposer des pratiques qui permettent **d'augmenter la RUM du sol et son utilisation**. On peut agir ici, à moyen terme, sur l'horizon de surface, avec des pratiques telles que la fertilisation organique qui, par apport de matière organique, augmente la porosité du sol de façon durable et permet un stockage d'eau favorable ; on peut également recommander de choisir des génotypes de cultures à enracinement profond, qui exploitent potentiellement la réserve d'eau disponible du sol sur toute son épaisseur ; on peut enfin recommander de limiter les pratiques d'exportation des éléments grossiers du sol de l'horizon de surface : si ces derniers limitent certaines activités mécaniques sur les parcelles, ils peuvent contribuer significativement à la Réserve Utile du sol (jusqu'à 60 % en milieu caillouteux) (Tetegan *et al.*, 2011) et céder de l'eau aux cultures en périodes de déficit hydrique (Tetegan *et al.*, 2015b).

- proposer des pratiques qui permettent de **favoriser l'apport d'eau au sol**, c'est-à-dire qui favorisent l'infiltration et diminuent le ruissellement. Des pratiques qui augmentent la porosité de l'horizon de surface (apport de matières organiques, labour occasionnel, par exemple) sont propices à l'infiltration, de même que le maintien d'une couverture végétale en surface du sol (couvert permanent, maintien des résidus de culture) ou un travail du sol très superficiel et sans retournement sont connues pour limiter le ruissellement (cf. section 8.5);

- proposer des pratiques qui permettent de **limiter les pertes en eau depuis le sol**, c'est-à-dire limiter l'évaporation. En effet, l'eau évaporée - si elle participe de façon utile au grand cycle de l'eau - n'est bénéfique, au plan local ni à l'agriculteur, dont les pratiques ont pour finalité de favoriser la transpiration, ni à l'aménageur, dont les décisions auraient pour objectif de favoriser la recharge d'aquifères naturels ou artificiels, profonds ou superficiels. Des pratiques de mulching ou de travail superficiel du sol limitent l'évaporation sans favoriser la transpiration, tandis que la présence d'une couverture végétale vivante, si elle limite l'évaporation, transpire et peut diminuer la quantité d'eau disponible pour la culture de rente. Cependant, il est bien question ici de « limiter » l'évaporation, et non de la supprimer : par exemple, la création d'une croûte en surface du sol, outre qu'elle contribue à augmenter le ruissellement, rompt la continuité hydraulique entre les horizons profonds du sol et l'atmosphère, ce qui contribue au développement de zones anoxiques dans le sol et n'est pas favorable à la transpiration.

Conclusion et perspectives

Les spécifications et évaluations conduites dans cette étude ont permis de formaliser la définition d'indicateurs permettant d'évaluer les SE de « stockage et restitution de l'eau ». La spécification du SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » a permis de développer un indicateur original, la *transpiration de la culture de rente entre le semis et la récolte*, dont nous avons proposé des évaluations chiffrées : sa valeur moyenne à l'échelle nationale est de l'ordre de 150 mm par an. Le choix d'une évaluation par des simulations enchaînées sur 30 ans d'un modèle de culture sur l'ensemble du territoire est également inédit, et a permis, de façon très originale, de calculer les indicateurs à l'échelle du système de culture. Dans des évaluations futures, une analyse approfondie des déterminants du niveau de fourniture des SE *via* l'utilisation de typologies d'analyse plus adaptées et l'élaboration d'indicateurs permettant de mieux prendre en compte les spécificités climatiques et des séquences de culture apporteront des éléments nouveaux. Enfin, ces indicateurs et leur protocole d'évaluation par modélisation s'avéreront particulièrement pertinents pour évaluer certaines pratiques ou systèmes de cultures qui n'ont pas été traités dans cette étude et qui sont actuellement en plein essor, comme le semis sous couvert, l'agriculture de conservation ou l'agroforesterie.

8.7.3. Evaluation économique du SE

Experts responsables : Maïa David, Vincent Martinet

8.7.3.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation économique du SE

Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées :

Les simulations des systèmes de culture sans irrigation ont permis d'estimer le niveau de transpiration permis par le SE de restitution d'eau aux plantes cultivées. L'évaluation économique de ce SE peut-être réalisée en estimant le coût de l'eau d'irrigation qu'il serait nécessaire d'apporter pour maintenir ce niveau de transpiration en l'absence du SE ; autrement dit en se basant sur la « méthode des coûts de remplacement » (section D de l'introduction partie 3). Il est alors nécessaire de disposer d'une estimation du coût de cet apport artificiel en eau, à savoir des coûts d'irrigation (coûts fixe du matériel nécessaire, coût de l'énergie, redevances agence de l'eau, coûts de l'eau, forfait ou adhésion à des systèmes collectifs de fourniture d'eau, coûts d'entretien...).

Porter *et al.* (2009) et Ghaley *et al.* (2014) appliquent une méthode similaire pour comparer le SE qu'ils appellent « Cycle hydrique » pour quatre systèmes de production agricole d'une station expérimentale au Danemark. Ils utilisent un coût total de l'irrigation de 20 US\$ / 100mm d'eau / ha (valeur obtenue auprès du service local de conseil agricole). Sandhu *et al.* (2008) appliquent un coût de 33 US\$ /75 mm /ha pour la Nouvelle-Zélande (valeur obtenue auprès du Farm Management Group (2006)).

Il faut noter qu'avec cette méthode d'évaluation, l'eau restituée par l'écosystème est considérée comme un intrant substituable. Son coût de remplacement informe sur le niveau de SE dont l'agriculteur dérive un avantage. La valeur économique (à finalité de comptabilité) de ce SE est cependant intégrée dans la valeur de la production. L'estimation est réalisée France entière car les coûts de l'irrigation n'ont pas pu être spatialisés dans le cadre de l'étude (cf. section 8.7.3.4)

Stockage et restitution de l'eau bleue :

L'eau bleue bénéficie à la société, qui l'utilise pour de nombreux usages (agriculture, industrie, domestique, récréatif). La quantité d'eau bleue restituée par les écosystèmes agricoles a été estimée dans cette étude par simulation *via* le calcul du « rendement en eau » (*water yield*), c'est-à-dire la différence entre la quantité de précipitation et l'évapotranspiration. L'eau bleue restituée par les écosystèmes agricoles alimente les écosystèmes aquatiques, où elle contribue à la fourniture de SE par ces derniers (voir Maes *et al.*, 2014, p.42 et Table 8). Néanmoins, il n'est pas possible d'évaluer la part de cette contribution relativement à celle de l'eau bleue restituée par les autres types d'écosystèmes et qui rejoint elle aussi les écosystèmes aquatiques. **Pour éviter les doubles comptages, l'eau bleue fournie par les écosystèmes agricoles n'a donc pas été évaluée économiquement dans le cadre de l'étude EFeSE-écosystèmes agricoles.**

8.7.3.2. Stratégie retenue pour l'évaluation économique du SE

L'évaluation économique suivant la méthode des coûts de remplacement du SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » est basée sur la logique générale suivante :
Valeur économique de la quantité annuelle d'eau restituée aux plantes cultivées pour un espace géographique donné (€/an) = Volume moyen annuel d'eau transpirée par les cultures restituée par l'écosystème (en m³/an) x coût total de l'irrigation (en €/m³).

Aussi, l'évaluation économique a été réalisée en quatre grandes étapes :

(i) Eau transpirée par culture : à partir des résultats de l'évaluation biophysique présentés précédemment, estimation d'une quantité moyenne annuelle d'eau transpirée en l'absence d'irrigation (mm/an) par culture et par UPC *via* une procédure de changement d'échelle prenant en compte le poids relatif des simulations dans l'UPC (Cf. Annexe 10-A) ;

(ii) Volume transpiré : estimation d'un volume moyen annuel d'eau transpirée par culture (m³/an) par unité pédoclimatique (UPC) *via* la multiplication des résultats de la première étape par les surfaces correspondantes de culture par UPC. Dans cette procédure, pour chaque culture simulée, la quantité moyenne d'eau transpirée estimée en étape (i) est extrapolée à l'ensemble de la surface de cette culture de l'UPC. Les surfaces utilisées ici correspondent à la surface totale moyenne par culture sur 2010-2012 dans l'UPC (moyenne des surfaces des RPG annuels) ;

(iii) Extrapolation : estimation d'un volume moyen annuel d'eau transpirée par culture (m³/ha/an) France métropolitaine. Dans cette procédure, pour chaque culture simulée, le volume moyen par ha estimé dans l'étape précédente est extrapolé, proportionnellement, à l'ensemble de la surface de la culture en France c.-à-d. aux surfaces non comprises dans les UPC simulées. Les surfaces utilisées ici correspondent à la surface totale moyenne sur 2010-2012 France entière par culture (moyenne des surfaces des RPG annuels). La surface totale d'extrapolation considérée ici est de 13 506 227 d'ha alors que la surface RPG moyenne de grandes cultures (y c. de cultures industrielles) France entière sur 2010-2012 est de 14 811 520 ha. La surface considérée dans cette évaluation économique correspond donc à plus de 91 % de la surface moyenne sur 2010-2012 de grandes cultures en France métropolitaine ;

(iv) Calcul du coût de remplacement : estimation des coûts associés aux volumes d'eau estimés en étapes (ii) et (iii). Pour cela, considérant la variabilité des coûts d'irrigation en France suivant les ressources mobilisés et les équipements d'irrigation mise en œuvre, un coût minimal du m³ d'eau (0,04 €/m³) et un coût maximal (0,335 €/m³) ont été utilisés. Ces deux types de coûts sont issus d'une analyse des données sur les coûts de l'irrigation recensés dans la littérature grise française (Cf. Annexe 8-F).

8.7.3.3. Analyse des résultats

Les résultats de l'évaluation économique sont présentés dans le tableau 8-7-1. Ils correspondent à un premier ordre de grandeur du coût de remplacement du SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » pour les surfaces d'écosystèmes agricoles couvertes par les principales grandes cultures en France et la betterave sucrière, et doivent être analysés avec précaution. Ils sont d'autant plus incertains que la surface RPG d'une culture donnée dans les UPC simulées est faible relativement à la surface totale de cette culture en France. En effet, la qualité de l'extrapolation dépend de la représentativité du jeu de données simulées relativement à l'ensemble des surfaces de culture. Ainsi, l'évaluation sur les surfaces totales de pois de printemps et de maïs fourrage est particulièrement incertaine puisque les surfaces de ces cultures dans les UPC simulées représentent une part minoritaire de la surface totale de celles-ci, respectivement 19 % et 31 % des surfaces totales. Les évaluations pour le maïs grain et le tournesol sont elles aussi à analyser au regard de la représentativité des surfaces simulées (53 % des surfaces totales pour ces deux cultures). Ces faibles représentativités sont liées au fait que ces cultures sont faiblement représentées dans les séquences dominantes (en termes de surface) par UPC qui ont été simulées avec STICS dans EFESE-écosystèmes agricoles.

La variabilité observée des coûts du m³ d'eau d'irrigation, de plus d'un facteur 8 entre le coût minimal et le coût maximal, conduit, par construction, à une forte variabilité de l'estimation du coût de remplacement du SE estimé. Les coûts totaux pour l'ensemble des surfaces des cultures simulées varient ainsi d'un coût minimal estimé à 805 millions d'euros à un coût maximal estimé à 6 739 millions euros pour les 91% des surfaces de grandes cultures et cultures industrielles de France métropolitaine sur la période 2010 à 2012.

Une limite de ce raisonnement est qu'il est valable « toutes choses égales par ailleurs », c'est-à-dire en supposant que même en l'absence d'eau restituée par l'écosystème, la disponibilité de la ressource en eau pour l'irrigation et le coût de l'irrigation demeurent inchangés.

Tableau 8-7-1. Évaluation économique du SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées »

La quantité moyenne d'eau restituée par l'écosystème (transpirée par la culture) est donnée à titre indicatif par type de culture. Voir explication de la procédure de calcul dans la section 8.7.3.2.

Les chiffres présentés dans ce tableau fournissent des premiers ordres de grandeur qu'il convient d'analyser au regard des hypothèses et des méthodes d'évaluation mobilisées.

Culture	Transpiration annuelle moyenne de la culture (mm/an)	Surface "UPC" de la culture = surface occupée par la culture dans les UPC où elle est simulée (ha ; moyenne 2010-12)	Coût de l'irrigation de la culture dans l'ensemble des UPC où elle est simulée (M€/an)		Surface totale de la culture = surface occupée par la culture à l'échelle France entière (ha ; moyenne 2010-12, extrapolation)	Coût de l'irrigation de la culture à l'échelle France entière (M€/an)		Représentativité des surfaces prises en compte dans le dispositif de simulation = surface "UPC" / surface totale
			Coût minimal	Coût maximal		Coût minimal	Coût maximal	
Betterave sucrière	172	302 335	21	177	437 165	31	256	69 %
Blé tendre	137	3 958 377	218	1 828	6 006 826	331	2 775	66 %
Orge	137	1 119 855	62	520	1 548 366	86	719	72 %
Colza	172	1 083 475	75	626	1 590 907	110	920	68 %
Maïs fourrage	158	385 833	25	213	1 264 859	83	697	31 %
Maïs grain	176	867 926	65	540	1 643 784	122	1 023	53 %
Pois de printemps	120	56 117	3	23	291 370	15	122	19 %
Tournesol	106	383 282	13	113	722 950	25	213	53 %

8.7.3.4 Perspectives de recherche

Plusieurs pistes d'amélioration de la qualité de l'évaluation économiques sont envisageables.

La simulation d'un plus grand nombre de séquences dans un plus grand nombre d'UPC permettrait d'améliorer la représentativité des estimations biophysiques et donc de l'évaluation économique. Cette amplification des simulations pourrait être orientée de manière à mieux couvrir les surfaces des cultures faiblement représentées dans le plan de simulation actuel.

Par ailleurs, il serait nécessaire de développer une base de données sur les coûts d'irrigation par UPC ou par Petite Région Agricole (PRA), en fonction des grands types de ressources et matériel utilisés, de manière à affiner et spatialiser l'estimation des coûts de remplacement présentés ci-avant. L'analyse de la faisabilité et des moyens nécessaires au développement de ce type de base de données reste à réaliser.

Enfin, dans des travaux futurs il serait souhaitable de borner le coût d'irrigation par la valeur de la marge brute de l'agriculteur (ou valeur moyenne des marges brutes par zones géographique). En effet, si les coûts d'irrigation sont plus élevés que la marge brute obtenue par l'agriculteur, celui-ci arrête sa production ou change de nature de production, et donc de nature d'écosystème agricole, plutôt que d'irriguer l'écosystème agricole en place en perdant de l'argent. Le coût subi par la société correspond alors à la variation de marge brute, qui est donc perdue en l'absence d'eau fournie par l'écosystème.

Complément : évaluation des flux d'eau transpirée et de rendement en eau pour les systèmes de culture actuels

Nous présentons ci-après, l'analyse des résultats des simulations réalisées pour les systèmes de cultures actuels, c'est-à-dire avec irrigation sur les cultures de maïs classiquement irriguées.

1. Flux d'eau transpirée

Comme pour l'analyse précédente, la **transpiration de la culture de rente** est en moyenne d'autant plus élevée que la RUM est élevée : elle varie en moyenne de 109 à 187 mm en moyenne, avec des valeurs extrêmes de 62 mm à 447 mm (Figure 8-7-22). Comme pour les systèmes sans irrigation, la variabilité exprimée par les espaces interquartiles est du même ordre de grandeur quelle que soit la classe de RUM, mais les valeurs extrêmes supérieures sont plus nombreuses et plus élevées pour les systèmes de culture irrigués que pour les systèmes sans irrigation.

L'expression de la transpiration en fonction de la séquence de cultures irriguées est de l'ordre de 150 mm, quelle que soit la longueur de la séquence, mais la variabilité pour les monocultures est très élevée, de l'ordre de 300 mm.

Enfin, la transpiration exprimée en fonction du climat est comparable, en valeur moyenne, à celle décrite pour les systèmes sans irrigation, bien que les outliers supérieurs soient plus nombreux et plus élevés. La variabilité de la transpiration pour le climat méditerranéen altéré (type 6) est particulièrement élevée, avec un espace interquartile de l'ordre de 150 mm.

La distribution spatiale de la transpiration de la culture de rente pour les systèmes de cultures actuels est comparable à celle des systèmes sans irrigation, avec des valeurs à la fois les plus élevées et les plus faibles dans le Sud-Ouest, et des valeurs ponctuellement élevées, en Alsace et dans le nord du Bassin Parisien (Figure 8-7-23).

2. Rendement en eau (eau bleue)

Le **rendement en eau** évalué pour les systèmes de cultures actuels est très proche du rendement en eau évalué pour les systèmes sans irrigation, pour les trois typologies employées dans cette étude, à l'exception de quelques unités de simulation, représentées ici par quelques outliers sur les box-plots (Figure 8-7-24). En conséquence, la distribution spatiale du rendement en eau est la même pour les systèmes de culture actuels que pour les systèmes sans irrigation, à l'exception de quelques unités de simulation où le rendement est plus élevé en système actuel, notamment dans le sud-ouest (Figure 8-7-25).

Figure 8-7-22. Transpiration annuelle moyenne de la culture de rente évaluée pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Données présentées en fonction de la Réserve en eau Utile Maximale du sol (a.), de la longueur de la séquence de culture (b.) et du type de climat (c.). (Voir le paragraphe 8.7.2.2 pour les labels des classes de climat ; le climat de type 0 représente quelques unités de simulation où la définition du climat n’était pas possible)

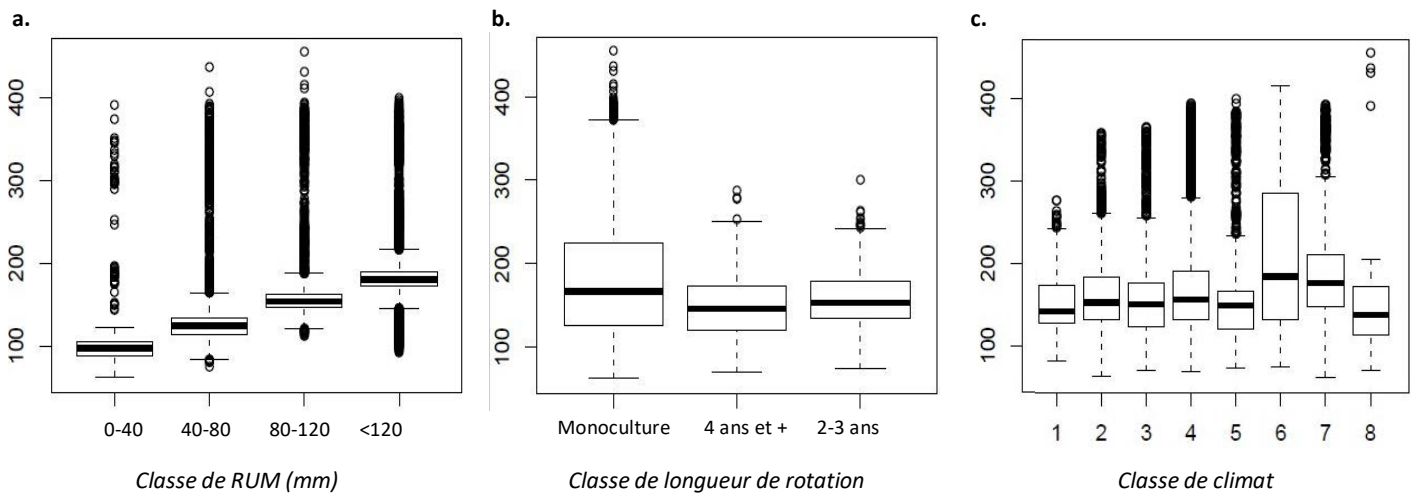


Figure 8-7-23. Carte de la transpiration annuelle moyenne de la culture de rente évaluée par le modèle STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-EA
 Unités pédoclimatiques grisées = pas de simulation "grandes cultures"
 Les classes de valeurs correspondent aux quintiles.

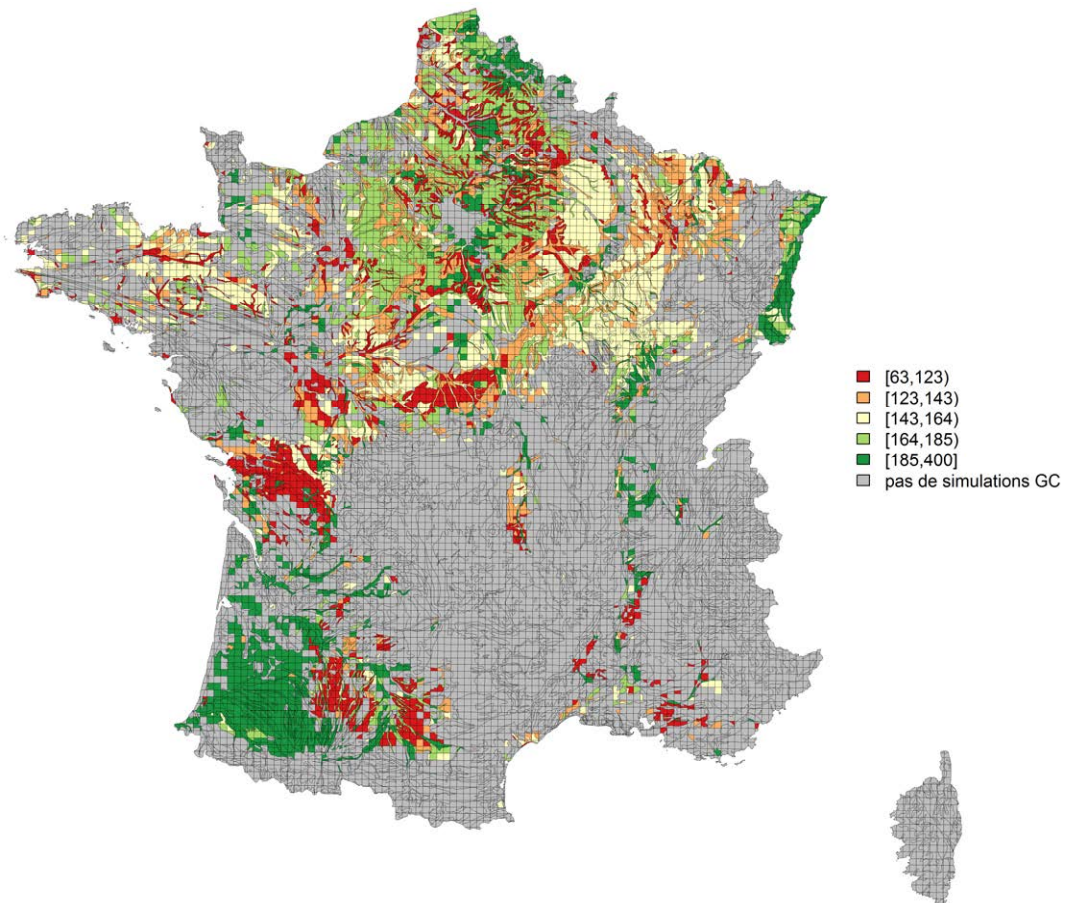


Figure 8-7-24. Rendement en eau annuel moyen (en mm) pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Données présentées en fonction de la Réserve en eau Utile Maximale du sol (a.), de la longueur de la séquence de culture (b.) et du type de climat (c.). (Voir le paragraphe 8.7.2.2 pour les labels des classes de climat ; le climat de type 0 représente quelques unités de simulation où la définition du climat n'était pas possible)

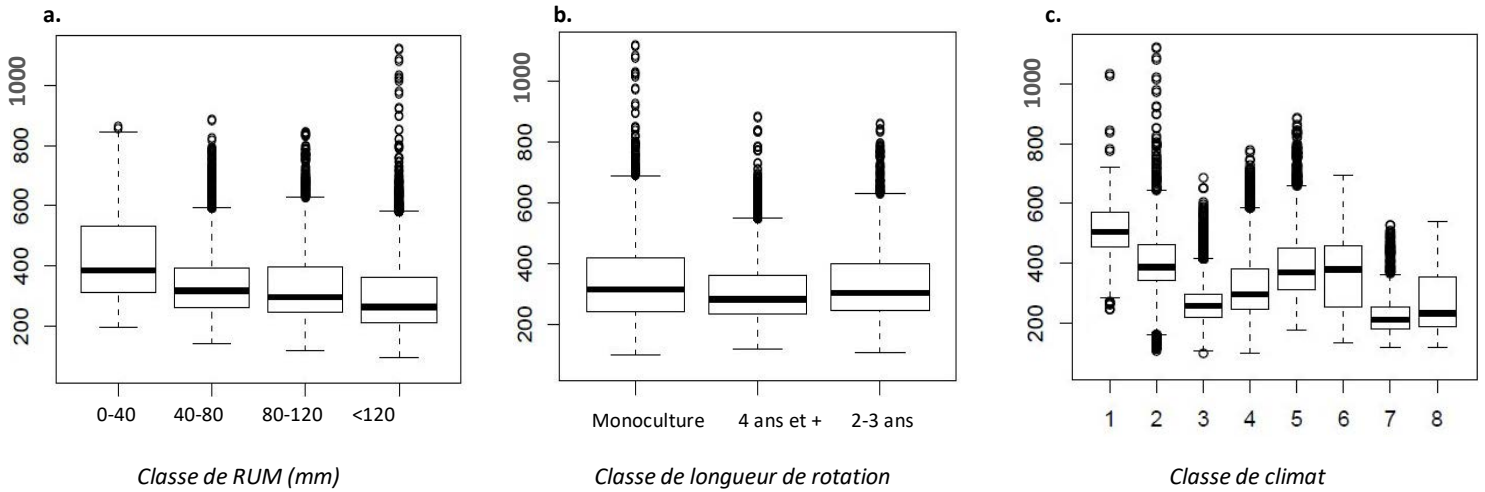
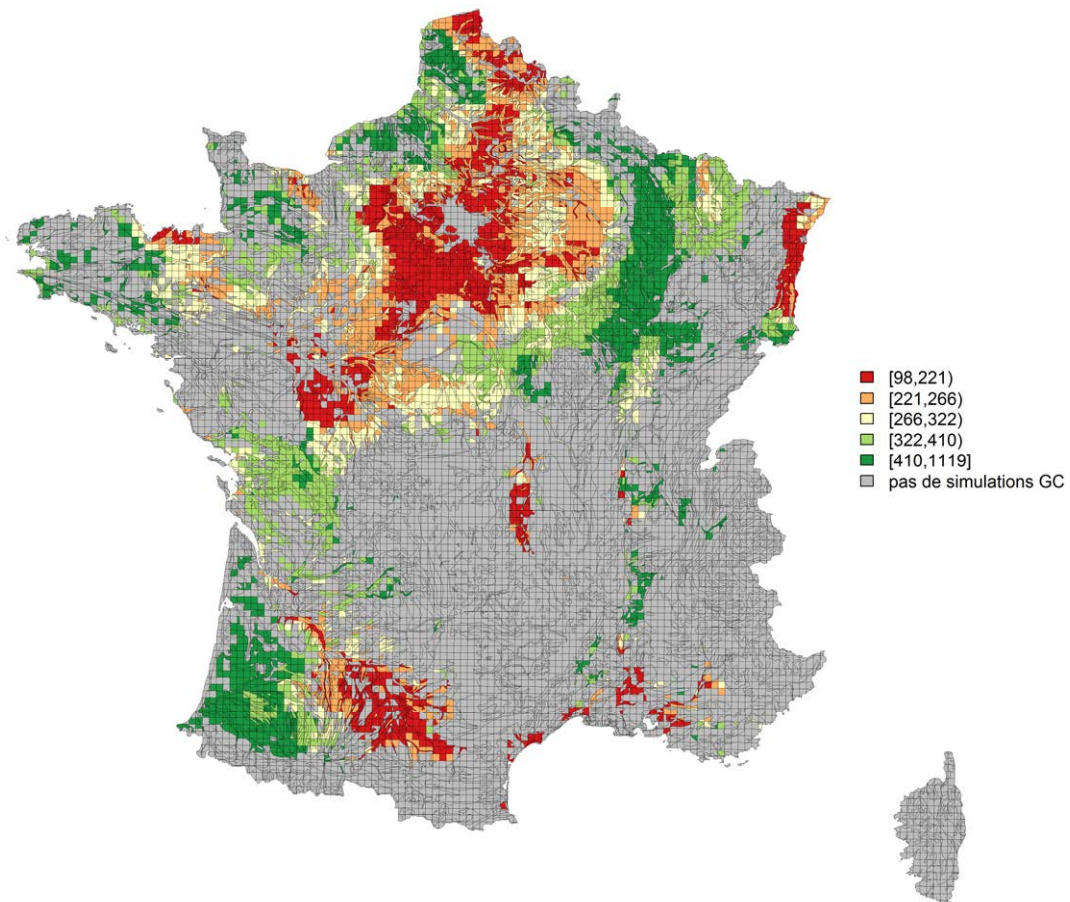


Figure 8-7-25. Carte des valeurs moyennes du rendement en eau évalué par le modèle STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-EA
 Unités pédoclimatiques grisées = pas de simulation "grandes cultures"
 Les classes de valeurs correspondent aux quintiles.



8.8. Fourniture d'azote (N) minéral aux plantes cultivées

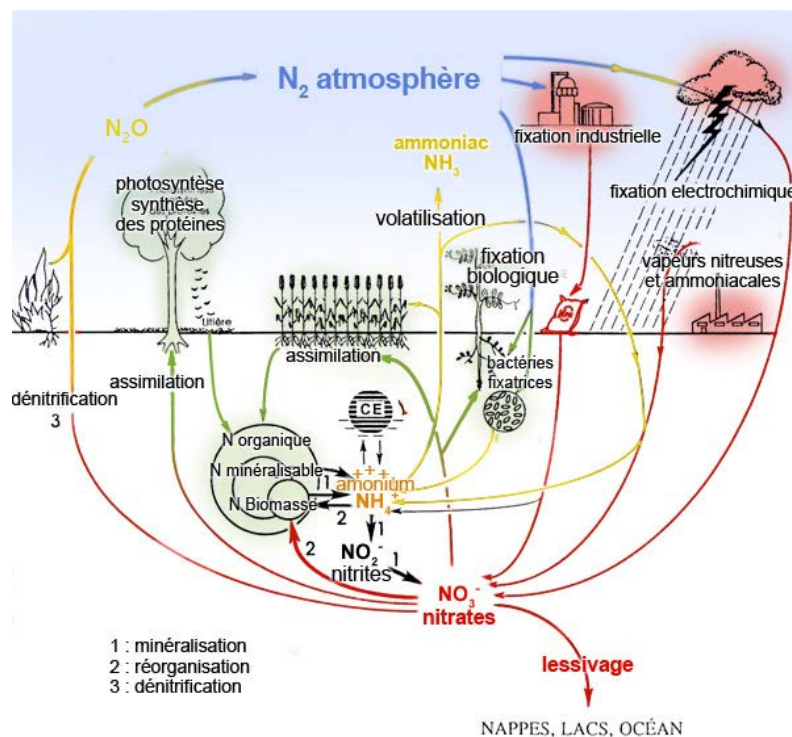
8.8.1. Spécification biophysique

Expert coordinateur : Isabelle Cousin

Contributeur scientifique : Olivier Therond

L'azote est l'élément le plus abondant dans l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère (Figure 8-8-1), mais, parmi les éléments nécessaires à la vie, c'est le moins accessible aux êtres vivants, puisque 99% de l'azote présent sur terre est indisponible pour 99% des êtres vivants (Galloway *et al.*, 2004). En effet, l'azote est présent principalement sous forme de diazote, dit « azote non réactif », alors que ce sont les autres composés azotés dits « réactifs » qui sous-tendent la vie. La conversion naturelle de diazote en azote réactif est réalisée (i) dans le sol par le processus de fixation biologique naturelle (BNF) par des microorganismes capables de capter l'azote de l'air, et (ii) dans l'atmosphère par des réactions chimiques créant des formes oxydées de l'azote lors des orages (Billen *et al.*, 2013). Cependant, ce sont les activités humaines qui sont à l'origine de la production de la plus grande quantité d'azote réactif, et, à l'exception notable de la combustion des énergies fossiles, les activités liées à la production agricole : d'une part, la culture de légumineuses associées à des bactéries symbiotiques capables de fixer le diazote atmosphérique a permis d'augmenter la production végétale pour la consommation humaine depuis le néolithique ; d'autre part, la mise au point, au début du XX^{ème} siècle, du procédé de Haber-Bosch permettant la fabrication d'ammonium à partir de diazote et dihydrogène, a ouvert l'ère de la fertilisation minérale (Galloway *et al.*, 2003; Galloway *et al.*, 2004). On considère ainsi aujourd'hui que 40% de la population mondiale vit d'une production agricole liée à l'utilisation d'engrais azotés minéraux, et que la création d'azote réactif a doublé depuis les années 70, bien que la fixation biologique naturelle ait diminué du fait du changement d'occupation des sols (Galloway *et al.*, 2003; Galloway *et al.*, 2004). L'azote réactif circule sous différentes formes d'un compartiment de l'environnement à un autre, ce que l'on décrit comme la cascade de l'azote : l'azote lixivé sous forme nitrate est à l'origine d'une acidification des eaux entraînant une eutrophisation des eaux en présence de concentration en phosphore (ions PO₄) en quantité suffisante, et une diminution de la biodiversité ; l'azote émis dans l'atmosphère sous forme de protoxyde d'azote et de NOx contribue à l'augmentation de l'effet de serre et à la diminution de l'ozone stratosphérique ; l'azote émis sous forme NH₃ contribue à l'eutrophisation des milieux aquatiques, à l'acidification des sols et des eaux et favorise les pluies acides.

La majeure partie de l'azote réactif d'origine anthropique [75%] est utilisée dans les agroécosystèmes pour la production agricole. Des expérimentations de longue durée montrent en effet que les rendements agricoles sont multipliés par 2 ou 3 lorsque l'on ajoute des fertilisants (Spiertz, 2010). Les fertilisants d'origine minérale restent la principale source de nutriments appliqués au sol pour la production végétale, même si la fertilisation d'origine organique est non négligeable (Spiertz, 2010) : en 40 ans, la quantité de fertilisants minéraux a été multipliée par 7,4 alors que, dans le même temps, les rendements étaient multipliés seulement par 2,4, car l'efficacité d'utilisation de l'azote est d'autant plus élevée que le niveau de fertilisation est bas (Hirel *et al.*, 2011). De plus, en moyenne, la moitié seulement de l'azote apporté aux cultures est réellement utilisée et exportée par les plantes, le reste étant fixé par le sol [5%], émis dans l'atmosphère [25%] ou lixivé vers le système aquatique [20%] (Galloway *et al.*, 2004; Drinkwater and Snapp, 2007). On note enfin que l'efficacité d'utilisation de l'azote semble supérieure dans les systèmes agricoles favorisant l'utilisation de fertilisants d'origine organique (Lassaletta *et al.*, 2014). Bien que les stratégies actuelles de fertilisation - fractionnement des apports pour une meilleure adéquation temporelle entre les apports de fertilisants et les besoins réels de la plante (Spiertz, 2010), utilisation de cultures intermédiaires pièges à nitrate (Justes *et al.*, 2009), modification et allongement des rotations – associées à des progrès génétiques permettant une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote par les plantes (Spiertz, 2010; Hirel *et al.*, 2011) aient contribué à limiter les pertes d'azote dans l'environnement, les surplus azotés liés à l'activité agricole restent élevés (Billen *et al.*, 2013). L'enjeu est donc de limiter le recours à la fertilisation azotée d'origine minérale, et d'évaluer la capacité des agrosystèmes à fournir aux plantes une quantité d'azote disponible suffisante pour leur croissance végétale (Drinkwater and Snapp, 2007), tout en limitant la circulation d'azote à l'origine de nuisances environnementales.

Figure 8-8-1. Le cycle de l'azote, d'après Mariotti (1996)

8.8.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Etant donné l'omniprésence de l'élément azote sous différentes formes dans l'écosystème, de nombreux auteurs introduisent un service, souvent classé parmi les services de régulation, qui concerne cet élément. Ce service prend différentes dénominations, et correspond à différents processus de l'écosystème. On peut classer les services liés à l'azote en trois grandes catégories, selon i) qu'ils concernent le cycle de l'azote dans son ensemble, ii) qu'ils sont plutôt en lien avec la fourniture d'azote nécessaire à la croissance des plantes, ou iii) qu'ils sont plutôt en lien avec la perte d'azote par l'écosystème (et donc en lien avec les processus de lixiviation ou d'émission gazeuse). On recense ainsi les 'services écosystémiques'¹ suivants dans la littérature :

- Certains auteurs proposent un service très général « Cycle de l'azote » (*nitrogen cycling* ou, plus généralement parfois *nutrient cycling*), cité par exemple par (Andrews *et al.*, 2004; Barrios, 2007; Zhang *et al.*, 2007; Kibblewhite *et al.*, 2008; Sandhu *et al.*, 2008; Robinson *et al.*, 2009; Bennett *et al.*, 2010; Banwart *et al.*, 2011; Rutgers *et al.*, 2012; Hails and Ormerod, 2013; Smith *et al.*, 2013; Williams and Hedlund, 2013; Cong *et al.*, 2014). Malgré une dénomination commune, le service décrit sous le vocable « *nutrient cycling* » correspond à des conceptualisations très différentes. Par exemple, pour (Williams and Hedlund (2013), 2014)), le service décrit l'ensemble du cycle de l'azote dans le sol, alors que, pour Schulte *et al.* (2014), il décrit la capacité du sol à stocker et relarguer des nutriments provenant d'apports exogènes (boues, effluents d'élevage). On note également que ce service est souvent présenté de façon assez théorique, sans réelle proposition de son évaluation biophysique. On pourrait cependant considérer des cas d'étude sur des surfaces très restreintes où l'ensemble des processus du cycle de l'azote pourraient être évalués, ce qui permettrait ainsi de proposer un service général « cycle de l'azote ». De façon plus simplifiée, (Smaling and Dixon, 2006; Hails and Ormerod, 2013) proposent un service « Stock d'azote » (*nitrogen stock*) qui représente la quantité totale d'azote présente dans le sol, sans que l'on préjuge de son utilisation ou de son devenir.

- D'autres auteurs proposent un service qui permet une évaluation de l'azote qui serait disponible pour la croissance végétale. D'après Galloway *et al.* (2003), moins de 5 % de l'azote présent dans le sol serait disponible pour la croissance végétale et Sandhu *et al.* (2008) proposent ainsi une valeur de 2% de la quantité d'azote total

¹ Le terme 'service' est ici employé dans l'acception que les auteurs lui donnent, et qui ne correspond pas forcément à l'acception de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

dans le sol pour qualifier la quantité d'azote disponible pour la plante. De façon plus spécifique, Fu *et al.* (2013) ou Sandhu *et al.* (2008) proposent un service « Minéralisation de l'azote », qui décrit la capacité de l'écosystème à minéraliser l'azote organique. Dans le même ordre d'idée, le service « Fixation de l'azote atmosphérique » est proposé par Barrios (2007), Sandhu *et al.* (2008), Smith *et al.* (2011), Smith *et al.* (2013), et fait référence à la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique. Pour ces deux services, il s'agit d'évaluer les sources d'azote qui contribuent à la production végétale. Par contre, ils ne couvrent chacun que l'un des processus qui permet de fournir de l'azote aux plantes. Porter *et al.* (2009), quant à eux, proposent un service basé sur les deux processus de minéralisation et de fixation. Keith *et al.* (2016) décrivent un service très général de « disponibilité en azote » (*nitrogen availability*).

- Enfin, on recense un service « rétenion d'azote » (*nitrogen retention*) proposé par exemple par Dominati *et al.* (2014), Xue *et al.* (2015), Rankinen *et al.* (2014). Ce service représente la quantité d'azote qui n'est pas perdue par l'écosystème par lixiviation, ruissellement ou érosion. L'idée est ici de considérer l'azote qui reste piégé dans le sol et n'est pas transféré à d'autres compartiments de l'environnement ; pour ces auteurs, il ne s'agit donc pas d'évaluer la façon dont cet élément contribue à la croissance végétale, bien que, théoriquement, on puisse concevoir un lien entre cet azote fixé par l'écosystème et l'azote utilisé par les plantes. Les propositions de ces auteurs sont donc plus en phase avec les services « régulation de la qualité des eaux drainées vis-à-vis des nutriments » et « régulation du climat ».

Remarques :

- On notera que des services dont le nom est identique recouvrent des finalités différentes. Ainsi, Rutgers *et al.* (2012) définissent un service assez général de *retention and release*, dont la finalité est la quantification de l'azote pour la production végétale, et non pour celle de la régulation de la qualité de l'eau.

- Plusieurs auteurs définissent un service très général qui englobe le rôle que joue l'azote dans la croissance végétale mais ne lui donne pas une place spécifique. Ainsi, Faber and van Wensem (2012) définissent un service de « fertilité des sols » (*soil fertility*) et Grimaldi *et al.* (2014) définissent un service de « qualité chimique des sols » (*soil chemical quality*). Dans ces deux cas, les indicateurs choisis pour évaluer le service contiennent une information sur la quantité d'azote présente dans le sol, aux côtés d'autres paramètres descripteurs du sol.

Après analyse des différentes propositions de la littérature, et considérant i) que l'azote dans l'écosystème agricole est fondamentalement utile pour la production de biomasse végétale et ii) que le service « régulation de la qualité des eaux vis-à-vis des nutriments » (incluant les formes azotées) est proposé par ailleurs dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, nous définissons ici le service « **Fourniture d'azote (N) minéral aux plantes cultivées** ». Comme pour d'autres services évalués dans cette étude, l'extension verticale de l'écosystème qui fournit ce service s'étend de la base de la zone racinaire (base du sol) au toit de la canopée. Il est donc déterminé par le cycle de l'azote dans le sol et dans la plante. Ce SE correspond au **processus de fourniture d'azote par l'écosystème agricole aux plantes cultivées dans cet écosystème**, considérant un état donné de l'écosystème. **Ce SE ne recouvre pas les entrées d'azote liées aux pratiques de fertilisation minérales et organiques et aux dépôts atmosphériques.**

Tous les écosystèmes sont concernés, mais, de par sa définition en lien avec les plantes cultivées, ce service est très spécifique des écosystèmes agricoles. On caractérisera la capacité du sol à fournir de l'azote minéral, et la quantité d'azote présente dans le sol et dans la plante.

8.8.1.2. Bénéficiaires et avantages dérivés du SE

Les bénéficiaires de ce service sont l'agriculteur et la société. Nous définissons les avantages suivants :

- Pour l'**agriculteur** : l'économie d'intrants azotés d'origine minérale² (fertilisation minérale) que l'agriculteur peut réaliser en maintenant son niveau de production (avantage direct) ;
- Pour la **société** : la réduction de pollution que la société peut réaliser en limitant sa production par la méthode Haber-Bosch et son utilisation de fertilisants minéraux azotés (avantage indirect) ;

² Hirel *et al.* (2011) estiment en effet que 50% des coûts de production supportés par l'agriculteur sont liés à la fertilisation minérale (ce coût étant supérieur à celui généré par l'introduction de légumineuses fixatrices de diazote).

8.8.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

La plante prélève l'azote par son système racinaire depuis le compartiment sol. Les déterminants biophysiques clefs du service « fourniture d'N minéral aux plantes cultivées » sont donc de deux natures : i) des processus de l'écosystème qui permettent les échanges entre le compartiment sol et le compartiment plante, et ii) des propriétés ou caractéristiques de chacun de ces compartiments, qui permettent la réalisation de ces processus. Nous structurons la présentation des déterminants selon les processus :

- Deux processus permettent l'entrée d'azote dans le sol : la **fixation symbiotique³ de N₂**, et l'**apport de matière organique fraîche par les végétaux** soit *via* l'apport de matériel végétal sénescant soit *via* la production d'exsudats racinaires⁴. Les légumineuses fixent l'azote atmosphérique par voie symbiotique grâce à leur association aux bactéries du genre *Rhizobium*. Des valeurs de coefficient de fixation symbiotique sont disponibles dans Anglade (2015) et Anglade *et al.* (2015) qui présentent en outre une revue bibliographique complète sur les mesures de coefficient de fixation dans différents contextes agropédoclimatiques et pour différentes cultures. Ces quantités d'azote fixées dépendent ainsi des espèces de légumineuses, des souches de *Rhizobium*, et de certaines caractéristiques et états du sol, notamment le pH et l'humidité (Nicolardot *et al.*, 1996).
- Les processus biologiques de **fragmentation et d'incorporation** opérés par la faune du sol, respectivement les « ingénieurs des litières » et les « ingénieurs des sols » (vers de terre anéciques, les termites et les fourmis), permettent la transformation des matières organiques fraîches en matières organiques particulières et leur incorporation dans les premiers horizons du sol.
- Deux types de processus permettent la mise à disposition d'azote à la plante depuis le sol : la **minéralisation**, qui transforme l'azote organique en azote minéral biodisponible, et les processus à l'origine des mouvements d'azote minéral dans les sols, la **diffusion et la convection**, qui le transporte depuis l'ensemble du sol vers la rhizosphère, lieu des échanges avec la plante. Les plantes, *via* leurs exsudations racinaires, peuvent stimuler l'activité de minéralisation. On parle alors de « *priming effect* », c.-à-d., de l'effet stimulant de l'apport de matière organique fraîche sur l'activité de décomposition de la matière organique. La minéralisation de l'azote organique en azote minéral (NH₄⁺, NO₃⁻) est due à une succession de processus microbiologiques par la microflore et la microfaune, sous l'influence de la température et de la teneur en eau du sol, ainsi que du pH. On qualifie ce processus grâce au potentiel de minéralisation de l'azote. Des valeurs de potentiel de minéralisation sont disponibles pour certains sols dans le modèle STICS et des données pour quelques sols-types français sont disponibles dans (Valé, 2006). La diffusion est le phénomène de migration d'une substance sous l'influence du gradient de concentration. La convection est le phénomène de transport des substances par les flux d'eau. Elle dépend principalement de la porosité du sol et de sa teneur en eau.
- Le processus **d'organisation** conduit au stockage d'azote dans le sol sous forme d'azote organique, non disponible pour la plante. L'azote minéral - ammoniacal et nitrique - est assimilé par la microflore et transformé en azote organique. Ce processus est donc un processus biologique sous la dépendance des conditions du milieu (température, humidité, aération). On notera qu'organisation et minéralisation sont des processus inverses, et que la quantité d'azote finalement disponible correspond à ce qui est appelé minéralisation nette.
- Plusieurs processus conduisent à des sorties d'azote du système étudié, soit sous forme gazeuse pour la **volatilisation** (sortie de N sous forme NH₃), les **émissions de N₂O** (sortie de N sous forme N₂O), et la **réduction** (sortie de N sous forme N₂), soit sous forme liquide pour la **lixiviation** (sortie de N sous forme NO₃⁻). Ces processus sont sous la double dépendance de caractéristiques microbiologiques du sol qui réalisent la chaîne de réduction de l'azote depuis la forme NH₄⁺ jusqu'à la forme N₂, et de caractéristiques physiques du milieu qui permettent le transfert de ces formes gazeuses ou dissoutes d'une position donnée dans le sol jusqu'à sa surface (pour les formes gazeuses) ou jusqu'à la base du sol (pour les formes dissoutes).
- Enfin, l'azote minéral disponible est absorbé par la couverture végétale par le processus **d'assimilation**.

³ L'azote peut être également fixé de façon dite « libre » par certains types de bactéries aérobies, mais cette fixation libre est considérée comme négligeable dans les sols cultivés non inondés, comme c'est le cas en France (Nicolardot *et al.*, 1996).

⁴ L'apport de matières organiques fraîches par les parties aériennes est, en milieu agricole, fortement lié aux pratiques agricoles, et sera traité dans le paragraphe suivant.

Remarque : la composition dans le temps et l'espace de la couverture végétale de l'écosystème agricole, c.-à-d. sa configuration (Cf. chapitre 5), détermine fortement la capacité de l'écosystème à fournir de l'azote aux plantes cultivées. Plus particulièrement, la présence de cultures intermédiaires permet de réduire les pertes de nitrate par lixiviation durant la période entre deux cultures de rente. Des données sur l'extension des cultures intermédiaires pièges à nitrate (et les dérogations à l'implantation) sont disponibles dans le document d'expertise collective publié par Justes et al. (2012). La présence de légumineuses permet de générer des entrées d'azote dans l'écosystème via la fixation symbiotique de N₂.

8.8.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Le SE « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » est sous la dépendance de nombreux processus physiques et biogéochimiques, eux-mêmes étant fortement en lien avec la teneur en eau dans le sol et la température. En conséquence, les pluies et l'irrigation influencent le niveau de SE, puisqu'une augmentation de la teneur en eau du sol favorise l'activité biologique, jusqu'à un seuil cependant (lui-même dépendant du caractère aérobie ou anaérobie des microorganismes impliqués). La teneur en eau du sol conditionne également le niveau de saturation du milieu et donc le réseau poreux libre à l'air et la connectivité de ce dernier, qui sont les déterminants principaux des processus de transfert dans le sol (à travers le sol, vers sa surface, ou vers la base du système racinaire). En outre, le passage d'engins en conditions humides tasse le sol, avec des conséquences ambivalentes sur le niveau de fourniture du SE : une teneur en eau proportionnellement plus grande en zones tassées qu'en zones non tassées est probablement favorable aux processus biogéochimiques de réduction, mais une porosité libre à l'air plus faible et une moindre connectivité du réseau poreux limitent la diffusion/convection (Richard *et al.*, 2001), y compris de l'azote minéral.

Le **climat** modifie également la température, paramètre fondamental des processus biologiques.

Les **pratiques agricoles** - autres que l'irrigation - influent positivement ou négativement sur le niveau de fourniture du SE. Elles sont favorables à la fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées quand elles (i) favorisent le retour au sol d'éléments organiques de l'écosystème riches en azote (résidus de culture) et ainsi augmentent le stock de matières organiques minéralisables, et (ii) favorisent la transformation de l'azote organique en azote minéral via la stimulation de l'activité des microorganismes, tout en limitant l'organisation de l'azote minéral déjà présent dans le sol. Les interactions entre les apports de fertilisants minéraux et organiques et le SE de fourniture d'azote minéral déterminent la quantité d'azote in fine disponible pour les plantes cultivées au fil d'un cycle de végétation et au fil des années. Ainsi, Constantin *et al.* (2010), qui évaluent différentes modalités d'apport d'azote au sol, montrent, par modélisation, que la balance azotée (soit la différence entre les apports d'azote par fertilisation et les exportations d'azote par la culture) ne dépend pas, sur le long terme, que du niveau de fertilisation mais bien aussi des processus qui sous-tendent le SE fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées.

Plus précisément, parmi les pratiques qui permettent une augmentation du niveau de SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées à court, moyen et long terme on peut citer :

- L'apport de matières organiques au sol. Des données et des cartographies à l'échelle nationale des pratiques d'apports de produits résiduels organiques sont disponibles dans le document d'expertise collective sur la valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduelle (Houot and al., 2014).
- bLe travail du sol ; il a des effets directs sur le broyage et l'enfouissement des matières organiques (exogènes ou résidus de culture) et sur la structure du sol (Mary *et al.*, 2014). Il a des effets indirects sur la température et la teneur en eau du sol, et sur les transferts d'eau et de gaz dans les sols puisqu'il modifie la structure. Mary *et al.* (2014) mentionnent cependant que la réduction du travail du sol ne modifierait pas significativement le niveau de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées.
- La restitution des résidus de culture au sol (voir ci-dessous).

L'efficacité des pratiques sur la quantité d'azote disponible est variable :

- La contribution des résidus de culture à la fourniture d'azote minéral est fortement liée au rapport C/N des résidus (Recous *et al.*, 2014) : des résidus de plantes riches en tissus de soutien (ex. lignifié) ou arrivées à maturité (pailles de blé, par exemple), à rapport C/N élevé, se dégradent lentement et l'azote présent dans les résidus peut être immobilisé par les micro-organismes du sol (et non transformé en azote minéral disponible pour les plantes). Au contraire, des résidus de plantes à faible teneur en tissu de soutien ou jeunes (cas de cultures

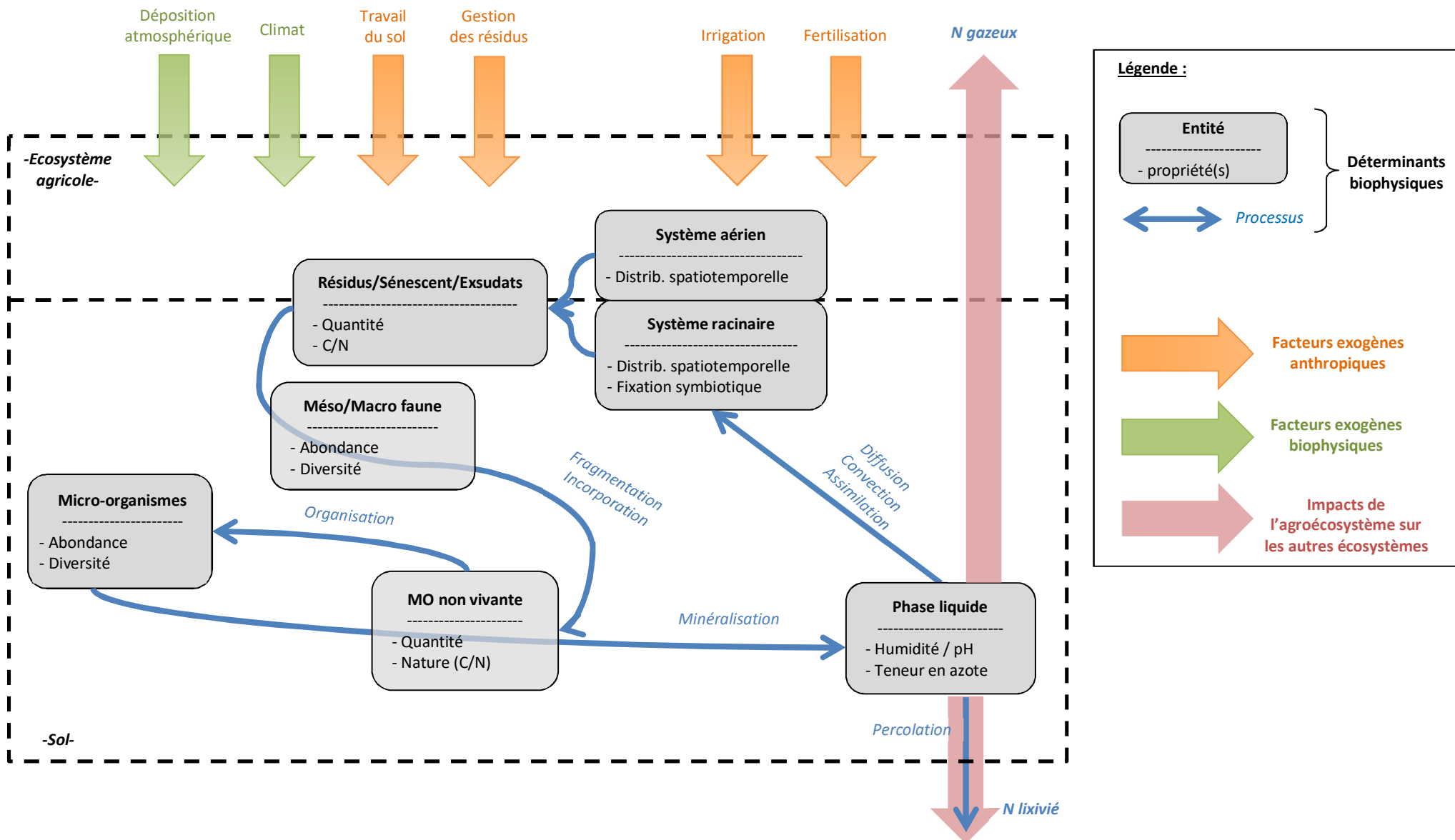
intermédiaires de type CIPAN, par exemple), à rapport C/N faible, se dégradent rapidement dans le sol et fournissent de l'azote minéral rapidement disponible (Justes *et al.*, 2009).

- Les effets du travail du sol sur la disponibilité en azote sont complexes et parfois ambivalents (Mary *et al.*, 2014) : à long terme, le stock d'azote organique ne serait pas modifié par une évolution de l'intensité du travail du sol, qui n'affecte pas non plus la vitesse potentielle de minéralisation. En revanche, la période/date du travail du sol influe sur les conditions de minéralisation en modifiant localement, dans l'horizon de surface, les conditions de température et d'humidité, qui sont des facteurs essentiels de la minéralisation. Enfin, les pratiques agricoles qui limitent l'incorporation des résidus de culture au sol ralentissent la cinétique de minéralisation car ces résidus sont placés dans des conditions d'humidité moins favorables à leur biodégradation. En tout état de cause, les effets des pratiques de travail du sol auraient une moindre importance sur le niveau de fourniture du SE, comparativement à la fertilisation organique et à l'implantation de couverts végétaux à forte production et à faible rapport C/ N.

Enfin, pour bien appréhender l'ensemble des facteurs exogènes qui déterminent les flux d'azote dans l'écosystème agricole, il est nécessaire de prendre en compte le processus de **déposition atmosphérique**. La littérature présente des données surtout sur les écosystèmes forestiers (voir, par exemple, les cartes de retombées atmosphériques de nitrate ou d'ammonium produites par l'ONF). Une carte européenne (déjà ancienne) des dépôts atmosphériques est disponible dans (Holland *et al.*, 2005).

Les déterminants biophysiques clefs de la fourniture du SE sont schématisés dans la figure 8-8-2.

Figure 8-8-2. Représentation schématique des principaux déterminants biophysiques et des exogènes impliqués dans la fourniture du SE « Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées »



8.8.2. Evaluation biophysique du niveau de fourniture du SE

Expert coordinateur : Isabelle Cousin

Contributeurs scientifiques : Olivier Therond, Julie Constantin

Ingénierie de données : Eric Casellas, Julie Constantin, Anne Meillet, Thomas Poméon, Hélène Raynal

8.8.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation biophysique du SE

Stratégies d'évaluation définies dans la littérature

1. Indicateurs du programme MAES et du JRC

Dans la démarche MAES, le service lié à l'azote considéré est celui de « rétention d'azote » (*nitrogen retention*) au sens de « **quantité d'azote du sol qui n'est pas lixiviée ou perdue par ruissellement** ». Cet indicateur, calculé à l'échelle de bassins versants, vise à estimer l'azote qui reste piégé dans le sol et ne pollue pas d'autres compartiments de l'écosystème, autrement dit, il est question d'un SE de type régulation de la qualité de l'eau (Cf. introduction). Il permet aussi d'estimer la quantité d'azote présente dans le sol et potentiellement utilisable par les plantes, soit la capacité de l'écosystème de l'écosystème à fournir de l'azote aux plantes cultivées (le niveau potentiel/maximal de SE). Cet indicateur ne tient cependant pas compte d'éventuelles pertes d'azote sous forme gazeuse. Pour évaluer la quantité d'azote présente dans le sol il serait donc nécessaire de retenir un indicateur correspondant à la « **quantité d'azote qui n'est pas lixiviée, ou perdue par ruissellement, ou perdue sous forme gazeuse vers l'atmosphère** ». Cette proposition est en accord avec les évaluations les plus récentes de la littérature, puisque Dominati *et al.* (2014), Rankinen *et al.* (2014) et Xue *et al.* (2015) proposent de façon équivalente de comparer des entrées et des sorties d'azote du système pour évaluer le stock retenu par le sol. Cependant pour ces auteurs, comme dans la démarche MAES, la finalité n'est pas l'utilisation de l'azote par les végétaux.

Par ailleurs, dans la démarche MAES, comme la finalité du calcul est de connaître la quantité d'azote présente dans les rivières, l'évaluation de l'indicateur est réalisée à l'aide du modèle GREEN (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses) qui estime, à partir des apports d'azote à l'écosystème, la fraction d'azote stockée dans les écosystèmes non aquatiques et la fraction stockée dans les rivières. Cette méthodologie n'est pas pertinente pour les objectifs de notre étude.

2. Autres indicateurs du service « Fourniture d'azote (N) minéral aux plantes cultivées » dans la littérature

De nombreux auteurs proposent un indicateur qui décrit la quantité d'azote présent dans le sol. Dans leur review, Bastida *et al.* (2008) mentionnent que cet indicateur est : la « **quantité d'azote total** », ou la « **quantité d'azote biodisponible** », ou la « **teneur en azote dans la biomasse microbienne** », ou la « **teneur en nitrate et en ammonium** », ou la « **teneur en azote du grain** », ou la « **teneur en azote minéralisable** ». L'indicateur « **quantité d'azote dans le sol** » est cependant celui qui est le plus fréquemment proposé (par exemple : (Mulder *et al.* (2011); McBratney *et al.* (2014); Keith *et al.* (2016)) et, comme nous l'avons précisé plus haut, Sandhu *et al.* (2008) exposent que la valeur de cet indicateur représenterait 2% de la quantité d'azote disponible pour les plantes. En outre, la quantité d'azote minéral dans le sol varie au cours de l'année culturale, en raison des nombreux processus qui la font évoluer. Enfin, une ambiguïté persistante dans la littérature concerne l'épaisseur sur laquelle il faut calculer cet indicateur (sur l'horizon de surface ou sur l'épaisseur de sol ?). Nous ne retenons donc aucun de ces indicateurs, mais nous précisons que, à l'échelle nationale, des données de concentration en azote total dans l'horizon de surface des sols sont disponibles dans les bases de données du GISSOL (Figures 8-3 et 8-4) et permettraient l'évaluation, à un instant donné, du stock d'azote dans le sol.

Figure 8-8-3. Concentration en azote dans les horizons de surface des sols échantillonnés dans le cadre du programme RMQS - Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (Antoni *et al.*, 2011).

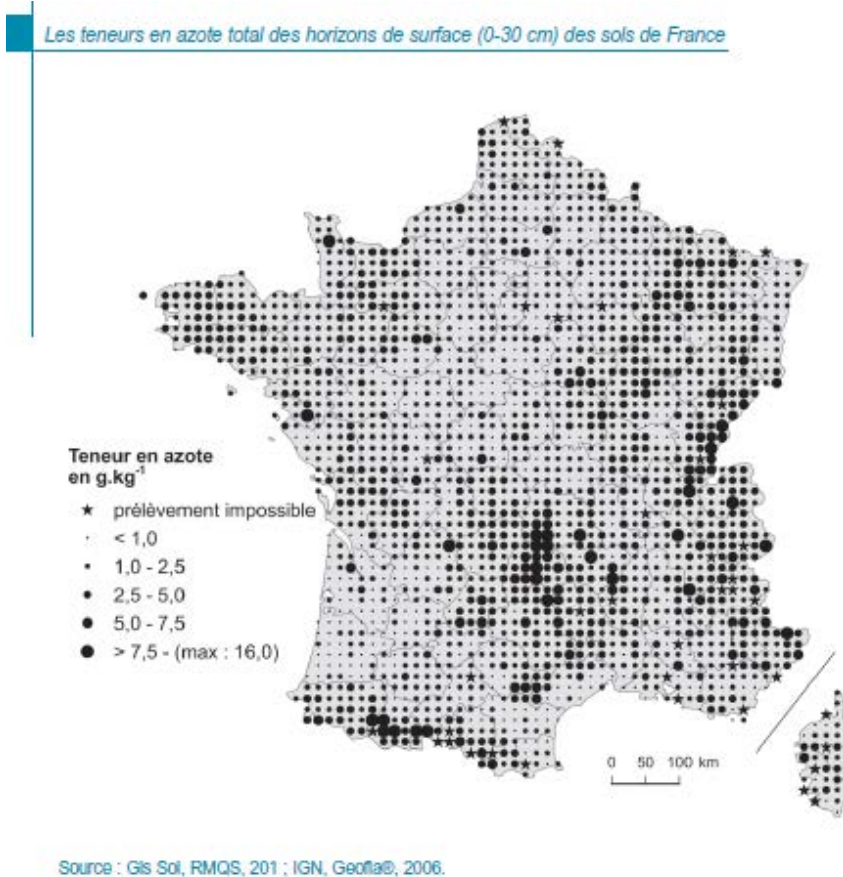
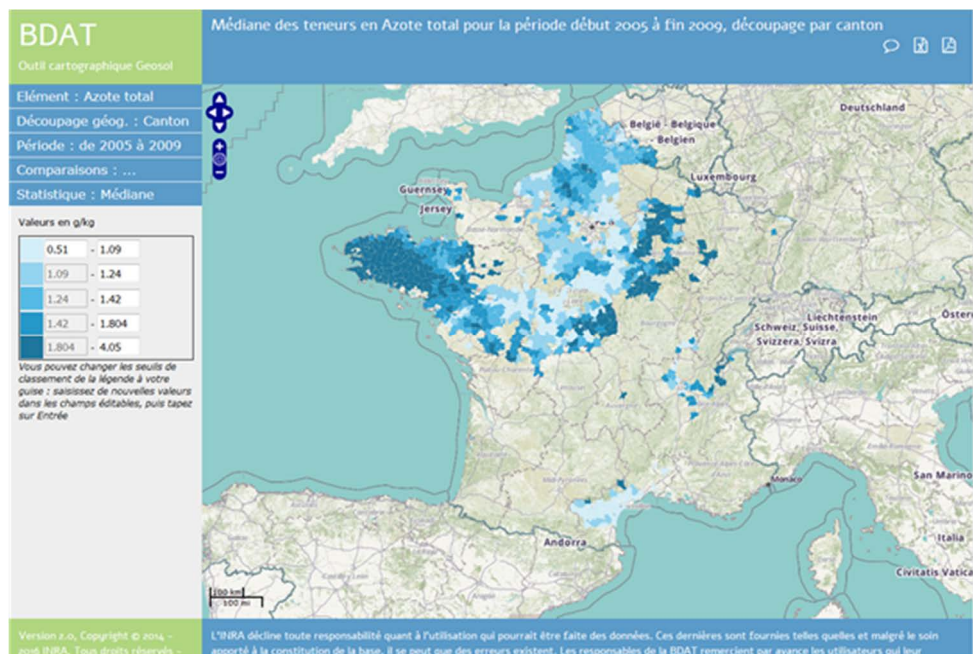


Figure 8-8-4. Concentration médiane en azote dans les sols par canton. Données issues de la BDAT (Base de Données des Analyses de Terres) (extraction du site <http://estrada.orleans.inra.fr/geosol/> le 21/01/2016).



Robinson *et al.* (2009) proposent l'indicateur « rapport C/N » pour qualifier les services en lien avec le cycle de l'azote, mais Keith *et al.* (2016) le récuse car cet indicateur qualifie surtout la qualité des matières organiques, et non la disponibilité réelle en azote. En accord avec cette analyse, nous ne recommandons pas l'usage de cet indicateur.

Hewitt *et al.* (2015) proposent un indicateur de quantité d'azote présent dans le sol qui serait calculé à l'aide du rapport entre la quantité d'azote apportée par la fertilisation et la quantité d'azote lessivée. Nous ne recommandons pas l'usage de cet indicateur, intimement lié aux pratiques agricoles, et qui nécessite *une évaluation précise de la teneur en azote des produits d'apport*.

Pour qualifier la quantité d'azote réellement utilisable par la plante, plusieurs auteurs proposent de qualifier la « quantité d'azote minéralisable » (*total mineralizable N, Net N mineralization, potential N mineralization*) (Rutgers *et al.*, 2012; Williams and Hedlund, 2013, 2014; Keith *et al.*, 2016), ou la « vitesse potentielle de minéralisation » (Andrews *et al.*, 2004; van Wijnen *et al.*, 2012). Ces deux indicateurs peuvent être quantifiés par des expérimentations en laboratoire et sont disponibles pour quelques sols-types français (Valé, 2006). Ils ne sont cependant pas déterminés en routine sur l'ensemble des sols français dans le cadre du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols.

Indicateurs et méthodologie d'évaluation retenus dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles

1. Proposition d'indicateurs du SE « Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées »

Pour pallier les limites des indicateurs présentés ci-avant, dans cette étude, nous proposons de retenir les deux indicateurs suivants :

- Pour évaluer la quantité d'azote fournie par l'écosystème *via* la minéralisation de la matière organique et la fixation symbiotique et réellement utilisée par la culture au cours de sa croissance, nous proposons donc, à l'instar de Bastida *et al.* (2008), de considérer l'indicateur « **quantité d'azote dans la culture de rente** ». Cet indicateur donne donc une information sur le service effectif rendu, en exprimant la quantité d'azote fournie par l'écosystème et que la plante a réellement utilisée. Il doit être calculé sur une période donnée (année), pour un état (organique) initial donné, en considérant les seuls apports d'azote issus de l'écosystème (*via* la minéralisation nette de la matière organique et la fixation) et non pas les apports d'azote exogène.
- Pour évaluer le niveau de service potentiel, nous proposons l'indicateur « **quantité d'azote potentiellement disponible pour la culture de rente** » fourni par l'écosystème *via* la minéralisation de la matière organique et la fixation symbiotique, ci-après appelé « quantité d'azote fournie par l'écosystème ».

2. Proposition d'une méthodologie d'évaluation par modélisation et limites de l'approche

Pour quantifier les indicateurs sélectionnés, il est possible d'utiliser un **modèle de culture, tel que STICS**, incluant un **modèle de bilan azoté** (FAO, 2003). Ce type de modèle permet de simuler au pas de temps journalier les flux d'azote clefs sous-tendant le niveau de SE, minéralisation, organisation, fixation symbiotique, pertes d'azote par lixiviation et émissions gazeuses. L'analyse des variables de sorties peut permettre de quantifier les deux indicateurs proposés.

Aussi, pour évaluer les différents indicateurs de niveau de service, différents types de simulations avec le modèle STICS ont été réalisées.

Un premier jeu de simulations a été développé pour simuler les systèmes de culture actuels mais en supprimant les apports de fertilisants minéraux et organiques, tout en maintenant les autres pratiques agricoles à leur niveau classiquement observé, notamment la quantité d'eau apportée par l'irrigation. La mise en œuvre de ce jeu de simulation visait à permettre d'évaluer l'indicateur « quantité d'azote dans la culture de rente ». Cependant les résultats moyens sur 30 ans de ces simulations se sont avérés non utilisables. En effet, les simulations sans apports d'azote sur 30 années de simulation conduisent à de très faibles entrées annuelles de matière organique, une réorganisation de l'azote minéral importante dans un sol pauvre en azote avec apport de résidu de culture, et donc, par conséquent à une très forte diminution du taux d'azote organique du sol au fil des années, à de très faibles disponibilités annuelles en azote minéral et, *in fine*, à de très faibles niveaux de production et d'azote absorbé par la plante, non-représentatifs, en moyenne sur 30 ans, de ce que l'état initial de l'écosystème permet

de générer. Des solutions pour pallier les problèmes de non représentativité de ces simulations sont présentées dans l'annexe 8-A. Pour des raisons de contraintes de temps et de moyens, elles n'ont pas pu être mises en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles. Aussi, cet indicateur de SE effectif n'a finalement pas été estimé.

Pour évaluer le deuxième indicateur de manière pertinente, le jeu de simulations représentant les systèmes de culture « actuels » avec des niveaux de fertilisation minérale et organique observés à l'échelle régionale a été utilisé (cf. Annexe 8-A). Seul cet indicateur de SE, « **quantité d'azote potentiellement disponible pour la culture de rente** », a donc été évalué. Cependant, la variable « quantité d'azote dans la culture de rente » estimée à l'aide du jeu de simulation « système actuels » (avec fertilisation) a été utilisée pour interpréter les résultats d'évaluation du SE « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées ».

3. Des sorties de STICS à l'indicateur de SE

L'indicateur de niveau de SE « quantité d'azote potentiellement disponible pour la culture de rente », issu des sorties de STICS, est décliné sous forme de deux expressions :

1. La **quantité d'azote minéral total fourni par l'écosystème, pendant la période de croissance de la culture, sans prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis** [$Q_{\text{Sol-S}}$].

$$Q_{\text{Sol-S}} = Q_1 + Q_2 + Q_3$$

2. La **quantité d'azote minéral total fourni par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture cumulée avec la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis** [$Q_{\text{Sol-F}}$].

$$Q_{\text{Sol-F}} = Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4$$

Avec :

Q_1 : Quantité d'azote minéralisé par l'humus (entre la date de semis et la date de la récolte)

Q_2 : Quantité d'azote minéralisée par les résidus (entre la date de semis et la date de la récolte)

Q_3 : Quantité d'azote fixée symbiotiquement (entre la date de semis et la date de la récolte)

Q_4 : Quantité d'azote minéral disponible au jour du semis.

Ces deux indicateurs sont calculés sur la période semis-récolte de la culture de rente en moyenne sur les trente années de simulation.

Il est important de noter que la quantité d'azote fournie par l'écosystème à l'année n n'est pas indépendante de la fertilisation de l'année $n-1$, puisque les résidus de culture de l'année $n-1$ participent à la minéralisation de l'année n et que l'azote minéral disponible dans le sol en année n peut significativement dépendre des apports de fertilisation en année $n-1$.

8.8.2.2. Stratégie retenue pour l'analyse du SE

Les trois grands types de questions auxquelles l'analyse cherche à répondre sont les suivants :

1. Quels sont les valeurs et/ou les ordres de grandeur des deux valeurs de l'indicateur du SE ? Comment cet indicateur varie-t-il en fonction de la séquence de culture, des caractéristiques du sol, et des caractéristiques du climat ? Quelle est la distribution spatiale des niveaux de fourniture du SE évalué ? Quelles sont les relations entre les indicateurs de SE et la quantité d'azote dans la culture à la récolte ?

2. Dans quelle mesure la présence de cultures intermédiaires détermine-t-elle le niveau de fourniture des SE ?

3. Dans quelle mesure la présence de légumineuses détermine-t-elle le niveau de fourniture des SE ? Pour relativiser cette analyse, on notera i) que la présence de légumineuses dans les rotations simulées est peu fréquente et concerne peu d'unités de simulations (Figure 8-8-5) et ii) que les couverts intermédiaires simulés (ray-grass et moutarde exclusivement) ne comportent pas de légumineuse.

Remarque : nous n'analysons pas l'effet du type de fertilisation (minérale vs organique) sur le niveau de fourniture du SE, mais nous commenterons – si cela s'avère pertinent – les cartes obtenues au regard de la quantité moyenne de fertilisants apportés (Figure 8-8-6).

Figure 8-8-5. Carte de distribution des cultures de légumineuses dans le dispositif de simulation EFESE-écosystèmes agricoles

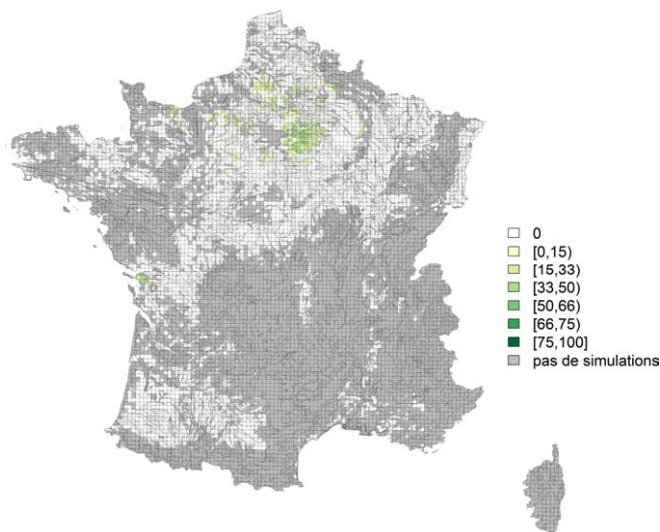
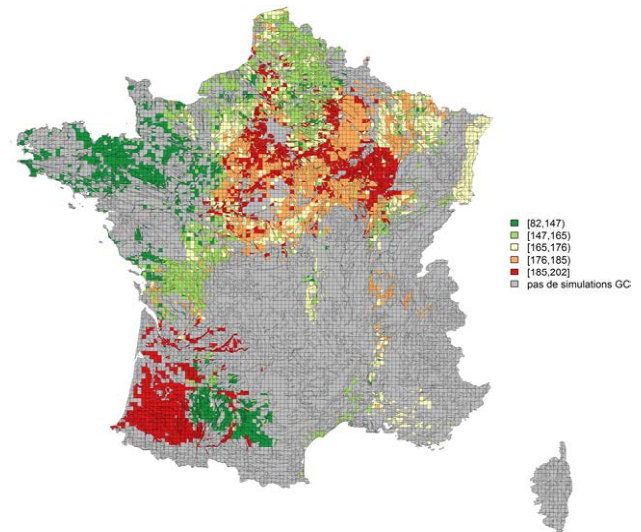


Figure 8-8-6. Quantité d'azote apportée annuellement par fertilisation minérale et organique en moyenne par UPC dans le dispositif de simulation EFESE-écosystèmes agricoles

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles



Pour chaque valeur de l'indicateur, l'analyse est conduite selon trois axes en lien avec les déterminants principaux potentiels du service :

- **l'effet de la séquence de culture** ; pour analyser cet effet, nous utilisons une typologie relative à la durée des séquences de culture : monocultures, rotations « de durée moyenne », c'est-à-dire inférieures ou égales à trois ans, rotations « de durée longue », c'est-à-dire supérieures ou égales à quatre ans ; nous analysons également l'effet de la présence ou non de cultures intermédiaires dans la rotation. Le chapitre 8.7 (figures 8-7-9 et 8-7-10) présente les caractéristiques de cette typologie.

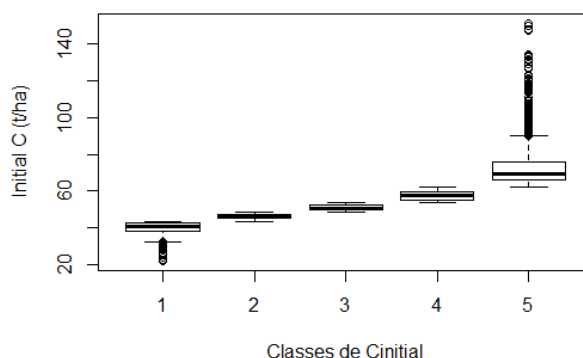
- **l'effet du sol ou de ses propriétés** ; pour analyser le rôle du déterminant « sol », nous utilisons essentiellement deux critères : d'une part, la texture de l'horizon de surface du sol en 5 classes issue de la Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000ème (Figure 8-7-12 du chapitre 8.7) ; d'autre part, la quantité de matière organique présente dans le sol initialement (premier jour de la simulation), soit l'état organique initial du sol (Figure 8-8-7) (voir section 8.12). Ponctuellement, nous utilisons également une typologie basée sur la classe de Réserve en Eau Maximale du sol (RUM), décrite au chapitre 8.7⁵.

- **l'effet du climat** ; pour analyser l'effet du climat, nous utilisons la typologie proposée par (Joly *et al.*, 2010) et dont une description précise est disponible au chapitre 8.7⁶.

⁵ Les 4 classes de RU sont les suivantes : classe 1 : 0 < RUM < 40 mm ; classe 2 : 40 < RUM < 80 mm ; classe 1 : 80 < RUM < 120 mm ; classe 1 : 120 mm < RUM.

⁶ Les 8 types de climat sont les suivants : type 1 : climats de montagne ; type 2 : climat semi-continentale et climat des marges montagnardes ; type 3 : climat océanique dégradé des plaines du Centre et du Nord ; type 4 : climat océanique altéré ; type 5 : climat océanique franc ; type 6 : climat méditerranéen altéré ; type 7 : climat du Bassin du Sud-Ouest ; type 8 : climat méditerranéen franc.

Figure 8-8-7. Distribution de la teneur en carbone organique dans le sol à l'initialisation des simulations. Les classes sont équiprobables, elles contiennent le même nombre de simulations (combinaisons de systèmes de culture et de type de sol)



Enfin, pour **analyser l'effet de la présence de légumineuse et le rôle de la fertilisation dans la couverture des besoins en azote de la culture**, nous utilisons le ratio de la quantité d'azote fournie par l'écosystème sur la quantité d'azote dans la culture de rente à la récolte. Le numérateur de ce ratio sera soit :

1. La quantité d'azote minéral total fourni par l'écosystème, *pendant la période de croissance de la culture, sans prise en compte* de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis [$Q_{\text{Sol-S}}$]. Il s'agit donc ici d'analyser l'effet de la quantité d'azote fourni par l'écosystème *pendant le cycle de la culture*, au regard de l'azote dans la plante.
2. La quantité d'azote minéral total fourni par l'écosystème *pendant la période de croissance de la culture cumulée* avec la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis [$Q_{\text{Sol-F}}$]. Il s'agit donc ici d'analyser l'effet de l'azote fourni par l'écosystème *pendant le cycle de la culture et avant celui-ci* au regard de l'azote dans la plante. L'effet direct de la fertilisation réalisée lors du cycle précédent sur l'azote minéral disponible au semis est donc intégré dans cette analyse.
3. La quantité d'azote minéral total fourni par l'écosystème *pendant la période de croissance de la culture cumulée* avec la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis, cumulée avec la fertilisation [$Q_{\text{Sol-F-FERTI}}$]. Il s'agit donc ici d'analyser si l'ensemble de l'azote, *fourni à la fois par l'écosystème pendant le cycle de la culture et avant celui-ci, et fourni par la fertilisation*, est inférieur, égal ou supérieur aux besoins de la culture.

8.8.2.3. Analyse des résultats

Evaluation du niveau de SE pour les systèmes de culture actuels et les pratiques agricoles observées

Nous présentons ci-après, l'analyse des résultats des simulations réalisées pour les systèmes de cultures actuels, avec les pratiques réelles observées, c'est-à-dire avec des niveaux de fertilisation tels qu'ils sont pratiqués réellement. Les autres pratiques agricoles sont simulées telles qu'elles sont pratiquées actuellement. L'irrigation est cependant simulée dans le modèle STICS par une fonction d'irrigation automatique⁷. Nous commentons les deux valeurs possibles de l'indicateur (avec et sans prise en compte de l'azote minéral au semis).

La quantité d'azote fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture est en moyenne⁸ de 93 kg N /ha. Elle est de l'ordre de 90 kg N /ha en moyenne pour les sols de texture sableuse, limoneuse ou équilibrée mais beaucoup plus faible, 70 voire 42 kg N /ha en moyenne, pour les sols de texture argileuse voire très argileuse (Figure 8-8-8). On constate qu'elle est d'autant plus élevée, en moyenne, que la classe de matière organique initiale est élevée, avec un différentiel de 10 kg N /ha entre la classe 1 et la classe 5 (Figure 8-8-8): l'effet de la teneur en matière organique initiale sur la quantité d'azote minéralisée et fixée symbiotiquement

⁷ On n'utilise donc pas les valeurs de quantités d'eau irriguées utilisées réellement (chapitre 8.7).

⁸ Les box-plots des figures 8-8-8, 8-8-10, 8-8-12 présentent les valeurs médianes ; les valeurs moyennes sont introduites dans le corps du texte.

est suffisamment marqué en moyenne sur les 30 années de simulation pour être observé au travers de cet indicateur. Cette quantité d'azote minéralisée et fixée symbiotiquement est plus élevée pour les monocultures que pour les séquences de cultures pluriannuelles, avec une variabilité plus grande pour les monocultures que pour les cultures annuelles. On peut faire l'hypothèse que dans les monocultures de blé et maïs, souvent fortement fertilisées, lorsque les pailles ou cannes de maïs ne sont pas exportées, les apports importants de résidus de culture génèrent une importante quantité de biomasse minéralisée lors du cycle annuel de la culture suivante.

La quantité d'azote fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture cumulée avec la quantité d'azote dans le sol présente au moment du semis est, en moyenne de 143 kg/ha sur l'ensemble des unités de simulation conduites en grande culture. Elle est de l'ordre de 150 kg N /ha en moyenne pour les sols de texture sableuse, limoneuse ou équilibrée mais beaucoup plus faible, 115 voire 66 kg N /ha en moyenne, pour les sols de texture argileuse voire très argileuse (Figure 8-8-10). Elle est plus élevée pour les monocultures que pour les séquences de cultures pluriannuelles. Elle ne varie quasiment pas, en valeur moyenne, en fonction de la teneur en carbone organique initiale. Ces deux derniers effets laissent entendre que les effets de la fertilisation, direct (azote minéral dans le sol au semis) et indirect (quantité de biomasse restituée au sol), sont plus forts que celui de la quantité d'azote liée à la minéralisation de la matière organique des sols quel que soit le taux de matière organique initial.

En terme de distribution spatiale, la quantité d'azote fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture est de l'ordre de 70 à 100 kg N / ha dans les grandes plaines du Nord de la France, dans le Bassin Parisien, en Bretagne avec localement des quantités plus faibles (40 à 70 kg N / ha) et plus élevées (100 à 130 kg d'N / ha). Elle est généralement faible dans la région climatique dite « Bassin du Sud-Ouest »⁹ et dans le sillon rhodanien, et élevée dans les Landes et en Alsace (Figure 8-8-9). Les régions à très forte quantité d'azote fournie par l'écosystème sont également, et de façon non surprenante, les régions où la fertilisation est particulièrement élevée, l'inverse est également constaté (Figure 8-8-6). Le même type de distribution spatiale des résultats est observé pour la quantité d'azote fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture cumulée avec la quantité d'azote dans le sol présente au semis (Figure 8-8-11).

⁹ Cet effet n'est pas particulièrement visible sur les box-plots en fonction du climat des figures 8-8-7 et 8-8-9, en raison de valeurs ponctuellement très élevées (représentées ici par les outliers supérieurs du box-plot)

Figure 8-8-8. Quantité moyenne d'azote minéral fourni par l'écosystème (non cumulée avec la quantité d'azote dans le sol au moment du semis) (en kg N /ha) estimée par STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Données présentées en fonction du type de sol exprimé par la classe de texture de l'horizon de surface (a.), de la teneur en matière organique initiale (b.), de la longueur de la séquence de culture (c.) et du type de climat (d.). (Voir le paragraphe 8.7.2.2 pour les labels des classes de climat)

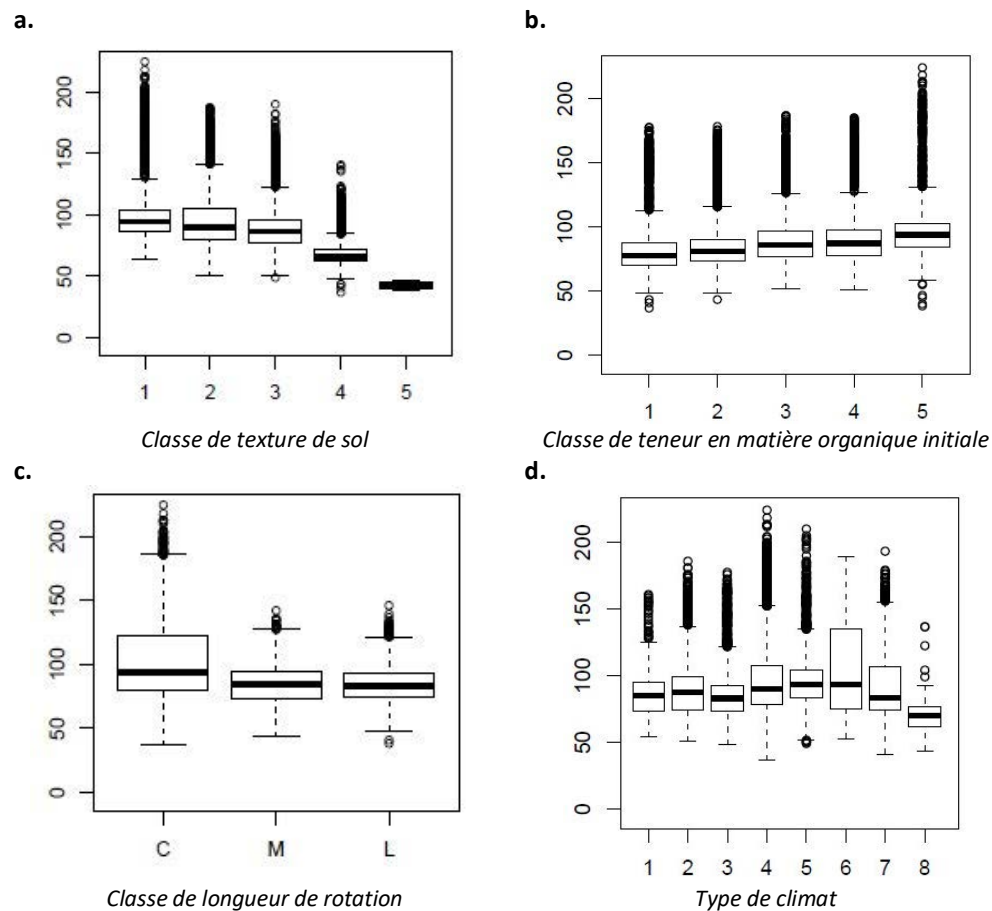


Figure 8-8-9. Carte de la quantité moyenne d'azote minéral fourni par l'écosystème (en kg N /ha) estimée par STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles
Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

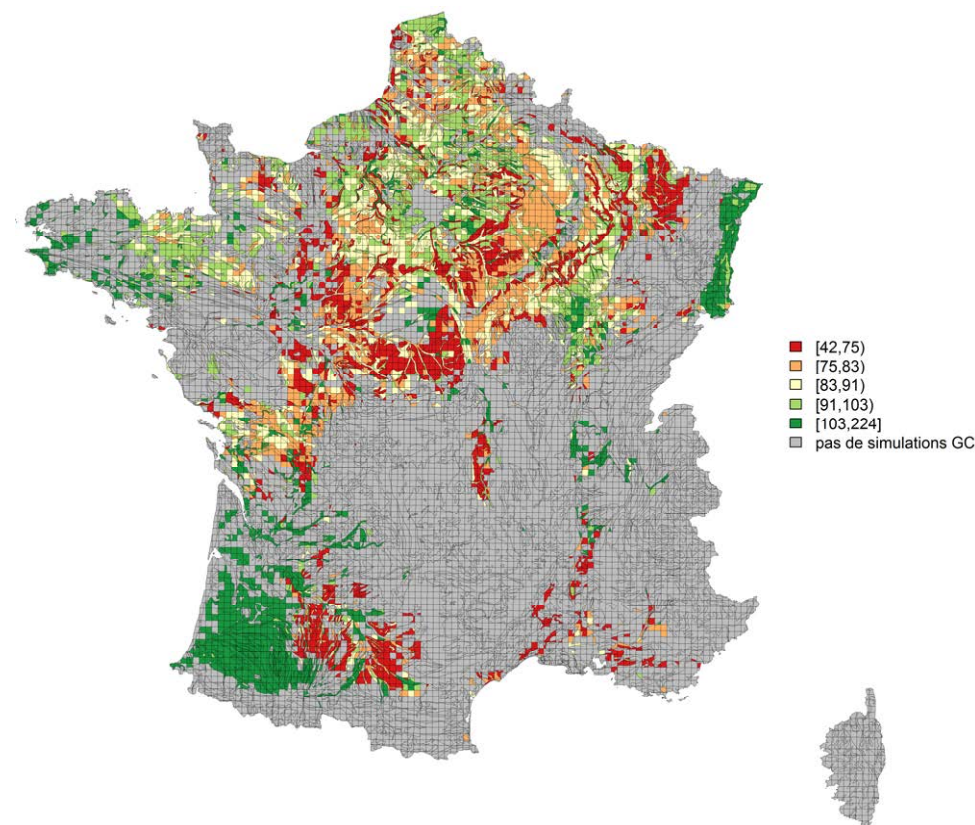


Figure 8-8-10. Quantité moyenne d'azote minéral fourni par l'écosystème, cumulée à la quantité d'azote dans le sol au moment du semis (en kg N /ha) estimée par STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Données présentées en fonction du type de sol exprimé par la classe de texture de l'horizon de surface (a.), de la teneur en matière organique initiale (b.), de la longueur de la séquence de culture (c.) et du type de climat (d.). (Voir le paragraphe 8.7.2.2 pour les labels des classes de climat)

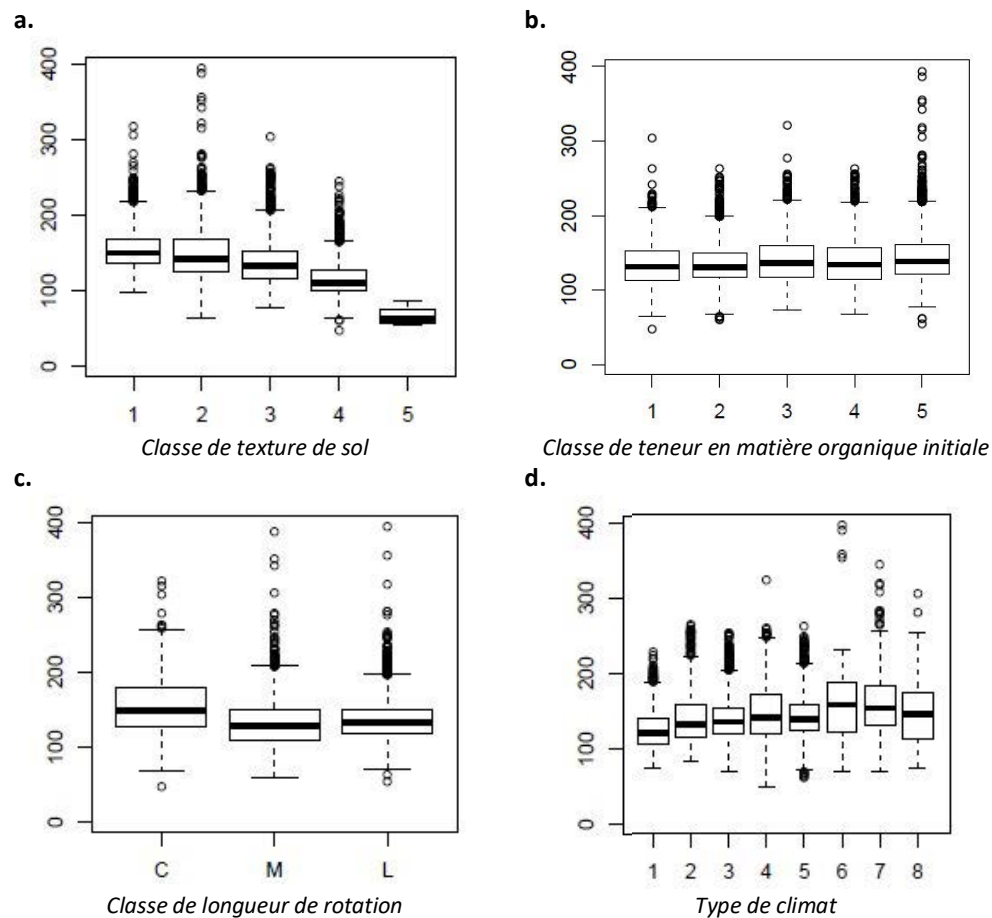


Figure 8-8-11. Carte de la quantité moyenne d'azote minéral fourni par l'écosystème cumulée à la quantité d'azote dans le sol au moment du semis (en kg N /ha) estimée par STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles
Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

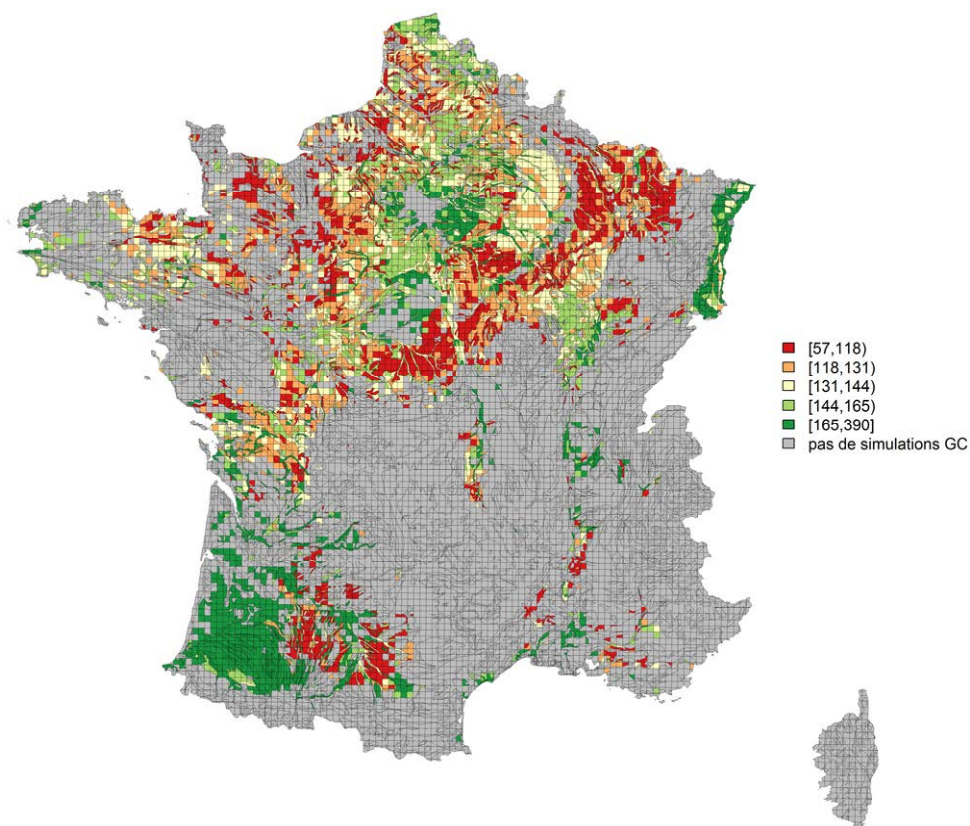


Figure 8-8-12. Quantité moyenne d'azote contenu dans la culture de rente à la récolte (en kg N /ha) estimée par STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Données présentées en fonction du type de sol exprimé par la classe de texture de l'horizon de surface (a.), de la teneur en matière organique initiale (b.), de la longueur de la séquence de culture (c.) et du type de climat (d.). (Voir le paragraphe 8.7.2.2 pour les labels des classes de climat)

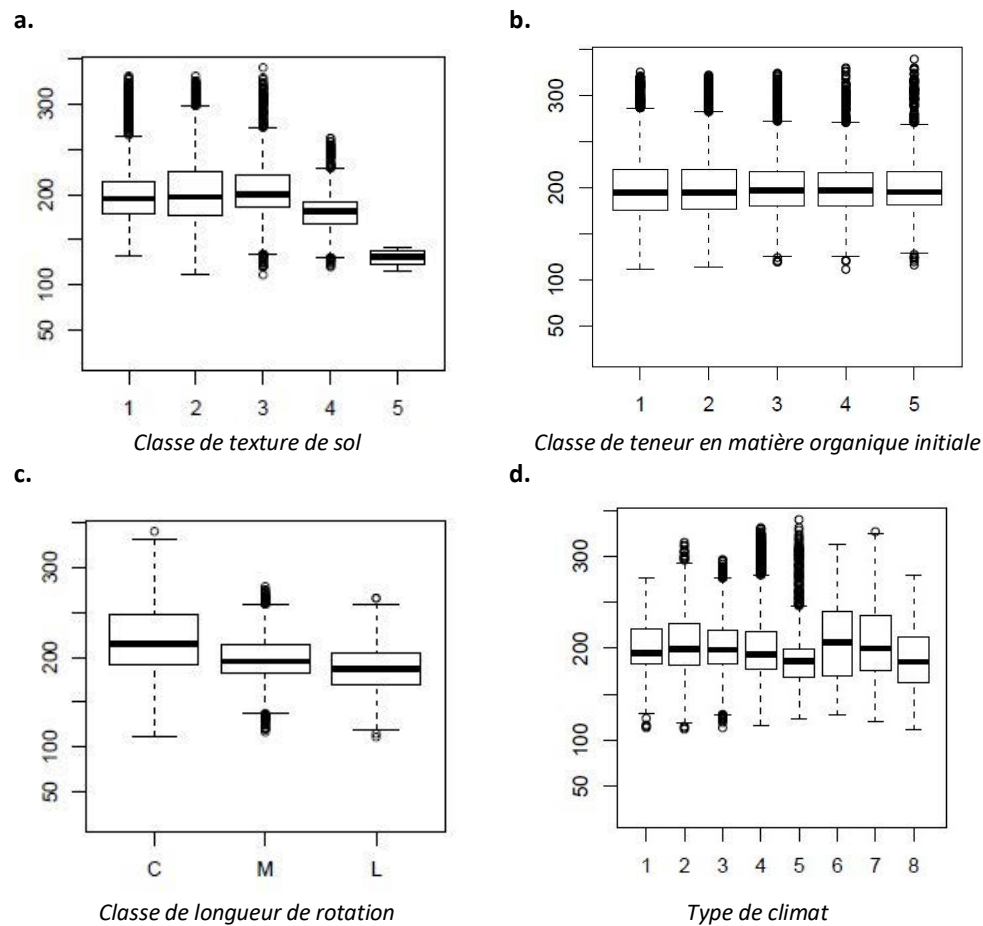
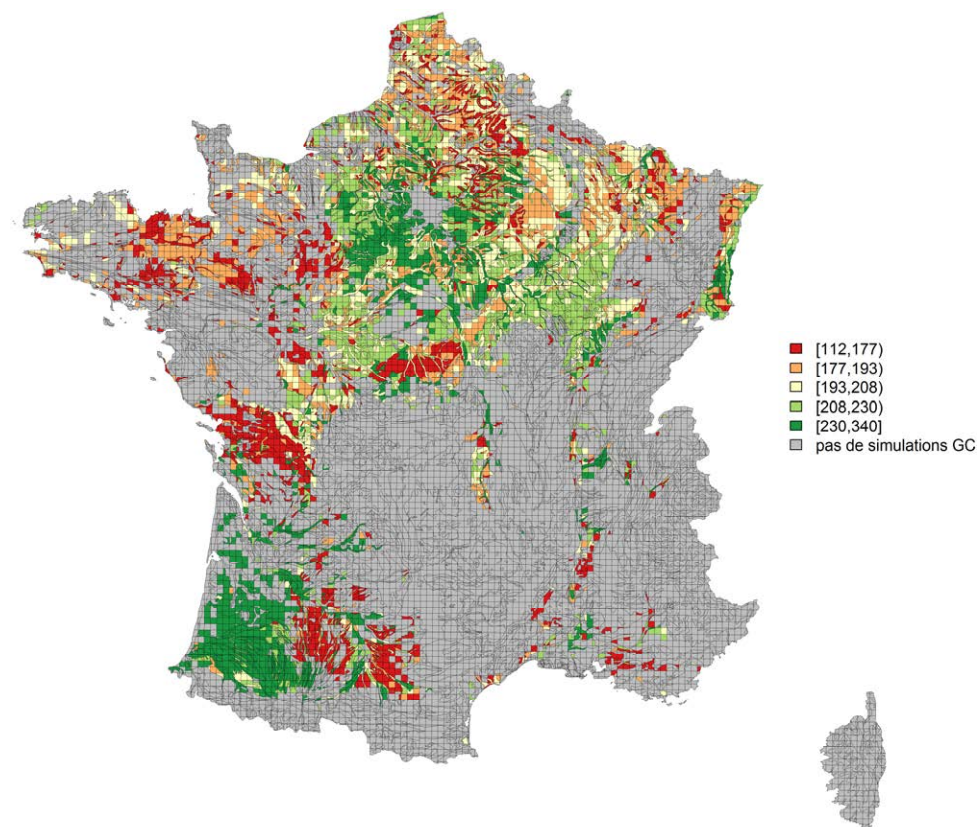


Figure 8-8-13. Carte de la quantité moyenne d'azote contenu dans la culture de rente à la récolte (kg N/ha) estimée par STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles
Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



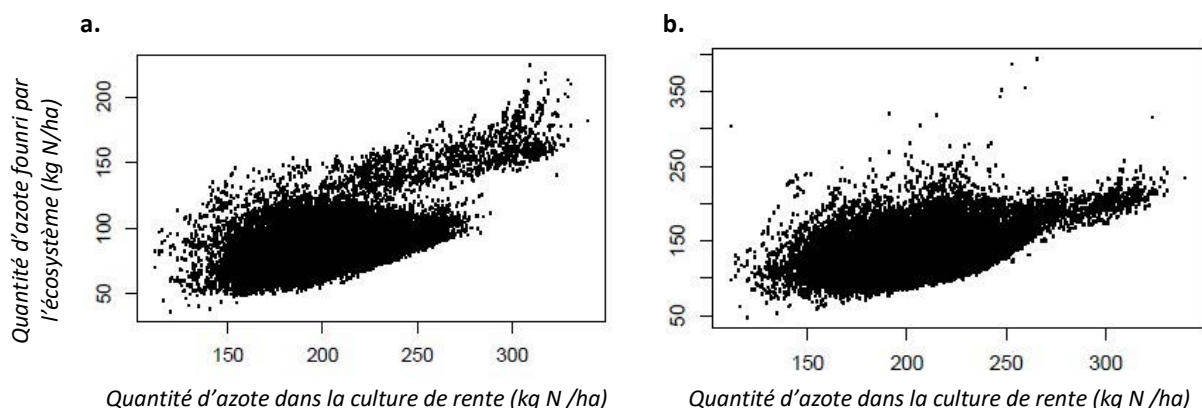
Relations entre azote total dans la plante à la récolte et azote fourni par l'écosystème

La quantité d'azote contenue dans la culture de rente à la récolte est en moyenne de 205 kg/ha, sur l'ensemble des unités de simulation conduites en grande culture. La distribution statistique de cet indicateur ne varie pas en fonction de la teneur en carbone initialement contenue dans le sol (Figure 8-8-12). L'azote dans la plante à la récolte est donc fortement déterminé par la fertilisation. La quantité d'azote contenue dans la culture de rente à la récolte est dépendante néanmoins du type de sol, avec des valeurs de 202 kg/ha en moyenne pour les sols de texture sableuse, limoneuse ou équilibrée et des valeurs de 180 voire 130 kg/ha en moyenne pour les sols de texture argileuse voire très argileuse. La teneur en azote de la culture de rente est d'autant plus élevée que la longueur de la rotation est courte, avec une plus grande variabilité pour les monocultures, à la fois parce que les monocultures peuvent être de nature différente (monocultures d'hiver de type céréales à paille, monocultures de printemps de type maïs, par exemple) -ce qui n'est pas propice à une évaluation moyenne-, mais également parce que ces monocultures reçoivent des fertilisations différenciées, à la fois en terme de quantité, mais également en termes de nature (fertilisation minérale vs fertilisation organique). Enfin, la distribution statistique de la quantité d'azote dans la culture varie en fonction du type de climat, mais, comme pour l'analyse en fonction de la longueur de la rotation, la prise en compte de l'ensemble des systèmes de culture pour l'analyse n'est pas propice à un commentaire général, dans la mesure où climat et systèmes de culture ne sont pas indépendants.

La quantité d'azote contenue dans la culture de rente à la récolte est de l'ordre de 150 à 250 kg N / ha dans la moitié Nord de la France (Figure 8-8-13). Elle est localement faible dans la région climatique dite « Bassin du Sud-Ouest », où la fertilisation moyenne est de faible niveau du fait de faibles apports sur le tournesol revenant fréquemment dans des rotations de type blé-(blé-)tournesol (Figure 8-8-6), et localement élevée dans les Landes ou le long de la Garonne, zones de monoculture de maïs, où la fertilisation est élevée.

La figure 8-8-14 présente les relations entre la quantité d'azote dans la culture à la récolte et la quantité d'azote fournie par l'écosystème, seul ou cumulé avec l'azote dans le sol au moment du semis. On constate qu'en dessous de 200 kg d'N / ha dans la plante à la récolte, il ne semble pas y avoir de relation marquée avec l'azote fourni par l'écosystème. Au-delà de ce seuil, une relation positive entre azote dans la plante et azote dans l'écosystème est plus nettement visible. Elle s'exprime sous la forme de deux ensembles de points, un premier lorsque la quantité d'azote fournie par l'écosystème est comprise entre 50 et environ 120 kg d'N / ha, et un deuxième lorsque la quantité d'azote fournie par l'écosystème dépasse cette valeur. Le même type de phénomène s'observe avec le deuxième indicateur d'azote lié au fonctionnement de l'écosystème mais au-delà d'un seuil 250 kg d'N / ha et suivant une seule tendance. Des analyses complémentaires seraient nécessaires pour expliquer ces phénomènes.

Figure 8-8-14. Quantité d'azote présente dans la culture de rente à la récolte en fonction de la quantité totale d'azote minéral fournie par l'écosystème entre le semis et la récolte de la culture de rente (a.), et avec cette quantité cumulée avec la quantité d'azote minéral au semis (b.)



Une analyse par classe de texture du rapport entre la quantité d'azote fournie par l'écosystème pendant le cycle de la culture et la quantité d'azote dans la culture à la récolte montre que **les sols pourvoient, en moyenne, à 40-50% des besoins de la plante** (Figure 8-8-15-a et Figure 8-8-16). La contribution du sol est d'autant plus faible que la teneur en argile du sol est faible. Les zones du centre de la France et du Sud-Est présentent les ratios les plus faibles alors que le Sud-Ouest, l'Alsace et la Bretagne présentent les ratios les plus élevés. Là encore les effets des différentes cultures composant les séquences simulées dans ces régions seraient à analyser plus finement.

Si on prend en compte l'azote minéral présent au semis, la contribution aux besoins de la plante est de l'ordre de 75 %, en moyenne pour tous les types de sol, avec une contribution légèrement plus faible des sols très argileux (lesquels correspondent à des sols dont la teneur en argile est supérieure à 60 % et sont peu utilisés en grandes cultures). Pour certaines simulations, ce ratio est supérieur à 1 : il existerait donc des situations de cultures (certaines séquences de culture dans certains types de sol et certains climats) dans lesquelles en moyenne les besoins en azote des cultures sont couverts par l'azote disponible dans le sol au semis et fourni par l'écosystème pendant le cycle de culture. Les caractéristiques de ces situations restent à identifier.

Enfin, si l'on prend en compte la fertilisation dans le calcul de ce bilan, **le ratio moyen est largement supérieur à 1, et aucune valeur n'est inférieure à 1** : quelle que soit l'unité de simulation (séquence de culture, type de sol, climat), la quantité d'azote moyenne disponible pour la croissance végétale est supérieure aux besoins moyens de la plante. Considérant que les apports d'azote dans le dispositif de simulation correspondent à la médiane des apports recensés dans l'enquête « pratiques agricoles » par région administrative, ces résultats suggèrent qu'à l'échelle du système de culture, en moyenne, une économie de fertilisation (minérale ou organique) serait possible. Ce constat semble cohérent avec le fait que les pratiques de fertilisation des agriculteurs sont majoritairement basées sur la méthode du bilan (partiel ou complet) et donc sur la couverture des besoins de la culture correspondant à un rendement objectif (voir section 10-1) généralement atteint peu fréquemment (ex. 2 années sur 5). Cette analyse est cependant à modérer au regard de deux limites majeures du dispositif de simulation (voir aussi la section « Perspectives de recherche » relative au plan de simulation). D'une part, les dates de semis et de fertilisation sont fixes pour l'ensemble des unités de simulation par région administrative, donc non conditionnées par les types de sol et le climat annuel. De ce fait, il est possible que les dates de semis et apports d'azote soient, certaines années climatiques, non adaptées au climat de l'année et, qu'en conséquence, le développement de la plante ne soit pas représentatif de ce qu'il a été ces années-là. Dans ce type de situation une sous-estimation du développement de la culture engendre une sous-estimation des quantités d'azote acquises. D'autre part, étant donné que le même niveau de fertilisation par culture est constant pour toutes les unités pédoclimatiques au sein d'une région, il est également possible que, ponctuellement, dans des unités de simulation à faible potentiel (zone marginale de culture) le niveau de fertilisation simulé soit surestimé. La fréquence de cette surestimation, a priori faible au sein des régions, reste à précisément estimer. Pour aller plus loin sur les économies potentielles de fertilisation, une analyse fine des systèmes de cultures concernés par ces ratios supérieurs à 1 reste donc nécessaire, de même qu'une analyse temporelle de l'évolution des flux d'azote au cours de la saison culturale. Il est possible que, annuellement, de l'azote soit présent dans le sol, mais que sa disponibilité ne soit pas synchronisée avec les périodes de besoin de la plante et qu'il soit perdu, par exemple via lixiviation au-delà du volume de sol exploré par les racines.

Figure 8-8-15. Ratio de la quantité d'azote minéral fournie par l'écosystème, sur la quantité d'azote présente dans la culture de rente à la récolte, en fonction de la classe de texture de sol.

Le numérateur du ratio est : (a) la quantité d'azote minéral fourni par l'écosystème **sans** prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis [Q_{sol-S}] ; (b) la quantité d'azote minéral fourni par l'écosystème avec prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis [Q_{sol-F}] ; (c) la quantité d'azote minéral fourni par l'écosystème **avec** prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis et **fertilisation** [$Q_{sol-S} + FERTI$]

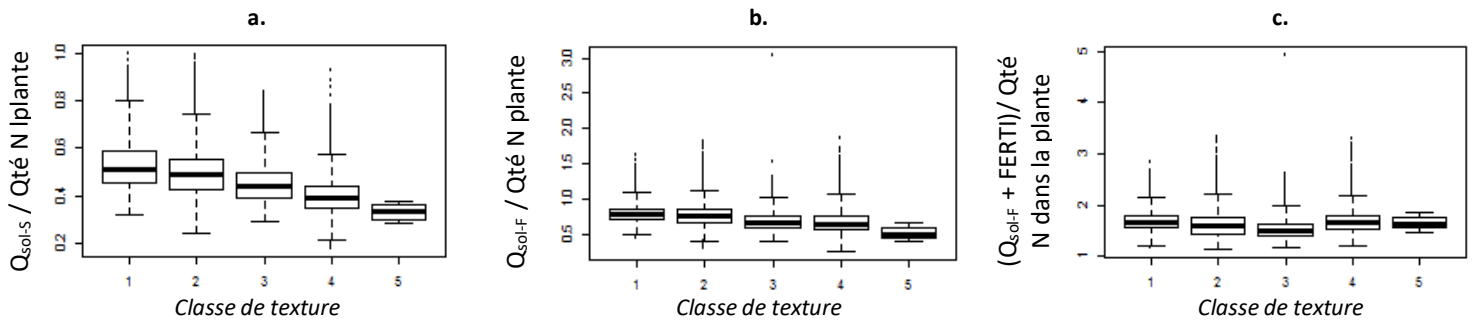
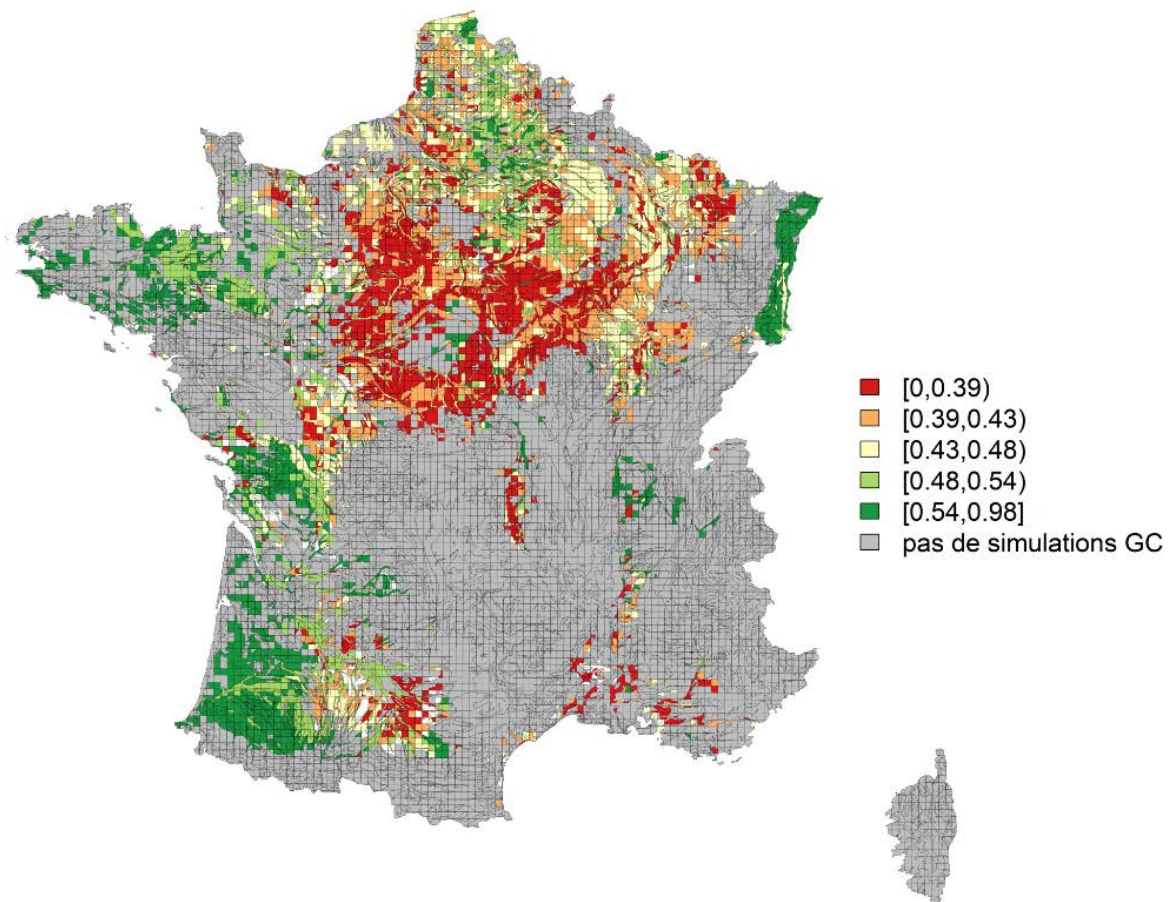


Figure 8-8-16. Carte du ratio de la quantité d'azote minéral fournie par l'écosystème, sur la quantité d'azote présente dans la culture de rente à la récolte. On ne tient pas compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis et on ne tient pas compte de la fertilisation [numérateur du ratio : Q_{sol-S}].

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles
 Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



Influence de la présence de cultures intermédiaires dans la rotation

On compare ici les valeurs de la quantité d’azote dans la plante à la récolte et de la quantité d’azote fournie par l’écosystème pour les systèmes de culture actuels, et pour ces systèmes sans culture intermédiaire, même dans les situations où ils en présentent réellement. Nous souhaitons ainsi discuter des deux hypothèses suivantes :

- Sur le service rendu par l’écosystème : la présence de cultures intermédiaires augmente la quantité d’azote disponible dans le sol pendant la croissance de la culture de rente du fait de la limitation des pertes par lixiviation et de la minéralisation des résidus de cultures intermédiaires ;
- Sur la quantité d’azote dans la plante à la récolte : en conséquence du point précédent, la présence de cultures intermédiaires augmente la quantité d’azote dans la culture de rente car la quantité d’azote disponible dans le sol pour cette dernière est plus élevée.

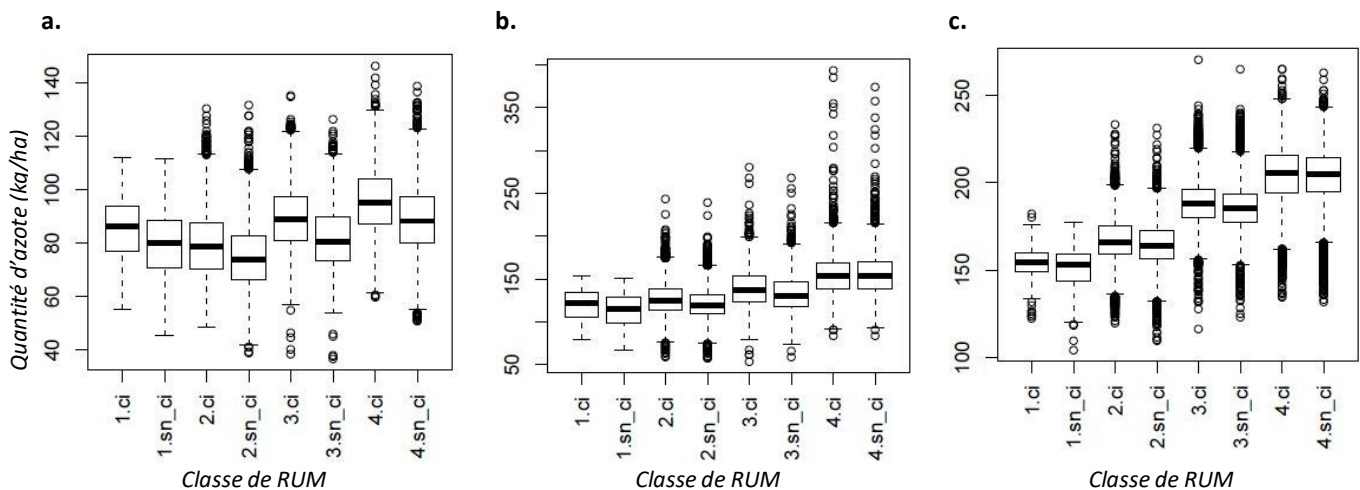
On rappelle que, dans le dispositif de simulation d’EFESE-écosystèmes agricoles, les couverts intermédiaires sont simulés pour les seules unités pédoclimatiques incluses dans une zone vulnérable telle que définie en 2012 dans le cadre de la Directive Nitrates. Ces cultures intermédiaires sont semées et détruites suivant les dates médianes régionales renseignées dans l’enquête pratique culture 2011 (voir Annexe 8-A).

Conformément à notre première hypothèse, la présence d’une culture intermédiaire augmente la quantité d’azote fournie par l’écosystème à la culture de rente. Cet effet est visible en particulier lorsque l’on analyse les résultats au regard de la classe de RUM du sol, pour laquelle la quantité d’azote disponible dans le sol est d’autant plus élevée que la RUM est élevée (Figure 8-8-17a et b). Cet effet reste cependant modéré, dans la mesure où la différence moyenne (toutes valeurs de RUM confondues) est de 5 kg N /ha.

En revanche, notre seconde hypothèse n’est pas validée dans la mesure où la différence de quantité d’azote dans la culture de rente est de l’ordre de 2 kg/ha. Ceci pourrait s’expliquer par le fait que la quantité d’azote apportée via la fertilisation cumulée à la quantité d’azote fournie par l’écosystème des cultures et la quantité d’azote présente au semis couvre les besoins en azote des cultures et, donc, qu’un apport supplémentaire d’azote n’est pas assimilé par la culture. Il est possible cependant que l’analyse conduite sous forme statistique sur l’ensemble des unités de simulation masque des situations spécifiques où l’on pourrait observer effectivement un effet de la présence de cultures intermédiaires sur la quantité d’azote dans la culture de rente à la récolte.

Figure 8-8-17. Quantité d’azote fournie par l’écosystème (a), quantité d’azote fournie par l’écosystème cumulée à la teneur en azote minéral au semis (b.), quantité d’azote présente dans la culture de rente à la récolte (c.)

Le label « ci » indique que les rotations ont été simulées avec des couvertures intermédiaires avant les cultures de printemps ; le label « sn-ci » indique que les rotations ont été simulées sans couverture intermédiaire.



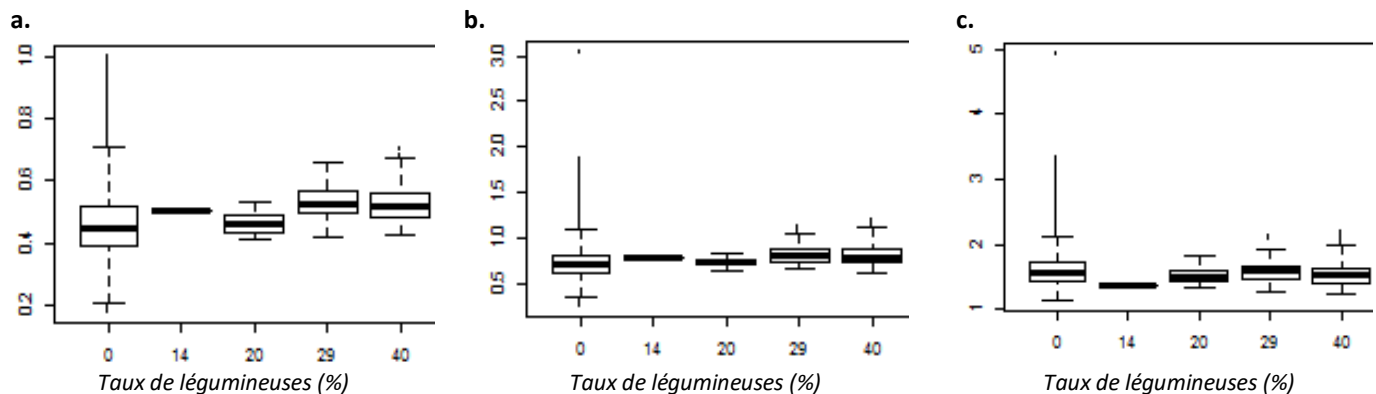
Influence de la présence de légumineuses dans la rotation

Comme nous l'avons précisé précédemment, le nombre d'unités de simulations pour lesquelles des rotations contiennent des légumineuses est faible (Figure 8-8-5). Cependant, sur ces quelques unités, la contribution des légumineuses à la quantité d'azote présente dans la culture de rente à la récolte est significative dès lors que les légumineuses sont fréquentes dans la rotation (Figure 8-8-18) : si l'on ne tient pas compte de la quantité d'azote minéral présent au semis, le ratio calculé, de l'ordre de 45 % en moyenne pour des rotations sans légumineuse atteint 55 % pour des taux de légumineuses supérieurs ou égaux à 30 %. En d'autres termes, la présence de légumineuses une année sur trois permet une augmentation moyenne du ratio calculé de l'ordre de 10 %.

En revanche, si l'on considère également la quantité d'azote apportée par la fertilisation, la contribution des légumineuses à la quantité d'azote présente dans la culture à l'échelle du système de culture ne semble pas significative (Figure 8-8-18c).

Figure 8-8-18. Ratio de la quantité d'azote minéral fournie par l'écosystème, sur la quantité d'azote présente dans la culture de rente à la récolte, en fonction de la proportion de légumineuses dans la séquence de cultures.

Le numérateur du ratio est : (a) la quantité d'azote minéral fourni par l'écosystème **sans** prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis [Q_{sol-S}] ; (b) la quantité d'azote minéral fourni par l'écosystème avec prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis [Q_{sol-F}] ; (c) la quantité d'azote minéral fourni par l'écosystème **avec** prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis et **fertilisation** [$Q_{sol-S} + FERTI$]



8.8.2.4. Discussion et perspectives

Axes de discussion méthodologiques

Limites d'une évaluation des indicateurs par modélisation avec le modèle de culture STICS

Les valeurs de l'indicateur de SE et la valeur de la quantité d'azote dans la plante à la récolte ont été calculées sur chaque unité de simulation par le modèle de culture STICS. Ce choix peut trouver ses limites car l'on pose comme acquis que la paramétrisation des modules de minéralisation et de fixation symbiotique dans le modèle est fiable sur l'ensemble du territoire. Il est cependant possible que certains paramètres de ces modules n'aient pas été évalués dans l'ensemble des contextes agropédoclimatiques. Une analyse de la validité de ces paramètres sur l'ensemble du territoire, assortie éventuellement d'une réévaluation au champ sur la base d'expérimentations serait nécessaire.

Procédures d'analyse sur un enchaînement de 30 années de simulation

Pour l'ensemble des SE évalués à l'aide du modèle de culture STICS, nous avons fait le choix d'enchaîner des simulations sur 30 ans, afin de pouvoir prendre en compte, d'une part, les effets des séquences de couverts végétaux (cultures et couverts intermédiaires) et, d'autre part, de la variabilité intra et interannuelle du climat. En ce qui concerne l'évaluation du SE « fourniture de N minéral aux plantes cultivées », ce protocole de simulation propose une avancée relativement aux études classiques qui sont basées sur des simulations annuelles ou

pluriannuelles dans lesquelles l'état du sol est réinitialisé chaque année. En effet, l'enchaînement des simulations proposé dans cette étude permet de bien prendre en compte les effets liés aux précédents de culture – notamment la quantité d'azote apportée par les résidus des précédents- qu'il s'agisse d'une culture de rente ou d'une culture intermédiaire. En revanche, le protocole d'analyse basée sur des calculs de moyennes et d'écart-types de l'ensemble des sorties des simulations pourrait être amélioré. En effet, excepté pour les séquences en monocultures, il associe intrinsèquement des résultats sur des cultures d'hiver et des cultures de printemps : on exacerbe ainsi probablement la variabilité des indicateurs de SE, car la dynamique des processus de minéralisation et fixation symbiotique, fortement liée aux conditions de température et d'humidité, est très influencée par la saisonnalité. Il faudrait donc développer de nouvelles procédures d'analyse statistique des sorties de simulation : d'une part, des procédures qui tiennent compte séparément et spécifiquement des cultures d'hiver et des cultures de printemps, tout en conservant les effets liés aux précédents culturaux ; d'autre part, des procédures qui permettent de hiérarchiser l'effet des séquences de culture de l'effet des successions de culture.

Evaluation de l'indicateur « quantité d'azote fournie par l'écosystème, pendant la période de croissance de la culture de rente »

Dans notre protocole d'analyse, nous utilisons deux indicateurs de SE : l'un ne tient pas compte de la quantité d'azote présente au moment du semis de la culture de rente, l'autre tient compte de cette quantité d'azote. Ces deux expressions sont valides lorsque l'on envisage des évaluations annuelles de la quantité d'azote que peut fournir l'écosystème : la première expression décrit la capacité de l'écosystème à « produire » de l'azote assimilable par la culture ; la seconde expression rend compte de la quantité d'azote total que la plante « peut avoir à sa disposition » pour sa croissance¹⁰.

Comme expliqué ci-avant, à l'échelle interannuelle, ces deux indicateurs sont dépendants des apports d'azote de la fertilisation. Aussi, il serait nécessaire de poursuivre le développement d'un cadre d'analyse et de méthodologies combinant analyses annuelles et interannuelles pour permettre de caractériser et distinguer les sources d'azote, anthropiques et écosystémiques.

Axes de discussion scientifiques

Indicateur de service vs. indicateur de la quantité d'azote dans la plante à la récolte

Dans cette étude, nous avons utilisé le modèle STICS comme outil d'évaluation des indicateurs. Notre idée initiale était d'évaluer le SE effectif via l'estimation de la quantité d'azote dans la plante par simulation de systèmes de cultures sans fertilisation azotée, « toutes choses égales par ailleurs ». Il s'agissait notamment de conserver des pratiques d'irrigation dans les régions où l'irrigation est pratiquée, notamment pour éviter qu'un stress hydrique trop important génère un stress azoté. Cependant, les résultats ont montré que les quantités d'azote fournies par l'écosystème étaient non représentatives du potentiel de l'état initial – le taux d'azote organique dans le sol-, en raison d'un enchaînement des simulations sur 30 ans qui conduisent à des quantités de biomasse restituées au sol très faibles. C'est la raison pour laquelle nous avons choisi d'analyser les résultats en situation de fertilisation réelle. En conséquence, la quantité d'azote dans la culture de rente a été choisie comme une variable d'analyse des effets des indicateurs de SE, et non comme un indicateur de SE effectif. Dans des protocoles d'évaluation différents et à construire, la « quantité d'azote contenue dans la culture de rente » serait un indicateur du niveau de SE effectif. Les caractéristiques de ce type de protocole sont discutées dans l'Annexe 8-A.

Le rôle des légumineuses

Dans cette étude, nous avons effleuré l'analyse du rôle des légumineuses sur le service « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » en grandes cultures, car les systèmes de culture simulés contenant des légumineuses dans leurs séquences– définies d'après les pratiques actuelles dominantes d'introduction des légumineuses dans les systèmes de cultures – sont très peu nombreux. De ce fait, une analyse statistique des résultats est délicate. Elle montre cependant que la présence de légumineuses une année sur trois augmente significativement la contribution de l'écosystème à la fourniture d'azote minéral aux plantes.

¹⁰ On notera au passage que ces deux expressions ne sont pas indépendantes, dans la mesure où la quantité d'azote que l'écosystème peut minéraliser ou fixer symbiotiquement dépend de la quantité d'azote présente dans le sol

Néanmoins, l'enjeu reste fort actuellement d'évaluer le rôle des légumineuses dans ce service, et nécessiterait des simulations sur la base de scénarios de séquences de cultures. Il serait alors possible d'introduire des légumineuses non seulement en tant que culture de rente dans la séquence, mais également dans les couverts intermédiaires. De telles simulations permettraient d'évaluer la plus-value de l'introduction de légumineuses non seulement sur le service « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées », mais également pour d'autres services.

Par ailleurs, le protocole de simulation mis en œuvre conduit à maintenir les pratiques de fertilisation à leur niveau réel, ce qui n'est pas sans conséquence sur la quantité d'azote apporté par fixation symbiotique, puisque ce processus n'est pas indépendant de la quantité d'azote présente dans le sol.

Stratégie de fertilisation et aspects dynamiques

De façon générale, les processus mis en jeu dans le SE « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » que sont la minéralisation et la fixation symbiotique ne sont pas indépendants du niveau d'azote présent dans le sol, y compris l'azote apporté par la fertilisation. L'enjeu principal de l'évaluation de ce SE et la valorisation de son potentiel est donc de proposer des stratégies de fertilisation minimale permettant de maintenir un niveau optimal de biens et de services. Par exemple, des évaluations par modélisation de scénarios de séquences de couverts végétaux, avec des fertilisations occasionnelles, minérales ou organiques, apporteraient des éléments originaux pour concevoir des systèmes de cultures innovants, à bas niveau d'intrants et haut niveau de SE.

Par ailleurs, nous n'avons pas analysé, dans ce chapitre, l'effet du type de fertilisation (fertilisation organique vs fertilisation minérale) bien que les simulations aient été conduites pour ces deux modalités. Ce jeu de données reste à analyser. Il permettrait d'évaluer conjointement le niveau de service, en relation avec le niveau et le type de fertilisation. De façon plus générale, il permettrait d'évaluer des pratiques permettant d'améliorer le niveau organique du sol en maintenant la production de biomasse et l'ensemble des services de régulation.

Enfin, nous avons analysé le SE via l'estimation de moyennes sur trente années de simulation. Considérant que le niveau de SE dépend de la dynamique de la matière organique, il serait nécessaire de développer des procédures qui permettent d'analyser la dynamique du SE, de ses déterminants biophysique et des effets des facteurs exogènes. Ces travaux ouvriraient la voie à ceux sur la résilience des SE aux facteurs exogènes. **Ces propositions sur l'analyse des dynamiques de SE ne sont pas spécifiques au SE analysé ici : ce sont, en fait, des perspectives pour tous les SE instruits dans EFESE-écosystèmes agricoles.**

8.8.3. Evaluation économique du SE

Experts responsables : Maïa David, Vincent Martinet

L'évaluation économique du SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées peut être réalisée *via* l'estimation du coût des engrais azotés qu'il serait nécessaire à l'agriculteur d'apporter pour maintenir le niveau de production agricole en l'absence du SE. Pour réaliser l'évaluation économique du niveau effectif de SE, il faut connaître la manière dont le niveau de SE est pris en compte dans le raisonnement des pratiques de fertilisation azotée, autrement dit la manière dont l'agriculteur adapte l'itinéraire de fertilisation azotée lorsqu'il a connaissance des concentrations en azote assimilable par les plantes cultivées dans le sol (donc du niveau du SE). L'évaluation économique du SE effectif va dépendre de l'état de référence du système qui est choisi et des hypothèses retenues sur le comportement des agriculteurs. L'état actuel des connaissances ne permet pas de caractériser les modifications du comportement des agriculteurs en réponse au niveau de fourniture du SE. L'évaluation du SE effectif ne pourrait être réalisée qu'en posant des hypothèses fortes et trop simplificatrices sur ces comportements. En conséquence, il est fait le choix dans EFESE-écosystèmes agricoles de proposer une évaluation économique du potentiel de SE (capacité de l'écosystème). Le niveau potentiel de SE est alors évalué par la valeur des intrants azotés de synthèse qu'il faudrait apporter au système pour pallier l'absence de fourniture du SE. Cette méthode, dite méthode des coûts de remplacement, est largement répandue dans la littérature économique pour évaluer différents types de SE et notamment la fourniture d'azote (Sandhu et al. 2008). Le niveau actuel de fourniture par l'écosystème en azote assimilable par les plantes cultivées est considéré comme référence. L'avantage de cette approche est qu'elle est simple à mettre en place (voir Sandhu et al. 2008

pour la Nouvelle-Zélande). L'inconvénient est qu'elle ne reflète pas le niveau de SE effectif quand le niveau de fourniture du SE potentiel est significativement plus élevé que celui du SE effectif¹¹.

A noter que cette approche peut aussi induire une surévaluation des bénéfices environnementaux liés à une augmentation de la fourniture du SE. En effet, si l'agriculteur ne prend pas en compte le niveau de SE dans son choix d'apport, plus le niveau de SE est élevé et plus la quantité d'éléments minéraux non absorbés sera élevée, augmentant les impacts environnementaux négatifs potentiels.

Les simulations conduites dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles avec le modèle STICS ont permis d'estimer les quantités d'azote fournies par l'écosystème aux cultures (en kg d'azote/ha/an). L'évaluation économique du SE fourni consiste alors à multiplier ces quantités par le prix de marché de l'azote en France (en euros par tonne d'azote).

Sandhu *et al.* (2008) appliquent une méthode similaire pour évaluer le SE de minéralisation de l'azote fourni par des écosystèmes agricoles en agriculture conventionnelle vs. agriculture biologique en Nouvelle-Zélande. Grâce à des expérimentations sur parcelles, ils déterminent des taux de conversion entre matière organique et quantité totale d'azote minéralisée. Puis ils calculent la valeur économique du SE rendu en multipliant cette valeur par un prix de l'azote à 0.84 USD /kg.

8.8.3.2. Stratégie retenue pour l'évaluation économique du SE

L'évaluation économique suivant la méthode des coûts de remplacement du SE « Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » est basée sur la logique générale suivante :

Valeur économique de la quantité d'azote assimilable fournie par l'écosystème aux plantes cultivées pour un espace géographique donné (euros/an) = quantité moyenne annuelle d'azote fournie par l'écosystème (en kgN/ha/an) x coût moyen de l'azote (en euro/kgN) x surfaces des cultures (ha).

Par la suite nous considérons seulement la quantité d'azote fournie par l'écosystème pendant le cycle de la culture de rente, sans prise en compte de la quantité d'azote au semis, considérant que cette dernière est très largement dépendante des apports d'azote par fertilisation sur le cycle précédent.

Aussi, l'évaluation économique a été réalisée en quatre grandes étapes :

(i) estimation d'une quantité moyenne annuelle d'azote fournie par l'écosystème pendant le cycle de la culture de rente par ha (kgN/ha/an) par unité pédoclimatique *via* une procédure de changement d'échelle prenant en compte le poids relatif des simulations dans l'UPC (Cf. Annexe 8-A) ;

(ii) estimation d'une quantité moyenne annuelle d'azote fournie par l'écosystème (kgN/an) par UPC *via* la multiplication des résultats de la première étape par les surfaces correspondantes de culture par UPC. Dans cette procédure, pour chaque culture simulée, la quantité d'azote moyenne estimée en étape (i) est extrapolée à l'ensemble de la surface de cette culture de l'UPC. Les surfaces utilisées ici correspondent à la surface totale moyenne par culture sur 2010-2012 dans l'UPC (moyenne des surfaces des RPG annuels) ;

(iii) estimation d'une quantité moyenne annuelle d'azote fournie par l'écosystème par culture (kgN/an) pour la France métropolitaine. Dans cette procédure, pour chaque culture simulée (Cf. tableau 8-8-1), la quantité moyenne annuelle d'azote fournie par l'écosystème (kgN) estimée dans l'étape précédente est extrapolée, proportionnellement, à l'ensemble de la surface de la culture en France c.-à-d. aux surfaces non comprises dans les UPC simulées. Les surfaces utilisées ici correspondent à la surface totale moyenne sur 2010-2012, France entière, par culture (moyenne des surfaces des RPG annuels). La surface totale d'extrapolation considérée ici est de 13 506 227 d'ha alors que la surface RPG moyenne de grandes cultures (y c. de cultures industrielles) France entière sur 2010-2012 est de 14 811 520 ha. La surface considérée dans cette évaluation économique correspond donc à plus de 91% de la surface moyenne sur 2010-2012 de grandes cultures en France métropolitaine ;

¹¹ Cette approche permettrait d'évaluer le niveau effectif de SE si l'on considère que l'agriculteur a initialement un apport d'azote optimal et que la réponse du rendement à l'azote est concave. Il est alors optimal pour l'agriculteur de compenser toute diminution de la fourniture du SE, dans la mesure où l'on ne considère pas les usages des sols alternatifs (ce qui sera le cas pour une variation marginale du niveau de SE).

(iv) estimation des coûts associés (€/an) aux quantités moyennes annuelles d'azote estimées dans les étapes (ii) et (iii). Pour cela, un coût moyen du kg d'N de 0,85 € a été utilisé conformément au coût utilisé dans Pellerin *et al.*, 2013.

8.8.3.3. Analyse des résultats

Les résultats de l'évaluation économique sont présentés dans le tableau 8-8-1. Ils doivent être analysés avec précaution. Ils correspondent à un premier ordre de grandeur du coût de remplacement du SE « Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » pour les surfaces d'écosystèmes agricoles couvertes par les principales grandes cultures en France et la betterave sucrière. Ils sont d'autant plus incertains que la surface RPG d'une culture dans les UPCs simulés est faible relativement à la surface totale de cette culture en France. En effet, la qualité de l'extrapolation dépend de la représentativité du jeu de données issues des simulations relativement à l'ensemble des surfaces de culture. Ainsi, l'évaluation sur les surfaces totales de pois de printemps et de maïs fourrage est particulièrement incertaine puisque les surfaces de ces cultures dans les UPC simulées représentent une part minoritaire de la surface totale de celles-ci, respectivement 19% et 31% des surfaces totales. Les évaluations pour le maïs grain et le tournesol sont elles aussi à analyser au regard de la représentativité des surfaces simulées (53% des surfaces totales pour ces deux cultures). Ces faibles représentativités sont liées au fait que ces cultures sont faiblement représentées dans les séquences dominantes (en terme de surface) par UPC qui ont été simulées avec STICS dans EFESE-écosystèmes agricoles.

Le coût de remplacement total du SE « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » ne peut être calculé car il correspondrait au cas extrême (et irréaliste) où tout l'azote devrait être apporté, avec la limite que le présent calcul est réalisé « toutes choses égales par ailleurs », à un prix de l'azote donné. Or le calcul ne prend pas en compte les effets prix d'une telle hausse de la demande d'azote minéral.

8.8.3.4. Perspectives de recherche

Plusieurs pistes d'amélioration de la qualité de l'évaluation économiques sont envisageables.

La simulation d'un plus grand nombre de séquences dans un plus grand nombre d'UPC permettrait d'améliorer la représentativité des estimations biophysiques et donc de l'évaluation économique. Cette amplification des simulations pourrait être orientée de manière à mieux couvrir les surfaces des cultures faiblement représentées dans le plan de simulation actuel.

Enfin, la méthode d'évaluation du SE fourniture d'azote par l'écosystème proposée ici estime une borne supérieure de la valeur monétaire du SE en supposant que l'agriculteur compense exactement la quantité d'azote qui n'est plus fournie par l'écosystème. Dans des travaux futurs, une prise en compte plus fine du comportement de l'agriculteur serait souhaitable en tenant compte des mesures effectuées (ou non) par celui-ci sur les besoins en apports d'azote. Dans le cas extrême où aucune mesure n'est faite avant l'apport anthropique (i.e. le niveau fourni par l'écosystème n'affecte pas la quantité apportée par l'agriculteur) et qu'on a un excès d'azote engendrant des pollutions, l'absence du SE de fourniture d'azote par l'écosystème peut avoir des conséquences positives en réduisant ces pollutions.

Tableau 8-8-1. Évaluation économique du SE « Fourniture en azote assimilable par les plantes cultivées ».

La quantité moyenne d'azote fournie par l'écosystème sur le cycle de la culture de rente est donnée à titre indicatif par type de culture. Voir explication de la procédure de calcul dans la section 8.8.3.2.

Les chiffres présentés dans ce tableau fournissent des premiers ordres de grandeur qu'il faut analyser au regard des hypothèses et des méthodes d'évaluation mobilisées.

Culture :	Quantité moyenne d'azote fourni par l'écosystème (kg N/ha/an)	Surface "UPC" de la culture = surface occupée par la culture dans les UPC où elle est simulée (ha ; moyenne 2010-12)	Coût de la fertilisation azotée minérale de la culture dans l'ensemble des UPC où elle est simulée (M€/an)	Surface totale de la culture = surface occupée par la culture à l'échelle France entière (ha ; moyenne 2010-12, extrapolation)	Coût de la fertilisation azotée minérale de la culture à l'échelle France entière (M€/an)	Représentativité des surfaces prises en compte dans le dispositif de simulation = surface "UPC" / surface totale
Betterave sucrière	121	302 335	31	437 165	45	69 %
Blé tendre	74	3 958 377	243	6 006 826	369	66 %
Orge	74	1 119 855	71	1 548 366	98	72 %
Colza	90	1 083 475	82	1 590 907	120	68 %
Maïs fourrage	95	385 833	32	1 264 859	105	31 %
Maïs grain	131	867 926	101	1 643 784	191	53 %
Pois de printemps	170	56 117	8	291 370	43	19 %
Tournesol	78	383 282	23	722 950	43	53 %

8.9. Fourniture d'autres nutriments et oligo-éléments aux plantes cultivées

Expert coordinateur : Sylvain Pellerin

Contributeur scientifique : Isabelle Cousin

8.9.1. Spécification biophysique du SE

8.9.1.1. Dénomination précise et nature du SE

En plus de l'azote (N), qui fait l'objet d'un SE décrit et évalué de façon spécifique (voir section 8.8), les sols fournissent aux plantes d'autres éléments minéraux indispensables à leur croissance. Ces éléments ont un rôle structural, c'est-à-dire qu'ils entrent dans la composition de biomolécules, et/ou un rôle métabolique (coenzymes, osmoticum,...). Parmi les éléments indispensables on distingue classiquement les éléments minéraux majeurs (N, P, K, S, Mg, Ca) et les oligo-éléments (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, Cl, Ni). D'autres éléments sont non indispensables, mais peuvent avoir dans certains cas un effet bénéfique (ex. Na, Si, Co). D'autres encore sont non indispensables, et parmi eux certains peuvent avoir un effet toxique (ex. Al, As, Cd, Cr, Hg, Pb,...). Sauf cas particulier les éléments minéraux sont prélevés par les racines dans la solution de sol à l'état ionique dissous (ex NO_3^- ou NH_4^+ pour N, HPO_4^{2-} ou H_2PO_4^- pour P, K^+ pour K, etc...). L'absorption *sensu stricto* (passage d'un ion de la solution de sol à l'intérieur d'une cellule de la racine) est généralement sélective et contrôlée par la plante. Elle met en jeu des transporteurs spécifiques ou non.

Dans les écosystèmes terrestres non ou peu anthropisés, le cycle des éléments minéraux autres que l'azote est en général assez conservatif. Ces éléments sont prélevés par les racines des plantes dans la solution du sol, puis retournent au sol *via* les litières ou après consommation par les animaux *via* les fèces, urines et carcasses. Dans les écosystèmes agricoles, les éléments minéraux contenus dans les parties récoltées sont exportés hors des parcelles et entrent dans la chaîne agro-alimentaire. Une fraction est restituée au sol, mais parfois très loin de la parcelle d'origine, sous forme d'effluents d'élevage ou d'autres produits organiques (composts, boues de station d'épuration, digestats). Une autre fraction est rejetée dans le réseau hydrographique (eaux usées partiellement épurées) et une autre est stockée dans des décharges sous forme de déchets ultimes (cendres issues de l'incinération des déchets). A ces sorties d'éléments minéraux liées aux exportations par les récoltes, et au recyclage seulement partiel des produits organiques, s'ajoutent des pertes directes depuis les parcelles vers le réseau hydrographique (lixiviation pour le Potassium, érosion particulière pour le Phosphore). Pour compenser l'ensemble de ces exportations, les agriculteurs apportent des fertilisants minéraux et organiques. En plus de l'azote (N), les éléments minéraux les plus souvent apportés sous forme de fertilisants de synthèse sont le phosphore (P), le potassium (K), le soufre (S) et le magnésium (Mg). Jusqu'au début des années 1990 l'apport de soufre était peu pratiqué car les dépôts atmosphériques liés à la pollution soufrée de l'air suffisaient à entretenir la disponibilité en S des sols. Les progrès faits en matière de lutte contre la pollution atmosphérique font que des carences en soufre tendent à réapparaître sur certaines cultures sensibles (ex. Colza), ce qui motive une augmentation des apports de fertilisants soufrés. La fertilisation oligo-minérale est pratiquée de façon plus exceptionnelle dans le cas de carences avérées, maintenant assez rares en France.

Parmi les éléments minéraux mentionnés, le **phosphore (P)** est celui sur lequel existent actuellement les plus forts enjeux (Cordell *et al.*, 2009 ; Penuelas *et al.*, 2013 ; Withers *et al.*, 2015). Le P est un **élément nutritif indispensable aux êtres vivants, non substituable**. Il entre dans la composition de molécules essentielles comme l'ADN, support de l'information génétique, les ATP/ADP, molécules clés de l'énergétique cellulaire, et les phospholipides, constituants des parois cellulaires. Une déficience modérée en P se traduit par une réduction de la croissance foliaire, ce qui réduit l'entrée de carbone par photosynthèse et donc la croissance (Plenet *et al.*, 2000 a et b). A l'échelle planétaire la déficience en P reste un facteur limitant majeur de la production agricole et alimentaire (Mueller *et al.*, 2012). En plus d'être un élément nutritif indispensable aux plantes, le P est un

élément déclencheur de l'eutrophisation des milieux aquatiques, en particulier dans les eaux continentales (Carpenter, 2008 ; Schelske, 2009). En effet, du fait de sa faible solubilité, il est naturellement peu présent dans les écosystèmes aquatiques, ce qui fait qu'un apport externe lève la limitation de la productivité primaire par la disponibilité en P, provoquant des proliférations algales. Enfin les roches phosphatées à partir desquelles sont fabriqués les engrais phosphatés sont une **ressource fossile finie, non renouvelable**. Les engrais minéraux sont fabriqués à partir de roches phosphatées majoritairement sédimentaires contenant des minéraux de la série des apatites, phosphates calciques insolubles titrant plus de 100 g de P par kg. Le minéral le plus fréquent est la fluoroapatite ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$). Ces roches phosphatées sont utilisées en agriculture directement après broyage (phosphates naturels) ou après dissolution acide et fabrication d'engrais de synthèse. Des publications alarmistes ont prédit un pic d'extraction de phosphates vers 2035, après quoi la demande deviendrait durablement et structurellement supérieure à l'offre (Cordell *et al.*, 2009). Même si des prévisions plus fiables et moins alarmistes sont parues depuis (van Vuuren *et al.*, 2010 ; Scholz et Wellmer, 2013 ; Ulrich et Frossard, 2014), il n'en demeure pas moins que la disponibilité en P pour la production alimentaire mondiale représente un enjeu majeur à long terme. Les gisements sont localisés dans quelques pays seulement (75% des réserves sont au Maroc) et la France, comme l'ensemble de l'Union Européenne, ne dispose pas de gisements sur son territoire, hormis un gisement modeste en Finlande. A la question quantitative s'ajoute celle de la qualité des gisements, liée à la teneur du minerai en cadmium et uranium. En 2014, le phosphate a été inscrit sur la liste des 20 matières premières considérées comme critiques par l'union européenne. La maîtrise du cycle du P représente un enjeu majeur en termes de sécurité alimentaire mondiale, d'autonomie alimentaire et de productivité agricole en France et en Europe et de préservation de la qualité des eaux (Withers *et al.*, 2015). Les enjeux sont moindres sur les autres éléments, mais pas inexistantes. Leur dynamique dans le système sol-plante est en partie contrôlée par des processus similaires à ceux du P (fortes interactions avec la phase solide du sol pour la plupart d'entre eux, coexistence d'un cycle organique et minéral pour S comme pour P, etc.), ce qui fait que la réflexion sur le cas du P peut utilement alimenter celle relative aux autres éléments. Le potassium (K), souvent associé à P en agronomie, n'est pas impliqué dans des problématiques environnementales, et l'enjeu des réserves au niveau mondial est moins aiguë que pour P. Son cycle biogéochimique est à plusieurs égards plus simple que celui du P puisqu'il n'existe pas de formes organiques du K. **Dans la suite de cette section, du fait de son importance pour la production de biens agricoles et des enjeux associés de protection de la qualité des eaux et de sécurité alimentaire, on se focalisera sur le cas du P.** Une réflexion similaire sur le cas des autres éléments est envisageable, mais avec des enjeux moindres et une disponibilité d'informations scientifiques plus restreinte.

Dans la littérature relative aux SE, le P est rarement explicitement mentionné. Il est parfois implicitement traité dans le cadre d'un SE général de régulation des cycles des éléments nutritifs (*nutrient cycling regulation*), ou bien dans le cadre d'un SE d'auto-entretien de la fertilité du sol (*maintenance of soil fertility*, Maes *et al.*, 2011) ou plus implicitement encore dans le cadre d'un SE de maintenance des conditions physiques, chimiques et biologiques du sol (*Soil formation and composition*, Maes *et al.*, 2014)¹. Un SE de « rétention » du P vu comme un polluant est parfois mentionné (Maes *et al.*, 2014), mais le plus souvent pour des écosystèmes peu anthropisés (Hansson *et al.*, 2005 ; Mitsch *et al.*, 2014 ; Simpson, 2011)². La disponibilité en P est un déterminant biophysique d'autres SE, dans la mesure où elle conditionne la fixation symbiotique d'azote par les espèces fixatrices, la croissance des végétaux et les cycles et SE associés (cycle du carbone, production de biens végétaux, régulation du climat). La fourniture de P pour l'alimentation humaine *via* les produits végétaux et animaux n'est jamais évoquée comme un SE, dans la mesure où elle est implicitement incluse dans la fourniture de biens végétaux et animaux. Il en est de même de la fourniture de P pour la fertilisation *via* les effluents d'élevage, implicitement incluse dans le SE correspondant. Sans que la notion de SE soit toujours explicitement mentionnée on trouve dans la littérature quatre approches principales :

- Un SE assez général de **régulation des cycles des éléments minéraux** (*nutrient cycling regulation*), **incluant le cas du P**. Sans être toujours précisé cela peut inclure le recyclage du P (et des autres éléments) apporté(s) par les matières organiques dont la biodégradation a lieu dans le sol, la fourniture de P aux plantes, la régulation des pertes de P vers les eaux. Du fait de son manque de précision cette approche n'est généralement pas déclinée opérationnellement.
- Un SE de **mise à disposition de P aux plantes**. Même en présence d'apports récents d'engrais, des expériences de traçage isotopique montrent qu'une fraction très importante du P prélevé par les cultures provient du sol (Morel et Fardeau, 1989 ; Morel et Fardeau, 1990). Les sols agricoles fournissent donc un SE de mise à disposition

¹ Voir aussi section 8.8

² Voir aussi section 8.11

de P aux plantes. Un problème lié à cette approche est que la disponibilité actuelle en P dans les sols agricoles dépend fortement de l'historique de fertilisation. Son évaluation n'est donc pas une mesure intrinsèque de la capacité du sol à fournir du P aux plantes indépendante des pratiques agricoles. Des simulations récentes ont ainsi montré qu'en France 82% du P des sols agricoles est d'origine anthropique (Ringeval *et al.*, 2014). La fourniture de P par altération des minéraux naturellement présents dans le sol serait une mesure de la fourniture de P par le sol plus indépendante des pratiques, mais dans les écosystèmes agricoles ce flux est négligeable par rapport aux autres flux, contrairement au cas des écosystèmes naturels.

- Une **capacité du sol à fixer provisoirement le P apporté par les engrais organiques et minéraux et à le restituer aux plantes**. Bien qu'il soit proche du SE évoqué précédemment, celui-ci met davantage l'accent sur la capacité du sol à stocker temporairement du P. Un indicateur souvent utilisé est le pouvoir tampon du sol vis-à-vis des ions phosphates, qui mesure la variation de la concentration en ions phosphates dans la solution du sol en réponse à une variation de la quantité contenue dans le système sol-solution de sol suite à un apport ou à un prélèvement (Ehlert *et al.*, 2003). Comme indiqué précédemment la solution de sol joue un rôle central car c'est par son intermédiaire qu'ont lieu les échanges entre le sol et les organismes vivants. Du fait de la forte affinité pour P de certains constituants du sol la quantité d'ions phosphates en solution de sol est cependant faible. La plus grande partie du P est liée à la phase solide, sous forme minérale ou organique. Des flux de P interviennent entre ces compartiments et la solution du sol *via* des transformations de type physico-chimique (adsorption/désorption, précipitation/dissolution, complexation) ou biologique (organisation/ minéralisation). Le « pouvoir tampon » est un indicateur synthétique de l'équilibre qui s'établit entre les ions phosphates en solution et ceux associés à la phase solide. Sa valeur dépend fortement des constituants du sol (teneur en argile, teneur en oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, teneur en carbonates...). Il est utilisé pour prédire l'évolution de la compartimentation du P dans le sol à moyen terme en réponse à des régimes de fertilisation contrastés (Messiga *et al.*, 2015). Il est aussi utilisé dans les modèles mécanistes d'acquisition du P par les plantes pour prédire le réapprovisionnement de la solution de sol dans la rhizosphère suite à l'absorption par la racine (Mollier *et al.*, 2008). La caractérisation du pouvoir tampon des sols vis-à-vis des ions phosphates fait encore l'objet de recherches. Elle peut être faite par différentes approches assez coûteuses (courbes de sorption/désorption, dilution isotopiques), et n'est pas pratiquée en routine par les laboratoires d'analyse. Un des objectifs des travaux en cours est de rechercher des variables prédictives plus faciles d'accès.

- Une **capacité de l'écosystème agricole à réguler les pertes de P vers le réseau hydrographique**. Compte tenu de la forte affinité du P pour les constituants solides du sol, les transferts de P des écosystèmes agricoles vers le réseau hydrographique se font principalement par entraînement particulaire lors d'épisodes érosifs. Ces aspects sont traités par ailleurs (voir sections 8.5 et 8.11).

Compte tenu de ces éléments, et du fait que la dernière approche est traitée par ailleurs, la suite de cette fiche se concentre sur le SE de « **fourniture de P aux plantes cultivées** », cette approche incluant à la fois celle basée sur la mesure de la disponibilité en P dans les sols et celle basée sur la mesure de la capacité du sol à fixer provisoirement le P apporté au sol et à le restituer ultérieurement aux plantes (notion de pouvoir tampon). Comme souligné précédemment le P du sol actuellement fourni aux plantes est largement hérité des pratiques de fertilisation passées mais dans le contexte des agricultures d'Europe de l'Ouest on peut le considérer comme un « service » fourni par les sols agricoles, déterminé par leur histoire récente (Sattari *et al.*, 2012).

8.9.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

Les bénéficiaires du SE de « fourniture de P aux plantes cultivées » sont l'agriculteur et la société. Pour l'agriculteur l'avantage est une économie d'engrais même si, à long terme, l'apport d'engrais minéraux ou organiques reste indispensable pour compenser les exportations. Pour l'humanité c'est une préservation de la ressource non renouvelable que constituent les gisements de roches phosphatées.

Bien que le P soit impliqué dans l'eutrophisation des eaux on ne mentionne pas ici les bénéficiaires et avantages liés à la maîtrise des pertes en P vers les eaux dans la mesure où ceux-ci sont considérés comme des avantages dérivés du SE « Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, P et COD »

8.9.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Les sols contiennent entre moins de 100 et plus de 2500 mg de P par kg de sol sec, ce qui représente entre 350 et 8750 kg de P par hectare dans l'horizon 0-0,25m. Du point de vue fonctionnel, le compartiment central du système est la solution de sol car c'est par son intermédiaire qu'ont lieu les échanges entre le sol et les organismes vivants. La quantité de P contenue dans la solution de sol est cependant faible : entre 0.05 et 2 mg L⁻¹ de P, ce qui représente entre 0.04 et 1.6 kg P par hectare pour une teneur en eau volumique de 0,33 m³m⁻³. Comme indiqué précédemment, la plus grande partie du P est liée à la phase solide, sous forme minérale ou organique. Le P minéral lié à la phase solide du sol est constitué d'ions phosphates adsorbés à la surface de constituants du sol, et de P entrant dans la constitution de minéraux phosphatés tels que les phosphates de fer, d'aluminium ou de calcium. Plusieurs centaines de minéraux phosphatés ont été identifiés (Beauchemin *et al.*, 2003). Le P organique est également constitué d'un très grand nombre de composés (inositols hexaphosphates, phospholipides, acides nucléiques, etc.). Des flux de P interviennent entre ces compartiments et la solution du sol *via* des transformations de type physico-chimique (adsorption / désorption, précipitation / dissolution) ou biologique (organisation / minéralisation). La quantité de P prélevée et immobilisée par le couvert végétal au cours d'un cycle représente pour une culture annuelle de l'ordre de 30 kg de P par hectare, soit moins de 1% du stock de P total du sol. Le P présent à un instant donné dans la solution de sol ne représente que quelques pourcents de ce prélèvement, ce qui veut dire que le transfert de P du sol vers le compartiment végétal suppose un réapprovisionnement de la solution de sol en ions phosphates par la phase solide. Un déterminant essentiel de mobilisation du P de la phase solide est la baisse de concentration en ions phosphates dans la solution de sol due à l'absorption racinaire. Cette baisse de concentration provoque une désorption d'ions phosphates initialement adsorbés sur la phase solide et un transport de P vers la racine par diffusion. A ce mécanisme essentiel s'en ajoutent d'autres également contrôlés par l'activité de la racine et des microorganismes (dissolution acide de minéraux phosphatés liée à l'excrétion de protons par la racine, minéralisation de P organique, etc.) (Hinsinger, 2001 ; Hinsinger *et al.*, 2011). Les mycorhizes, champignons symbiotes des racines, contribuent également à la mobilisation et au transfert sol-plante de P en accroissant la surface d'échange avec le sol, voire en mettant en œuvre des mécanismes de mobilisation de P.

Il résulte de ce qui précède que bien que le P soit un élément fortement présent dans les sols, sa disponibilité pour les organismes vivants, les plantes en particulier, est fortement limitée du fait de ses très fortes interactions physico-chimiques avec la phase solide du sol.

Les déterminants biophysiques majeurs de la fourniture de P aux plantes par le sol sont donc :

- La **teneur en P total**, elle-même déterminée par le matériau géologique parental, les conditions de pédogénèse et l'historique de fertilisation (Delmas *et al.*, 2015). A elle seule la teneur en P total du sol renseigne cependant peu sur la disponibilité en P pour les plantes car une fraction très importante du P total n'est pas directement assimilable.
- La **compartimentation du P** (ions phosphates en solution, ions phosphates associés à la phase solide, P microbien) et sa **spéciation** (P minéral, P organique, nature des minéraux phosphatés et des molécules organiques contenant du P).
- L'**affinité de la phase solide du sol vis-à-vis des ions phosphates**, dont dépend la partition P en solution / P associé à la phase solide (notion de pouvoir tampon). Cette affinité dépend de la composition granulométrique (elle augmente en particulier avec la teneur en argile), de la nature des argiles, de la teneur en matières organiques, de l'environnement physico-chimique et en particulier du pH du sol (elle est plus forte en sols acides du fait des interactions avec les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, et en sols basiques du fait des interactions avec le carbonate de calcium).
- L'**activité biologique**, qui contrôle le cycle organique du P (organisation, minéralisation). En contexte de grande culture le P organique ne semble pas cependant jouer un rôle important dans la fourniture de P aux plantes. Le P organique représente environ 20% du P total, et ce stock varie très peu même en cas de bilan très déficitaire ou très excédentaire en P, ce qui suggère une très forte stabilité de ce compartiment (Dou *et al.*, 2009). Par contre, le P organique et sa minéralisation pourraient jouer un rôle plus important sous prairie.
- La **teneur en eau du sol**, qui conditionne l'étape de transport des ions phosphates par diffusion dans la rhizosphère. Une sécheresse édaphique peut entraîner une carence minérale induite du fait de la moindre diffusion des ions dans la solution de sol.

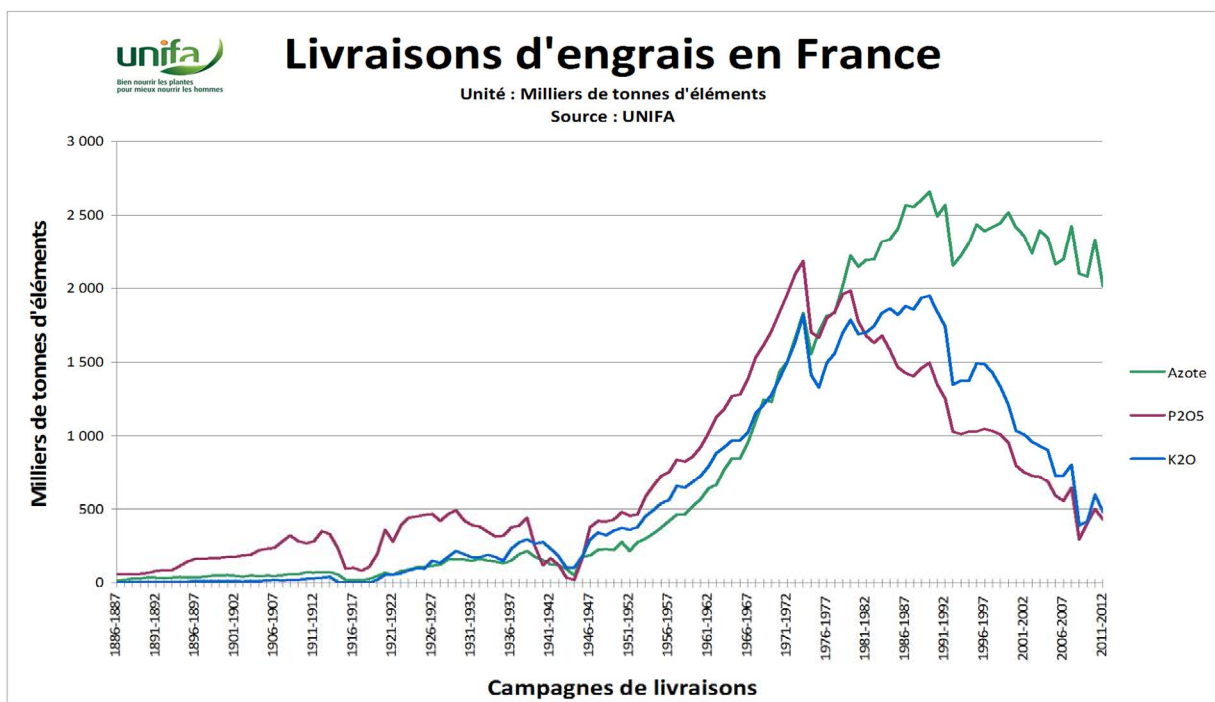
- Enfin, compte tenu de la faible mobilité du P dans le sol, le prélèvement par la plante dépend non seulement de sa disponibilité dans le sol (cf. ci-dessus) mais aussi du développement de son **système racinaire et des éventuels symbiotes** qui accroissent la surface d'échange avec le sol (**mycorhizes**), et de tous les facteurs qui conditionnent leur mise en place et leur fonctionnement (structure du sol, aération,...).

A une échelle de temps plus longue (décennie, siècle), les pertes de terre par érosion sont un déterminant de la disponibilité en P dans les sols dans la mesure où cela représente un poste de pertes en P qui affecte le bilan P des sols et donc l'évolution du P disponible. A cette échelle de temps, le SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » peut donc être considéré comme un déterminant biophysique de la disponibilité en P dans les sols.

8.9.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Dans les pays ayant intensifié leur agriculture, en Europe de l'Ouest en particulier, la fertilité phosphatée des sols a été considérablement augmentée par des apports d'engrais minéraux ou organiques. En France les apports de P et K ont fortement augmenté dans la période 1950-70. Ils baissent depuis les années 1980, grâce aux progrès de la fertilisation raisonnée et au contexte économique de l'agriculture incitant à des économies d'intrants (figure 8-9-2). Les apports au sol de P par les engrais minéraux représentent 43% des apports exogènes totaux, le reste étant principalement représenté par les apports d'effluents d'élevage (47%) (Senthilkumar *et al.*, 2012a).

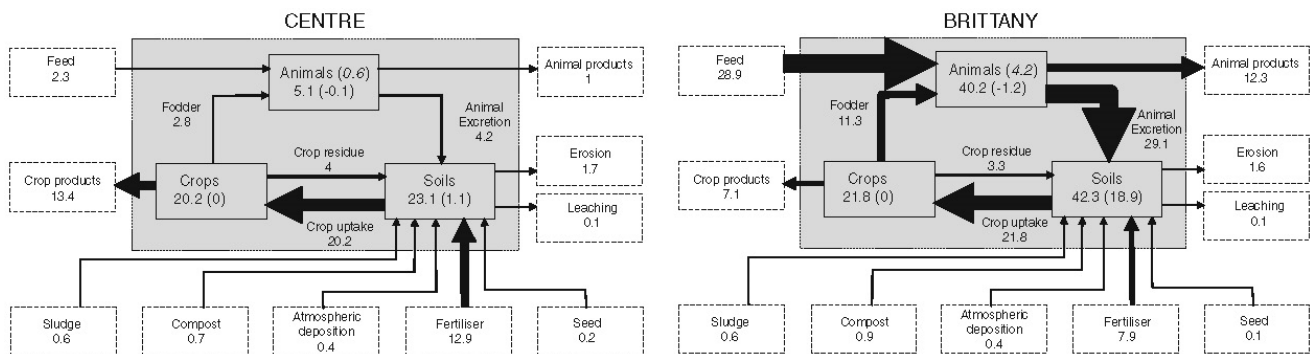
Figure 8-9-2. Livraisons annuelles d'engrais minéraux en France de 1886 à 2012, en milliers de tonnes d'unités fertilisantes (N pour l'azote, P₂O₅ pour le phosphore, K₂O pour le potassium).



Source UNIFA, dans Pellerin *et al.*, 2014.

Un bilan P réalisé à l'échelle de la France entière fait apparaître que l'excédent de bilan des sols français diminue depuis les années 1980 grâce à la réduction des apports d'engrais minéraux. Il est passé de + 18 kg P ha⁻¹ en 1990 à + 4 kg P ha⁻¹ en 2006. Cette valeur moyenne légèrement positive cache d'importantes disparités entre régions, avec des bilans encore très excédentaires dans les régions d'élevage intensifs (cas de la Bretagne) et des bilans proches de l'équilibre, voire parfois légèrement déficitaires dans les régions de grande culture (cas du Centre) (figure 8-9-3) (Senthilkumar *et al.*, 2012b).

Figure 8-9-3. Stocks, flux et bilan P des sols de deux régions françaises (Centre et Bretagne). Les valeurs correspondent à des moyennes de stocks et flux calculées sur la période 2002-2006, et sont exprimées respectivement en kt P ou kt P par an (d'après Senthilkumar *et al.*, 2012b)



L'analyse de l'évolution à moyen terme de la disponibilité du P des sols en réponse à des régimes de fertilisation minérale et/ou organique contrastés montre que :

- Pour un sol donné, l'évolution à moyen terme (plusieurs années ou décennies) de la disponibilité en P mesurée par des indicateurs classiques (extraction chimique) ou plus élaborés (ions phosphates en solution, ions phosphates associés à la phase solide en équilibre avec la solution) dépend fortement du bilan entrées-sorties de P mais peu de la nature organique ou minérale des apports (Shepherd et Withers, 1999 ; Messiga *et al.*, 2010), sauf dans le cas particulier d'apports de phosphates naturels peu solubles en sol basique.
- Par contre, le devenir du P, notamment sa répartition entre compartiments (ions phosphates en solution, ions phosphates associés à la phase solide,...) dépend très fortement des propriétés du sol récepteur, notamment de son pouvoir tampon vis-à-vis du P (Morel *et al.*, 2014)
- Dans certains cas des pratiques amendantes répétées (apports de fumiers, ou d'amendements acido-basiques) ont pour effet de modifier l'affinité de la phase solide vis-à-vis des ions phosphates et donc le pouvoir tampon.

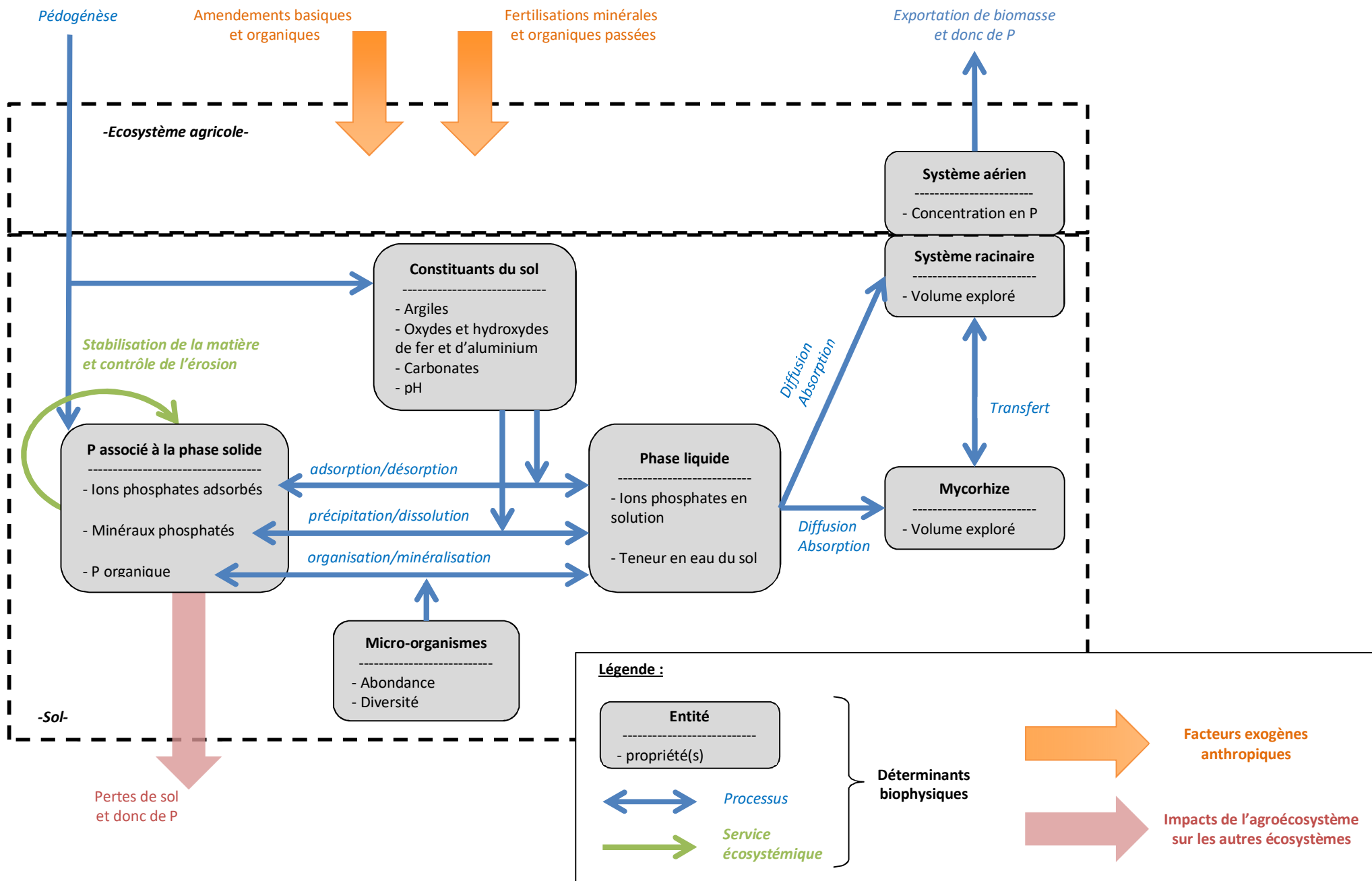
Les principaux facteurs exogènes qui modulent la capacité actuelle des sols à fournir du P aux plantes sont donc :

- Les **pratiques de fertilisation minérales et organiques** passées et récentes, et plus largement l'ensemble des pratiques qui affectent les bilans entrées-sorties de P (choix des espèces, modalités de récolte, gestion des résidus, etc.), dont dépend la disponibilité actuelle du P dans les sols
- Les **apports d'amendements organiques ou minéraux**, dont certains modifient la réactivité de la phase solide vis-à-vis des ions phosphates et donc le pouvoir tampon

On peut ajouter à cette liste l'ensemble des pratiques culturales ayant un effet sur la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion (cf section 8.5), dans la mesure où elles affectent le bilan P des parcelles en limitant les pertes, et donc l'évolution à long terme de la disponibilité en P pour les cultures.

Les déterminants biophysiques et facteurs exogènes clefs impliqués dans la fourniture du SE sont représentés en figure 8-9-1.

Figure 8-9-1. Représentation schématique des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes qui modulent le SE « fourniture de P aux plantes »



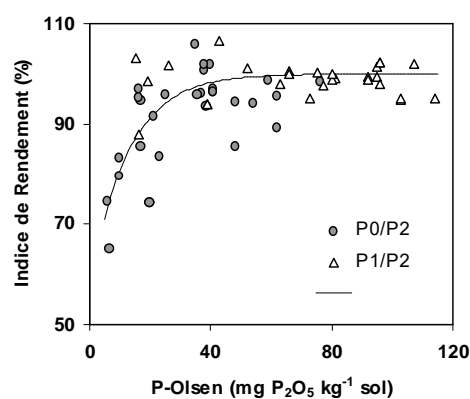
8.9.2. Pistes méthodologiques pour l'évaluation biophysique du niveau de fourniture du SE

Grâce au Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) on dispose en France de données sur la teneur en P total des sols pour 2158 sites, dont un tiers environ correspond à des sols agricoles. Cette base de données a permis d'identifier les principaux déterminants de la teneur en P total des sols français (Delmas *et al.*, 2015). Comme indiqué précédemment, la teneur en P total considérée seule est cependant un piètre indicateur de la disponibilité en P pour les plantes.

La disponibilité en P dans les sols agricoles est classiquement évaluée par analyse de terre. L'analyse de terre est une extraction par voie chimique suivie du dosage d'une fraction du P lié à la phase solide du sol. En France, les réactifs les plus couramment utilisés pour extraire le P sont l'acide citrique à 2 % (méthode Dyer), l'oxalate d'ammonium de concentration 0,2 mol.L⁻¹ (méthode Joret-Hébert) et le bicarbonate de sodium de concentration 0,5 mol.L⁻¹ à un pH de 8,5 (méthode Olsen). La méthode Olsen est majoritairement utilisée depuis quelques années. Ces méthodes ne rendent compte qu'imparfaitement de la disponibilité du P, car elles rendent mal compte de l'ensemble complexe des processus de mobilisation et de transport des ions phosphates dans la rhizosphère. Leur intérêt est qu'elles sont simples, robustes, peu coûteuses et pratiquées en routine par les laboratoires d'analyse et qu'on dispose de référentiels associés. Les teneurs jugées souhaitables dans les sols ont été déterminées sur la base de courbes de réponse empiriques mettant en relation l'indice de rendement avec la teneur à l'analyse de terre (Morel *et al.*, 1992 ; Figure 8-9-4). Une difficulté est que ces teneur seuils et l'intensité de la réponse de la culture varient avec l'espèce (notion « d'exigence ») et le type de sol. Grâce aux nombreux essais de fertilisation P de longue durée mis en place dans les années 19660-70 on dispose cependant de référentiels régionaux permettant d'associer aux teneurs mesurées par analyse de terre une classe de disponibilité par catégorie d'espèce et grand type de sol (COMIFER, 1995 ; ITCF, 1995).

Figure 8-9-4. Exemple de relation entre l'indice de rendement d'une culture de blé et la teneur en P Olsen du sol.

L'indice de rendement est le rapport entre le rendement du traitement considéré (P0 ou P1) et le rendement d'un témoin supposé non limitant en P (P2). Le traitement P0 est non fertilisé en P, le traitement P1 reçoit une dose annuelle égale à une fois les exportations en P et le traitement P2 reçoit une dose annuelle égale à deux fois les exportations en P. Résultats issus de 22 essais de fertilisation de longue durée conduits en France de 1975 à 1990 (in Morel *et al.*, 1992).

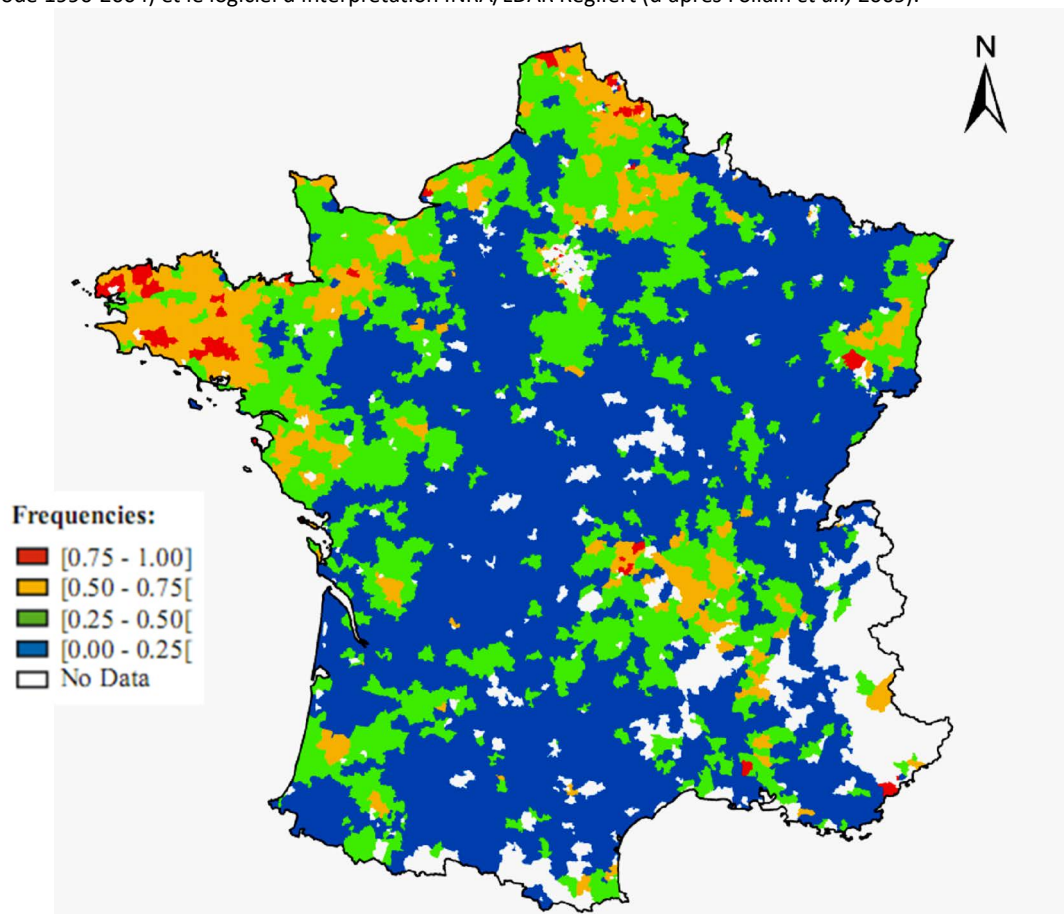


Grâce à la Base de Données d'Analyses des Terres (BDAT³) du GIS SOL Inra qui capitalise les résultats d'analyse réalisés par les laboratoires agréés on dispose de plus de 800 000 valeurs de teneurs en P dans les sols français, avec des possibilités de cartographie à l'échelle cantonale. Grâce à sa profondeur historique, cette base de données permet également d'analyser des tendances d'évolution temporelle depuis les années 1990 (Lemerrier *et al.*, 2008). L'utilisation couplée de cartes de teneur et d'un logiciel d'interprétation d'analyse de terre (REGIFERT, Denoroy *et al.*, 2004) permet de produire des cartes de classes de disponibilité en P des sols à l'échelle cantonale. On a ainsi montré que dans 23% des cantons les teneurs en P des sols agricoles étaient supérieures aux teneurs seuils permettant de faire une impasse de fertilisation P sans risque de perte de rendement pour les cultures les plus exigeantes en P (Follain *et al.*, 2009, Figure 8-9-5).

³ <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/base-de-donnees-danalyses-des-terres-bdat-62>

Figure 8-7-5. Fréquence des analyses de terre pour lesquelles la teneur en P extractible est supérieure au seuil d'impasse pour les cultures les plus exigeantes en P (seuil au-dessus duquel une absence d'apport de fertilisant P n'entraîne pas de baisse significative de rendement).

Carte réalisée à l'échelle cantonale, d'après la base de donnée d'analyses de terre (BDAT, 850806 résultats d'analyse sur la période 1990-2004) et le logiciel d'interprétation INRA/LDAR Regifert (d'après Follain *et al.*, 2009).



Des travaux en cours visent à renseigner la disponibilité en P dans les sols par des indicateurs plus mécanistes tels que la concentration en ions phosphates dans la solution de sol (C_p) et la capacité de la phase solide à réapprovisionner la solution (pouvoir tampon) (Ziadi *et al.*, 2013). Le coût de ces analyses ne permet pas cependant de les envisager à grande échelle et on ne dispose pas de bases de données historiques et de référentiels associés comme pour les analyses classiques par extraction chimique.

La proposition retenue dans EFESE-écosystèmes agricoles est donc que l'évaluation du SE « Fourniture de P aux plantes par les sols agricoles » se base sur une actualisation des travaux déjà réalisés s'appuyant sur les analyses de terre par extraction chimique disponibles dans la BDAT et le RMQS. Ultérieurement, un élargissement de la démarche à d'autres éléments pourrait être envisagé en s'appuyant sur les mêmes sources de données (GIS Sol, 2011). Comme déjà indiqué plusieurs fois, l'une des limites de cette approche est qu'elle ne fait pas la distinction dans la fourniture de P aux plantes entre ce qui provient du sol (P « géogène ») et ce qui provient des pratiques de fertilisation passées (P « anthropique »). La distinction entre ces deux sources de P supposerait un travail de reconstitution historique par modélisation, théoriquement possible (Ringeval *et al.*, 2014) mais demandant un important travail spécifique à déployer sur l'étendue de la France.

Une cartographie, même frustrante, du pouvoir tampon des sols vis-à-vis des ions phosphates, estimé à partir de variables prédictives largement disponibles (pH, CEC, teneur en argile, en C organique, en oxydes et hydroxydes de Fer et d'Aluminium, en CaCO_3) serait un complément utile car permettant de renseigner l'évolution prévisible de la disponibilité en fonction de scénarios de fertilisation. Des travaux en ce sens existent au niveau international (Batjes, 2011).

Enfin, à plus long terme, une cartographie de la biodisponibilité en P dans les sols fondée sur une approche de modélisation du prélèvement par le système racinaire (Mollier *et al.*, 2008) serait un moyen de prendre en compte l'ensemble des déterminants biophysiques évoqués ci-dessus et leurs interactions (concentration en ions phosphates dans la solution et pouvoir tampon, croissance du système racinaire, teneur en eau du sol...).

8.10. Atténuation naturelle des pesticides par les sols

Fabrice Martin-Laurent

Les sols agricoles sont exposés à différents composés chimiques exogènes à l'écosystème agricole, de nature biologique (pathogènes, virus...), organique (Composés traces organiques ou CTO tels que des substances médicamenteuses, hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP, polychlorobiphényles PCB...) ou minérale (éléments trace minéraux ou ETM), *via* différentes voies d'entrée : (i) l'application de pesticides (organiques et minéraux) et d'engrais chimiques sur les cultures, (ii) l'apports de matières d'origine résiduaire (effluents d'élevage, boues d'épuration... voir ESCo Mafor (Houot *et. al*, 2014)), (iii), certaines pratiques d'irrigation avec des eaux usées, pouvant également apporter des CTO et des ETM, ou encore (iv) les retombées atmosphériques. Considérant l'importance des pesticides dans le fonctionnement des écosystèmes agricoles et des agroécosystèmes, l'analyse présentée ci-après est centrée sur l'atténuation naturelle de ces composés chimiques. Cependant, les principaux processus impliqués dans la dissipation des pesticides dans les sols sont transposables aux autres contaminants chimiques excepté les éléments traces métalliques qui pour la plupart, ne sont pas biodégradables.

8.10.1. Spécification biophysique du SE

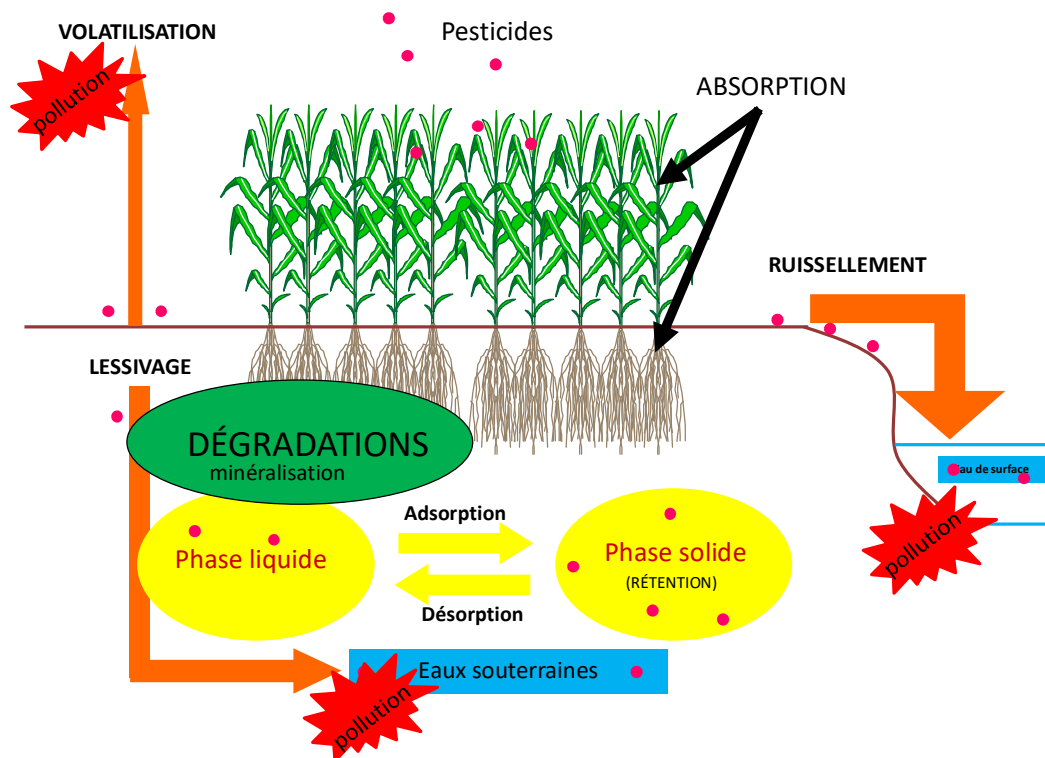
8.10.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Plusieurs processus contribuent à l'atténuation naturelle des pesticides par les sols (figure 8-10-1). Certains d'entre eux concourent à la transformation des pesticides dans les sols, tandis que d'autres contribuent à leur dissipation au travers de leur dispersion dans les différents compartiments de l'environnement. Dans les processus de transformation, les pesticides sont dégradés par des processus abiotiques et biotiques. Dans les processus de dispersion des pesticides dans l'environnement biophysique, les sols agissent à la fois comme une barrière mais aussi comme une interface avec les autres types d'écosystèmes (ex. aquatiques) et l'atmosphère. En effet, ils peuvent être volatilisés des sols vers le compartiment atmosphérique. Le phénomène de volatilisation dépend des propriétés du pesticide (constante de Henry calculée à partir de la solubilité dans l'eau et de la pression de vapeur) et des conditions climatiques. Il contribue à la contamination de l'atmosphère et à la dispersion des résidus de pesticides sur de longues distances et à leur re-déposition *via* la pluviométrie à distance de la parcelle agricole. Les pesticides peuvent également être entraînés des sols agricoles vers les eaux de surface et les eaux souterraines *via* le ruissellement/érosion et le lessivage respectivement. Les pesticides les plus hydrosolubles¹ sont généralement les plus mobiles. Ces deux types de dispersion, vers l'atmosphère et les écosystèmes aquatiques correspondent aux impacts des activités humaines à l'origine de l'apport de pesticides dans l'écosystème agricole.

Le SE « d'épuration » ou « biofiltration » ou « atténuation naturelle » des pesticides contribue à diminuer la persistance des pesticides dans les écosystèmes agricoles. Il limite non seulement l'impact écotoxicologique de ces pesticides mais aussi leur dispersion depuis le sol des écosystèmes agricoles vers d'autres écosystèmes (ex. aquatique) et l'atmosphère. Il contribue à la dissipation des résidus de pesticides (mais aussi d'engrais) appliqués sur les cultures au sein des parcelles agricoles et des zones exposées aux pesticides (zone tampon : bande enherbée).

¹ Solubilité exprimée en mg.L⁻¹ et hydrophilicité log Kow= Log (Coct/Ceau).

Figure 8-10-1. Principaux mécanismes impliqués dans la dissipation des pesticides dans les sols et dans leur dispersion dans l'environnement (modifié de Barriuso *et al.*, 1996).



8.10.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

L'atténuation naturelle des pesticides par les sols est un SE bénéficiant à plusieurs acteurs. Il bénéficie aux agriculteurs car en diminuant la persistance des intrants chimiques dans les parcelles agricoles, il diminue l'impact écotoxicologique des pesticides sur les organismes non-cibles. Il permet ainsi de préserver l'outil de production en assurant le maintien de la qualité et la fertilité des sols et d'assurer le rendement de la production végétale en limitant les effets non-intentionnels sur les cultures suivantes de la rotation culturale.

Il bénéficie également à la société. En effet, l'atténuation naturelle des pesticides diminue leur persistance dans les sols agricoles et limite leur transfert par différents processus (ruissellement et lixiviation) vers les ressources en eaux utilisées par la société (c.-à-d. par différents types d'acteurs de la société). Plus spécifiquement, il bénéficie à la société qui attend la distribution d'une eau potable indemne de pesticides à un coût raisonnable et apprécie la qualité écologique des cours d'eau pour des fonctions récréatives (baignade, pêche...).

8.10.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Les pesticides interagissent avec les composants biotiques et abiotiques du sol. Ils se distribuent dans les phases liquide, solide et gazeuse.

Selon les propriétés physicochimiques du sol et des pesticides, une fraction plus ou moins importante des pesticides s'adsorbent sur différents composants abiotiques du sol (argiles, matières organiques...) formant différents types d'interactions (liaison de van der Waals, liaisons covalentes...). L'adsorption est un processus rapide contribuant à la rétention des pesticides dans la phase solide du sol. L'intensité de ce processus est généralement évaluée grâce au « Koc » qui est le rapport entre la quantité adsorbée d'un composé par unité de masse de carbone organique du sol et la concentration de ce même composé en solution aqueuse à l'équilibre (exprimé en L/kg). Plus le Koc est élevé plus le composé se liera facilement aux composés organiques du sol et moins il sera biodisponible. L'adsorption se poursuit dans le temps conduisant à la formation des résidus liés dont on ne connaît ni la nature ni le devenir. L'adsorption est un mécanisme réversible mais la cinétique de

désorption est bien plus lente que la cinétique d'adsorption. Ce phénomène de désorption, qualifié d'hystérèse inverse, peut contribuer au phénomène de pollution ultra-différée. Il reste assez mal connu. Il résulte de l'interférence des propriétés physicochimiques des pesticides et des composants du sol.

Les pesticides restant dans la phase liquide du sol sont dits 'biodisponibles', c'est-à-dire qu'ils contribuent à l'exposition des organismes vivant dans les sols. Ainsi les plantes peuvent absorber *via* leur système racinaire des résidus de pesticides et les transférer vers les parties aériennes. Ce mécanisme peut contribuer à la contamination des plantes. Il peut avoir des conséquences écotoxicologiques sur la plante et contribuer à la contamination de la chaîne alimentaire à différents maillons trophiques, comme montré par Cabidoche et Lesueur-Jannoyer (2012) rapportant la contamination de cultures maraichères avec le chlordécone. Toutefois, il peut parfois être utilisé à des fins de décontamination de sols pollués (phytodépollution et phytostabilisation). D'autres organismes du sol sont également exposés aux pesticides contenus dans la phase liquide du sol. Parmi eux, les microorganismes qui au cours de leur évolution, ont développé un arsenal enzymatique et des capacités d'adaptation leur permettant de coloniser quasiment tous les écosystèmes de la terre y compris les écosystèmes les plus hostiles (Bertrand *et al.*, 2011). Ces microorganismes sont capables de transformer les pesticides en composés « filles » appelés métabolites ou de les minéraliser (dégradation complète). Ils réalisent ce qui est appelé la biodégradation microbienne qui est le processus principal assurant la transformation des pesticides dans les sols. Cette dernière, dans une moindre mesure, peut aussi résulter de processus abiotiques tels que la photolyse sous l'action des ultra-violets à la surface du sol et/ou du feuillage ou l'hydrolyse à la surface de composés du sol. La biodégradation des pesticides est réalisée par des communautés microbiennes relativement complexes formant des guildes fonctionnelles impliquant deux types de métabolismes. Le premier, *le co-métabolisme* catalysé par des enzymes non spécifiques, le plus souvent impliquées dans la détoxification cellulaire (tel que le cytochrome P450), contribue à la dégradation partielle du produit phytosanitaire conduisant le plus souvent à l'accumulation de métabolites qui dans certains cas peuvent avoir un impact écotoxicologique supérieur à celui produit par la molécule mère comme dans le cas de la formation de dérivés d'aniline au cours de la biodégradation microbienne des urées substituées (Hussain *et al.*, 2015). Le second, *le métabolisme* catalysé par des enzymes microbiennes spécifiques, contribue à la dégradation complète du produit phytosanitaire en CO₂ et NH₄. Dans ce cas, le pesticide est utilisé comme source de nutriments et d'énergie pour la croissance microbienne de populations aptes à le dégrader. Elle représente une guilda fonctionnelle peu abondante (environ 10³ microorganismes par gramme de sol). *A contrario* la transformation co-métabolique aussi appelée 'fortuite ou gratuite' n'est ni source de nutriments ni une source d'énergie pour les très nombreux microorganismes qui la réalisent (jusqu'à 10 % des microorganismes, soit environ 10⁸ microorganismes par gramme de sol). Du point de vue cinétique, la dégradation co-métabolique suit une équation d'ordre zéro : elle est lente et limitée transformant rarement plus de 20 % de la quantité initiale de pesticide apportée. La dégradation métabolique est d'ordre un : elle est dans la plupart des cas rapide, inductible et peut contribuer à transformer jusqu'à 80% du pesticide appliqué. Dans la plupart des cas, ces deux processus sont réalisés de manière concomitante par la communauté microbienne des sols. Le co-métabolisme étant non-spécifique, il a lieu dès la première application du pesticide. En revanche, le métabolisme apparaît suite à l'application répétée du produit phytosanitaire. Le plus souvent, il nécessite un long historique de traitement qui contribue à exposer de manière récurrente la communauté microbienne des sols causant une pression de sélection favorable à l'apparition de populations microbiennes capables d'utiliser les résidus de pesticides comme une source de nutriments et/ou d'énergie (Topp *et al.*, 2004). L'émergence de ces populations microbiennes dites adaptées, possédant le bagage génétique et enzymatique nécessaire à la biodégradation, contribue à la mise en place du phénomène de la biodégradation accélérée des pesticides. Il diminue la persistance des pesticides dans les sols et dans certains cas, il a même été rapporté que cette activité microbienne pouvait diminuer l'efficacité du produit appliqué (exemple de la biodégradation accélérée du carbofuran, Morel-Chevillet *et al.* (1996)).

Parmi les paramètres édaphiques, le **pH du sol** est connu comme un paramètre influençant la biodégradation de nombreux pesticides. Ainsi Houot *et al.*, (2000) montrent qu'à un pH inférieur à 5.5, l'atrazine n'est pas minéralisée alors qu'à des pH supérieurs à 6.5 il l'est. Cette observation a été réalisée pour de nombreux pesticides incluant des urées substituées (isoproturon, diuron...), des organophosphorés (chlorpyrifos...) (Hussain *et al.*, 2015). Des analyses menées au laboratoire sur des souches pures dégradant différents herbicides de la famille des urées substituées confirment que le pH optimum pour la dégradation avoisine 7.5 (Hussain *et al.* 2011).

L'**historique culturel** peut également influencer la capacité d'atténuation naturelle des pesticides par les microorganismes du sol. Ainsi, par exemple, la minéralisation de l'atrazine est très faible dans des monocultures de blé (<5% de la quantité de ¹⁴C apporté), intermédiaire dans des rotations blé-maïs (50 %) et élevée dans des monocultures de maïs (~ 75%). Toutefois, l'effet de la rotation culturale peut également pour partie être expliqué

par un effet plante. Ainsi il a été démontré que dans la rhizosphère du maïs la biodégradation de l'atrazine était plus rapide que dans le sol nu (Marchand *et al.*, 2002). Toutefois, cette observation est variable selon le type de sol, de plante et de pesticide appliqué rendant difficile une généralisation de ces observations (Piutti *et al.*, 2002a).

Les **interactions biotiques dans les sols** sont aussi connues pour influencer la biodégradation microbienne des pesticides. Ainsi la biodégradation de plusieurs herbicides est améliorée à différents degrés dans des sols plantés par différentes espèces végétales (blé, maïs, colza, et soja) (Piutti *et al.*, 2002b). *A contrario*, la biodégradation de l'atrazine est diminuée dans les turricules, une des biostructures formées par le vers de terre (turricule et galerie) (Kersanté *et al.*, 2006) alors que l'activité de minéralisation de l'atrazine est augmentée dans les galeries formées par le vers de terre (Monard *et al.*, 2008) en raison de l'augmentation de l'expression des gènes de dégradation dans ce micro-environnement.

Pour conclure, le sol, par ses composantes abiotiques et biotiques contribue à l'atténuation naturelle des pesticides. Différents processus interagissent dans l'accomplissement de ce SE. Les processus abiotiques contribuent à la dissipation (adsorption, transformation) et au transfert (volatilisation, ruissellement et lessivage) des pesticides. Ces processus peuvent être partiellement réversibles (désorption) et conduire à l'accumulation de métabolites secondaires (transformation physicochimique) faisant du sol un puits mais également une source secondaire de résidus de pesticides pouvant contribuer à des événements de pollution différée. Les processus biotiques contribuent à la dissipation (biodégradation) et dans une moindre mesure à la dispersion (absorption et accumulation le long de la chaîne trophique) des pesticides. La biodégradation microbienne est le principal processus responsable de la transformation des pesticides dans les sols. Elle peut être partielle conduisant à l'accumulation de métabolites (co-métabolisme) qui sont parfois plus persistants et plus toxiques que la molécule mère dont ils dérivent ou totale (métabolisme) permettant d'éradiquer les pesticides des sols.

Notons néanmoins que l'atténuation des pesticides résultant des processus de filtration catalysés par les composantes abiotique et biotique des sols n'est pas parfaite (voir Encadré 8-10-1). En effet les processus d'adsorption et de désorption catalysés par la composante abiotique des sols contribuent à la rétention (stockage) et au relargage (restitution) de résidus de pesticides des sols, respectivement. De ce fait, le sol est une source de contamination secondaire dont il reste difficile de prédire le comportement.

8.10.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

L'atténuation des pesticides étant sous le contrôle des composantes abiotique et biotique des sols, toutes pressions les altérant aura des répercussions sur ce SE. Dans ce contexte les mesures visant à protéger l'intégrité biophysique des sols agricoles concourent à préserver l'accomplissement de ce SE.

Le climat, *via la température et l'humidité du sol*, influence grandement l'activité microbienne. Plusieurs études ont montré que la dissipation de pesticides (estimée par le temps de demi-vie, DT50) était très fortement diminuée dans des sols secs et dans des sols très humides (proches de conditions anaérobie) (Bouseba *et al.*, 2009 ; El Sebai *et al.*, 2010). Par ailleurs elle est fortement influencée par la température : à des températures trop basses (<10°C) ou trop élevées (>25°C) la dissipation des pesticides est plus faible qu'à des températures tempérées (Bouseba *et al.*, 2009). L'effet de la température et de l'humidité sur la dissipation des pesticides résulte du fait que la composante biologique des sols nécessite des conditions optimales pour développer ses activités enzymatiques (Schroll *et al.*, 2006). Pour cette raison, l'EFSA (European Food Safety Authority) recommande aux firmes phytopharmaceutiques, pour l'établissement du dossier d'homologation, de considérer trois scénarios pédoclimatiques (scandinave, tempéré et méditerranéen) pour conduire les études *a priori* du risque environnemental engendré par l'application des pesticides sur le territoire européen.

Encadré 8-10-1. L'atténuation des pesticides par les sols : un processus imparfait

De l'équilibre entre les processus d'adsorption et de désorption dépend la qualification du sol comme une source ou comme un puits de résidus de pesticides. Si sur des temps courts le sol peut apparaître comme un puits à plus long terme il peut se comporter comme une source de résidus de pesticides pouvant contribuer à des événements de pollution ultra-différée expliquant pourquoi des dizaines d'années après leur interdiction d'usage certains pesticides et leurs métabolites sont encore détectés dans les ressources en eau. Citons par exemple l'atrazine et le diuron qui bien qu'ils soient interdits depuis 2003 et 2008, respectivement, demeurent deux des pesticides les plus quantifiés dans les masses d'eau en France métropolitaine en 2011 selon le Commissariat Général à l'Environnement et au Développement Durable (CGEDD, 2013).

Par ailleurs, comme indiqué ci-dessus, les processus biotiques catalysés par la communauté microbienne ne permettant pas toujours la dégradation complète des pesticides, ils conduisent parfois à la formation de métabolites pouvant être plus persistants et toxiques que la molécule mère dont ils sont issus. La dégradation co-métabolique des pesticides par des processus de détoxification microbienne est la principale source de métabolites. Citons par exemple l'atrazine qui est dégradée par le cytochrome P450 en atrazine desethyl et atrazine desisopropyl tous deux récalcitrants à la biodégradation (Udikovic-Kolic *et al.*, 2012). Toutefois, la dégradation métabolique peut dans certains cas aboutir à la formation de composés récalcitrants à la dégradation en raison de sa toxicité pour les microorganismes qui le dégradent. Citons l'exemple des dérivés de l'aniline formés au cours de la biodégradation des phenyl-urées (3,4-dichloroaniline pour le diuron, 4-isopropylaniline pour l'isoproturon) (Hussain *et al.*, 2015). La biodégradation microbienne partielle des pesticides à des conséquences environnementales. Ainsi le Commissariat Général à l'Environnement et au Développement Durable rapporte que l'acide aminométhylphosphonique (AMPA, métabolite du Glyphosate), est détecté dans plus de 60% des analyses réalisées sur les eaux de surface, le plaçant en 1^{ère} position des molécules les plus détectées, juste devant sa molécule mère (Glyphosate) (détectée dans un tiers des analyses menées en 2011). L'atrazine desethyl est quant à elle détectée dans plus de 30% des analyses des eaux de surface la plaçant sur la troisième place des molécules les plus détectées. Une étude récente suggère que le problème causé par les métabolites issus de la biodégradation des pesticides a été sous-estimé en raison de limitations technologiques ne permettant pas de les détecter dans les matrices environnementales (Storck *et al.*, 2015). L'évolution des techniques analytiques permet maintenant de détecter d'infimes traces de résidus de pesticides. En appliquant cette méthode, Storck *et al.* (2015) ont pu détecter dans un sol agricole 34 métabolites différents tous issus d'une seule molécule, le tebuconazole. Par ailleurs l'existence d'un nombre grandissant de pesticides vendus sous forme de mélange d'isomères dextrogyre et lévogyre va contribuer à augmenter la problématique liée à l'écodynamique des métabolites dans l'environnement, un nombre grandissant d'études rapportant l'énantiosélectivité de la biodégradation microbienne et de l'impact écotoxicologique de ces composés (Ye *et al.*, 2010).

Par conséquent, de manière paradoxale bien que les composantes abiotiques et biotiques du sol contribuent à l'atténuation de la contamination chimique de l'environnement, elles contribuent également à sa persistance et à sa dispersion. L'adsorption des pesticides sur les composants du sol permet leur dissipation rapide mais leur désorption lente peut causer leur relargage différé. De la même manière l'activité microbienne permet de dissiper les pesticides mais elle peut aussi aboutir à la formation de métabolites persistants et toxiques. Pour conclure, les processus supportant la fonction d'atténuation de la contamination chimique des sols sont encore mal connus et il est actuellement difficile de proposer des actions permettant de les optimiser pour avoir un moindre impact sur les milieux.

Les pratiques culturales sont également connues pour influencer sur la dissipation des pesticides et notamment sa composante biologique (biodégradation). L'effet de la rotation culturale mentionnée dans la section précédente, peut être principalement lié aux **traitements phytosanitaires** associés : l'application répétée d'atrazine dans les monocultures de maïs ou assez fréquente dans les rotations blé-maïs ont conduit à l'adaptation de la communauté microbienne à la biodégradation de l'atrazine (Topp *et al.*, 2004). Une étude récente suggère que les populations dégradant l'atrazine sont capables de persister dans les sols et de proliférer dès que l'atrazine est appliquée de nouveau (Cheyns *et al.*, 2012a). La contamination des sols agricoles au moment de l'application des pesticides sur les cultures dépend du type de produit utilisé, du type d'application (ex. graines enrobées, pulvérisation en pré- ou post-levée) et de la nature du couvert végétal et de son stade de développement. Par exemple, un herbicide appliqué en pré-levée atteint en quasi-totalité le sol. De la même manière, les pesticides contenus dans les graines enrobées diffusent en totalité dans les sols. *A contrario*, pour la pulvérisation de fongicides ou d'insecticides sur le feuillage de plante cultivée, les pertes au sol sont estimées de 10 à 70% de la dose appliquée.

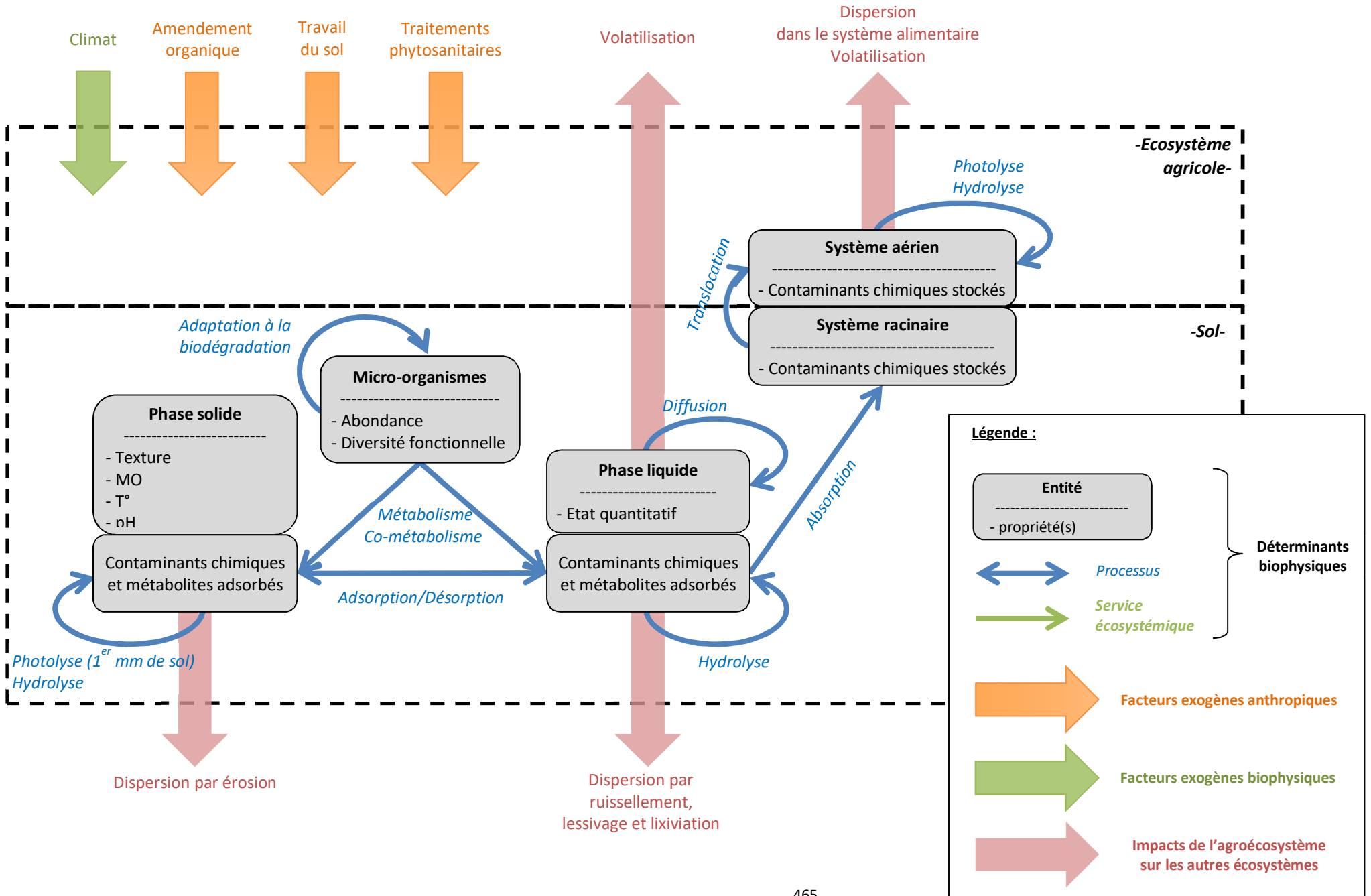
Le **travail du sol** est connu pour influencer la biodégradation microbienne de pesticides. Ainsi le labour peut favoriser la minéralisation de la bentazone ou au contraire induire de l'hétérogénéité spatiale dans la

minéralisation de l'isofluxatole (Alletto *et al.*, 2008). En effet, le labour n'a pas seulement un effet sur la redistribution des agrégats de sol mais il provoque aussi des changements profonds de la structure et de la porosité des sols qui affectent la connectivité hydraulique et par conséquent, la distribution des microorganismes du sol y compris les microorganismes dégradants (Dechesne *et al.*, 2014).

L'apport de matière organique végétale (paille) ou animale (lisier) peut modifier la biodégradation microbienne. L'apport de matière organique végétale augmente la minéralisation de l'atrazine (Yassir *et al.*, 1998) mais aussi de l'acide 2-méthyl-4-chlorophénoxyacétique (MCPA) dans la détritosphère (Poll *et al.*, 2010). L'apport de matière végétale en décomposition favorise la croissance et l'activité de la biomasse microbienne se développant dans la détritosphère. Ainsi il favorise l'activité co-métabolique mais également l'activité métabolique impliquée dans la dégradation microbienne des pesticides. La matière organique dissoute issue de la dégradation de la matière organique apportée et disponible dans la solution du sol favorise la minéralisation de l'atrazine en favorisant la croissance et l'activité des populations dégradantes (Cheyns *et al.*, 2012b). Toutefois, l'apport de matières organiques riches en azote (lisier), utilisées comme une source d'azote par les microorganismes, peut conduire à la diminution de la minéralisation de pesticides. Par ailleurs, le rattrapage du pH du sol par le chaulage peut s'avérer une mesure favorisant la biodégradation microbienne de pesticides (Rousseaux *et al.*, 2003).

Les principaux déterminants biophysiques et facteurs exogènes impliqués dans la fourniture du SE sont présentés dans la figure 8-10-2.

Figure 8-10-2. Représentation schématique des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes qui modulent le niveau de fourniture du SE « Atténuation naturelle des pesticides par les sols »



8.10.2. Pistes méthodologiques pour l'évaluation biophysique du niveau de fourniture du SE

Bien que l'atténuation des pesticides par les composantes biotiques et abiotiques des sols soit un SE crucial pour la durabilité des agroécosystèmes, il n'existe pas de méthodes permettant de l'évaluer dans sa globalité, probablement en raison de la complexité et de l'imbrication des processus abiotiques et biotiques qui le soutiennent. Les méthodes actuellement disponibles permettent (i) de quantifier les résidus de pesticides dans les eaux c'est-à-dire l'impact des pratiques phytosanitaires et (ii) d'évaluer une partie des processus impliqués dans le SE.

8.10.2.1. Quantification de résidus de pesticides dans les sols.

La quantification des pesticides dans les sols agricoles peut-être réalisée par des méthodes d'analyse chimique basées sur leur extraction et leur dosage en analyse multi-résidus par des techniques chromatographiques le plus souvent couplées à la spectrométrie de masse. Ces méthodes onéreuses permettent de détecter et de quantifier les pesticides et leurs métabolites connus extractibles, mais elles ne donnent aucune information sur la nature des processus mis en jeu dans la dissipation des pesticides. Elles ne rendent pas compte de la biodisponibilité des pesticides et de leurs métabolites ni de la formation de résidus liés.

Elles sont biaisées par des techniques d'extraction imparfaites malgré les efforts consentis pour calculer des rendements d'extraction dans chaque matrice environnementale analysée, mais également par des sensibilités et limites de détection variables selon les pesticides et les méthodes analytiques employées.

Pour toutes ces raisons, malgré les efforts réalisés par le GIS Sol dans le cadre du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) pour cartographier à l'échelle nationale différents paramètres physicochimiques et biologiques, il n'existe pas de cartographie française de la contamination des sols par des résidus de pesticides. Toutefois, une étude a été menée pour détecter 10 triazines et 8 phenylurées respectivement sur 90 et 200 sites répartis dans la partie nord de la France (Villanneau *et al.*, 2011). Une autre étude a été menée sur la même région en ciblant le lindane un insecticide organochloré interdit d'usage et classé polluant organique persistant (Villanneau *et al.* 2013). Ces deux études montrent que les résidus de pesticides sont détectés principalement dans les sols agricoles et dans une moindre mesure dans les prairies et les forêts. Ils sont quantifiés à des valeurs relativement faibles le plus souvent inférieures à 1 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. De nombreux métabolites ont été détectés dans des quantités proches de la molécule mère dont ils sont issus et certains tels que l'IPPMU issu de l'isoproturon (IPU) sont dispersés sur l'ensemble du territoire analysé.

8.10.2.2. Quantification de processus impliqués dans l'atténuation des pesticides

Dans le cadre de l'évaluation *a priori* du risque environnemental des pesticides, une batterie de méthodes ont été développées pour évaluer les processus abiotiques et biotiques impliqués dans l'atténuation des pesticides. L'adsorption des pesticides dans les sols peut être mesurée au laboratoire par une méthode d'équilibres successifs (Test 106, OCDE, 2000). Le coefficient d'adsorption (K_{oc}), défini comme le rapport entre la concentration de la substance dans le sol et sa concentration dans la phase aqueuse à l'équilibre d'adsorption, peut aussi être mesurée au laboratoire (Test 121, OCDE, 2001).

Le potentiel de lessivage des pesticides dans des colonnes de sol incubées au laboratoire peut être évalué (Test 312, OCDE, 2004).

La biodégradation des pesticides par la microflore du sol peut être déterminée au laboratoire par différentes méthodes respirométriques (Test 310, OCDE, 2006) et radiorespirométriques (Test 304A, OCDE, 1981) basées sur la quantification du CO_2 ou du $^{14}\text{CO}_2$ résultant de la transformation microbienne du pesticide ou du pesticide marqué au ^{14}C ajouté comme seule source de carbone et d'énergie. L'utilisation de la radiorespirométrie permet de réaliser des bilans de masse au cours de la cinétique de minéralisation permettant d'étudier la distribution du pesticide marqué : fraction minéralisée par la communauté microbienne ($^{14}\text{CO}_2$), fraction extractible à l'eau et au méthanol (pesticide et métabolites marqués au ^{14}C) et fraction liée aux composants du sol. Ces différentes

analyses permettent d'évaluer de manière individuelle le potentiel de réalisation des principaux processus régissant le SE d'atténuation naturelle dans des conditions de laboratoire contrôlée sans toutefois permettre de l'évaluer à proprement parler.

Des études récentes d'écologie microbienne suggèrent que la quantification de l'abondance (Pesce *et al.*, 2013) et de l'activité des populations microbiennes (Monard *et al.* 2010 et 2013) dégradant des pesticides par des techniques moléculaires basées sur l'extraction directe des acides nucléiques du sol, pourraient constituer des bioindicateurs rendant compte de l'exposition aux pesticides et du potentiel d'atténuation chimique. Les méthodologies employées ont été standardisées auprès de l'ISO (extraction directe de l'ADN, ISO 11063 ; quantification de l'abondance de groupes microbiens à partir de l'ADN du sol, ISO/DIS 17601 ; estimation de la minéralisation de composés organiques dans les sols, ISO 14239) (Philippot *et al.*, 2012). Toutefois, n'étant pas imposées du point de vue réglementaire en raison de l'absence d'une directive cadre européenne sur la protection des sols qui imposerait l'estimation de l'impact *a posteriori* des pesticides sur les microorganismes du sol, elles ne sont pas encore déployées à grande échelle, restant pratiquées par quelques laboratoires de recherche publiques.

Par ailleurs, El Sebai *et al.* (2007) et Hussain *et al.* (2013) ont montré l'importance de paramètres clef du SE d'atténuation des pesticides comme la nature du pesticide (conditionnant l'exposition de la communauté microbienne), le pH et l'humidité du sol (conditionnant l'activité des populations dégradantes). L'acquisition de ces données a permis de montrer qu'un modèle simple basé sur ces paramètres permettait d'expliquer 80% de la variance observée dans la minéralisation de l'isoproturon à l'échelle de la parcelle agricole (Hussain *et al.*, 2013).

Enfin, l'EFSA (European Food Safety Authority) a publié un avis scientifique proposant de nouveaux objectifs de protection dans le cadre de l'évaluation *a priori* du risque environnemental causé par les pesticides (EFSA, 2010). Parmi les objectifs de protection proposés, les SE des sols sont identifiés. L'EFSA a identifié les microorganismes comme clef de voute des SE rendus par les sols et a proposé que l'entité à protéger soit des groupes fonctionnels. Plus récemment, elle a proposé de prendre en considération la capacité de récupération écologique des groupes fonctionnels ciblés dans le cadre de l'évaluation *a priori* de l'impact des pesticides sur des SE rendus par les sols (EFSA, 2016a). Cet avis scientifique n'est pas encore décliné en directive cadre européenne mais il donne des orientations qui encouragent les scientifiques à développer des bioindicateurs microbiens pouvant rendre compte des SE rendus par les sols, tels que l'atténuation naturelle des pesticides. L'EFSA a depuis préparé un nouvel avis scientifique (actuellement au stade de la consultation publique) faisant un état de l'art de la science sur l'évaluation du risque causé par les pesticides sur les organismes vivant dans les sols, incluant les microorganismes (EFSA, 2016b). Il propose une analyse critique des méthodes permettant d'évaluer l'abondance, la diversité et l'activité des microorganismes du sol. Il reconnaît que les méthodes sont en constante évolution et que le consensus n'est pas atteint. Toutefois, il propose d'intégrer comme bioindicateur microbien des tests ciblant la transformation microbienne de l'azote et la symbiose mycorhizienne.

Pour conclure, malgré l'importance du SE d'atténuation naturelle des pesticides par les sols, il n'existe pas actuellement de méthode ni d'indicateurs associés permettant de rendre compte de l'accomplissement de ce SE à l'échelle du territoire français. Des recherches sont nécessaires pour acquérir des données sur la biodégradation des pesticides dans différents pédoclimats pour développer des modèles prédictifs permettant d'évaluer le potentiel d'atténuation des sols agricoles et de proposer des outils d'ingénierie écologique permettant la gestion de ce SE.

8.11. Régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du carbone organique dissout

8.11.1. Spécification biophysique du SE

Expert coordinateur : Julie Constantin

Contributeurs scientifiques : Olivier Therond, Sylvain Pellerin, Isabelle Cousin

8.11.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Dans la littérature des SE, plusieurs dénominations recouvrent deux façons d'aborder la question du service rendu par l'écosystème agricole en rapport avec la qualité de l'eau :

1. Le premier SE qui semble majoritaire dans la bibliographie est celui qui correspond à la régulation des fuites de nutriments dans l'eau de drainage (ou percolation) à la base du sol et de ruissellement. Le SE de « rétention d'azote » (*nitrogen retention*) proposé par exemple par Dominati *et al.* (2014), Xue *et al.* (2015), Rankinen *et al.* (2014) représente la quantité d'azote qui n'est pas perdue par l'écosystème par lixiviation, ruissellement ou érosion. L'idée est ici de considérer l'azote qui reste piégé dans le sol et ne pollue pas d'autres compartiments de l'écosystème. Les dénominations employées sont multiples puisque l'on trouve aussi *water purification*, *water filtration*, *filtering of nutrients* décliné aussi en *nitrate filtering* et *phosphorus filtering* et l'origine des pertes considérées (par ruissellement, érosion, percolation...) peut différer d'une conceptualisation à une autre. On trouve aussi le terme de *soil retention* mais qui est, selon les auteurs et de manière plus ou moins claire, défini comme un déterminant biophysique du SE *water filtration/purification* (Hewitt *et al.*, 2015; Kandziora *et al.*, 2013; Robinson *et al.*, 2013; Swinton *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2007).

2. Le second SE est celui de la « qualité de l'eau » (*water quality*) qui peut être inclus dans un SE plus général dénommé *water supply* (Kroeger et Casey, 2007). Cette deuxième approche est moins prédominante mais se rapproche plus de l'approche classique d'évaluation des agrosystèmes, sur la lixiviation d'azote notamment, et la quantification des pertes de nutriments liées aux agrosystèmes.

L'inconvénient majeur de la conceptualisation du SE comme étant la « qualité de l'eau » est qu'elle ne représente pas nécessairement la **capacité de l'écosystème agricole** à fournir une eau de qualité. Ainsi, deux écosystèmes agricoles pourraient fournir un SE « qualité de l'eau » de même niveau, c'est-à-dire une qualité de l'eau équivalente, alors même que le « travail » fourni par ces écosystèmes agricoles, c'est à dire leur fonctionnement, serait très différent. Nous pourrions ainsi aboutir à évaluer un même niveau de SE pour un écosystème agricole avec un sol très sableux et une faible pression en azote, et pour un écosystème agricole avec une forte capacité de rétention des nutriments et une pression azotée plus importante.

L'approche par le SE *filtering* ou *soil retention* est donc plus pertinente pour évaluer le SE fourni par l'écosystème agricole car il est plus à même de représenter le fonctionnement ou travail (« work ») de l'écosystème (Villamagna *et al.*, 2013). En effet, la capacité de rétention ne dépend pas des apports en nutriments mais du fonctionnement de l'écosystème agricole lui-même et de sa capacité à empêcher la perte de nutriments. Ainsi, une forte capacité de *soil retention* se traduit par une eau de qualité (Keeler *et al.*, 2012) jusqu'à un certain degré d'apports de fertilisants. Au contraire, si un écosystème agricole présente une faible capacité de *soil retention*, il contribue aussi à fournir une eau de qualité lorsque la pression azotée est faible mais est bien plus sensible à l'accroissement des pressions exercées par les apports d'intrants. Cette deuxième approche de *soil retention* est donc celle qui est retenue pour appréhender le SE relatif à la qualité de l'eau dans les eaux de drainage. Il concerne trois éléments principaux - l'azote (N), le phosphore (P) et le carbone organique dissous (COD). L'analyse présentée ci-après se focalise essentiellement sur l'azote, étant donné les problématiques actuelles de pollution des eaux par le nitrate et les problèmes de potabilité et d'eutrophisation des milieux auxquelles elles conduisent. Elle apporte cependant des premiers éléments de réflexion et des

pistes d'évaluation pour le P et le COD. De ce fait, ce SE est dénommé : **régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du COD**.

Ce SE concerne tous les écosystèmes agricoles. Il est tout particulièrement d'importance au moment de la période de drainage pour l'N et le COD et des épisodes de ruissellement/érosion pour le phosphore (voir ci-après). C'est donc un service avec une dimension temporelle importante.

8.11.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

Le bénéficiaire direct de ce SE est la société qui dérive plusieurs avantages de ce SE :

- une eau de bonne qualité pour la production d'eau potable et les activités industrielles qui en ont besoin
- un bon état écologique des aquifères pour les activités nautiques récréatives.
- un bon état écologique des aquifères pour la pêche (professionnelle et de loisir).

Ce SE a la particularité de fournir une régulation d'impacts négatifs potentiels des activités agricoles, plus précisément des pratiques de fertilisation (*lato sensu*).

8.11.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Les déterminants biophysiques majeurs identifiés dans la littérature des SE sont liés au « capital naturel » du sol (Cf. section 8.4) et sont donc très « sol-centrés ». Cependant, dans EFESE-écosystèmes agricoles, l'écosystème agricole ne se limite pas au sol mais est défini comme l'ensemble du système sol-plante-animal (voir chapitre 3 et section 8.4). De nombreux travaux ont montré le rôle essentiel joué par les **plantes de couverture** au moment des périodes de drainage pour augmenter la capacité de l'écosystème agricole à retenir l'N et donc réduire la lixiviation d'N, de 10 à 90% par rapport à la lixiviation d'un sol laissé nu selon les situations (Constantin *et al.*, 2010 ; Möller et Reents, 2009 ; Thomsen, 2005), mais également pour stabiliser les sols et contrôler l'érosion (voir section 8.5). Par ailleurs, dans le cas de systèmes pâturés, les **restitutions par les animaux** ont un impact sur la quantité de nutriments dans l'écosystème et peuvent contribuer à moduler la capacité de l'écosystème à retenir les nutriments et fournir une eau de qualité. Les quantités d'N restituées par les vaches alimentées au pâturage varient ainsi de 150 à 500 kg de N/ha selon le chargement et la durée de la saison de pâturage, de manière non homogène sur la surface. La quantité d'N déposée par les bouses est faible (N peu lixiviable) mais concentrée sur une très faible surface ; la surface affectée par le ruissellement et l'infiltration des pissats étant nettement plus importante. La lixiviation de l'N des pissats représente en moyenne annuelle 25-30% des restitutions contre 10-15% pour l'N fécal (Peyraud *et al.*, 2012).

Cela signifie que la régulation de la qualité de l'eau est un phénomène dépendant du sol et de la plante, ainsi que du chargement animal. Il est donc indispensable de considérer ces aspects dans l'évaluation du SE « régulation de la qualité de l'eau drainée » fourni par l'écosystème agricole, ce qui n'est actuellement pas le cas dans la grande majorité de la bibliographie sur les SE.

Les déterminants diffèrent selon l'élément d'intérêt (N, P ou COD). L'ion orthophosphate étant fortement lié à la phase solide du sol, le transfert de P des écosystèmes agricoles vers le réseau hydrographique se fait principalement par entrainement particulière lors d'épisodes érosifs. Les transferts verticaux par lessivage ou lixiviation représentent des quantités très faibles de P, hormis dans quelques cas très particuliers (sols très sableux, ou certains sols drainés). L'ion nitrate et le COD étant solubles, ils sont majoritairement entraînés dans les eaux sous la rhizosphère lors d'épisode de percolation. Les flux d'N ou de COD au-delà de la zone explorée par les racines dépendent fortement de l'ampleur de ces flux d'eau. Cependant le COD a été identifié comme source majeure de matières organiques stabilisées à long terme dans les horizons profonds du sol (Kaiser et Guggenberger, 2000), potentiellement sous la zone rhizosphérique. Cela indique que tout ce qui est entraîné dans la zone sous racinaire n'est pas forcément lixivié pour cet élément.

Les déterminants biophysiques qui sont des états d'entités de l'écosystème agricole sont les suivants :

- Les **principales propriétés du Capital Naturel du Sol** (Dominati *et al.*, 2010) (voir section 8.4) :
 - o La teneur en matière organique (MO ; y c. liée aux restitutions animales) qui va induire un taux plus ou moins fort de minéralisation d'N et donc de disponibilité d'N minéral dans le sol au moment du drainage (voir section 8.8).
 - o Les stocks en P des sols pour le risque vis-à-vis du P (voir section 8.9).
 - o Le stock d'eau maximal du sol qui va déterminer en partie l'intensité et la temporalité du drainage (voir section 8.7).
 - o L'infiltrabilité du sol qui dépend notamment de sa texture, structure et son état hydrique et va conditionner les évènements de ruissellement (voir section 8.7).
 - o La pente du sol qui va également conditionner le ruissellement et le risque d'érosion (voir sections 8.5 et 8.7).
- La **présence d'une culture**, de vente ou intermédiaire, non légumineuse ou légumineuse, avant et pendant toute ou une partie de la période de risque de drainage ou de ruissellement/érosion. Le choix de la rotation (culture hiver/été) et des cultures (légumineuses ou non, mélanges d'espèces) et leur période et état de développement (dates de semis et de récolte/destruction) peuvent fortement impacter le niveau de fourniture du SE:
 - o L'absence de couverture végétale du sol avant/pendant la période de risque de drainage (ex. cultures intermédiaires, repousses ou cultures d'hiver) réduit la capacité de régulation de la qualité de l'eau par l'écosystème. Au contraire la présence de couverts intermédiaires, de repousses denses et homogènes ou de cultures d'hiver suffisamment développés, auront un effet favorable sur le niveau de fourniture du SE.
 - o La présence de légumineuses en plantes de couverture, du fait de la fixation symbiotique et donc d'une moindre absorption de l'N minéral du sol, pourra diminuer le niveau de fourniture au contraire d'une culture non légumineuse, à quantité d'N équivalente dans les deux couverts (Justes *et al.*, 2012).
- Dans les systèmes prairiaux pâturés, le **chargement animal** détermine les flux d'N et de MO liés aux restitutions animales (Peyraud *et al.*, 2012).

Les déterminants biophysiques qui sont des fonction/processus de l'écosystème agricole sont :

- La percolation de l'eau à la base du profil de sol explorable par les racines (voir section 8.7).
- Le ruissellement et l'érosion hydrique (voir section 8.5).
- La minéralisation d'N de la MO du sol (voir section 8.8).
- L'organisation de l'N minéral du sol (voir section 8.8).
- L'adsorption/fixation et désorption/dissolution des nutriments dans le sol (voir section 8.9).
- L'absorption d'N et autres nutriments par des cultures de vente ou intermédiaires avant ou au cours de la période de drainage.
- La fixation symbiotique d'azote par les légumineuses.

La disponibilité en N minéral du sol pendant la période de drainage, résultant notamment de la minéralisation nette et de l'absorption par les cultures, conditionne la capacité de régulation par l'écosystème agricole à ce moment-là.

8.11.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Les facteurs exogènes qui peuvent influencer le niveau de régulation de la qualité de l'eau fournie par l'écosystème agricole sont :

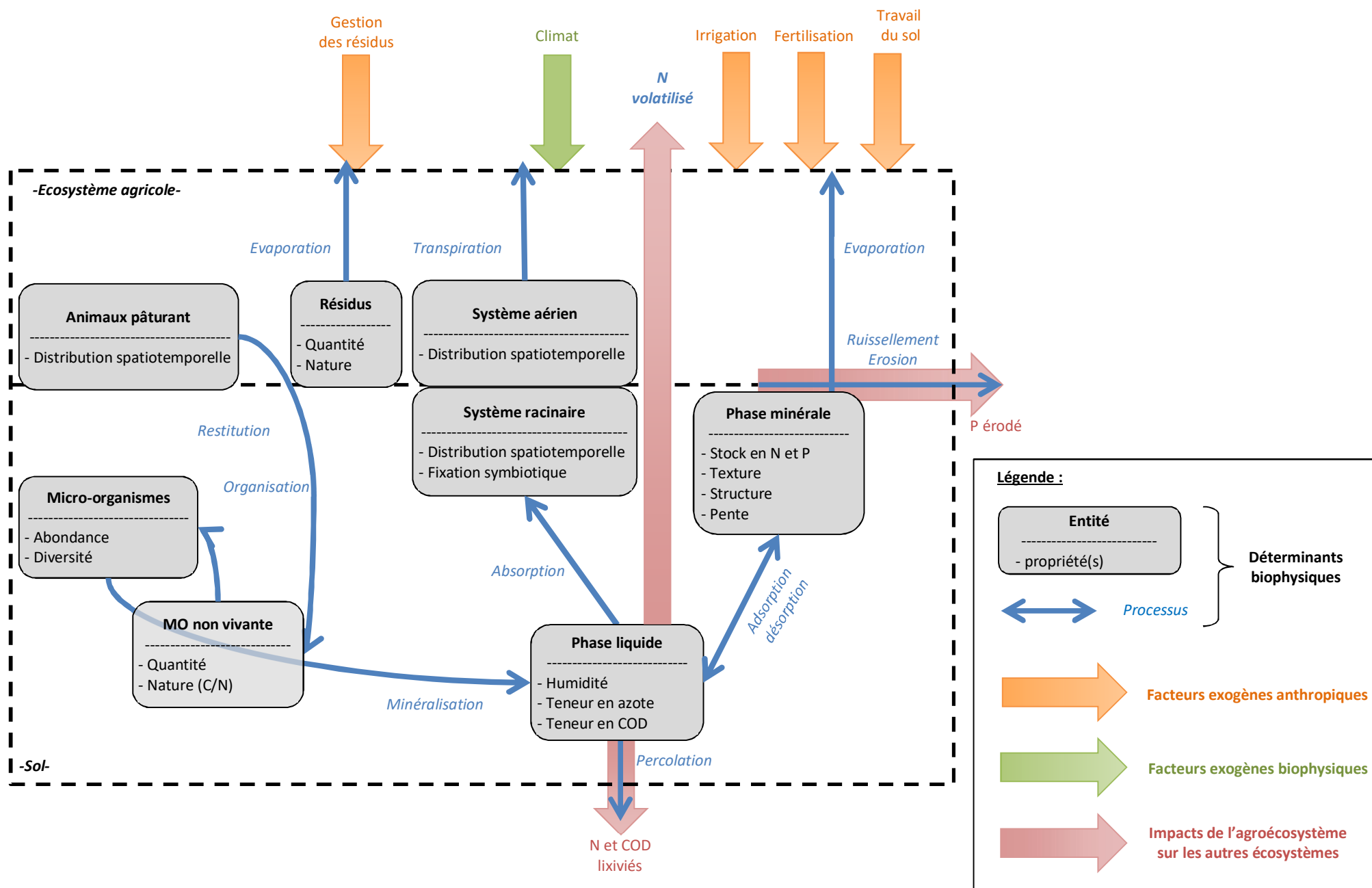
- La gestion des résidus de récolte :
 - o L'exportation des résidus de cultures récoltées à maturité physiologique empêche la phase d'immobilisation d'N minéral du sol qui est liée à un enfouissement des résidus de cultures et peut donc réduire la régulation (voir section 8.8).
 - o La restitution des résidus sous forme de mulch peut, dans certains cas, induire une minéralisation nette d'N plus importante que celle d'un sol nu sans résidus (Justes *et al.*, 2012). Cela peut induire une plus grande quantité d'N minéral potentiellement lixiviable au moment du drainage qui peut entraîner une diminution du SE.

- o Au contraire, l'enfouissement des résidus de culture peut immobiliser l'N minéral du sol au moment du drainage sauf s'il s'agit de résidus jeunes à faible rapport C/N qui entraînent une minéralisation directe et diminuent potentiellement le SE rendu à ce moment-là (Beaudoin *et al.*, 2005; Justes *et al.*, 1999; Mary *et al.*, 1996; Nicholson *et al.*, 1997) (voir section 8.8).
- La fertilisation minérale ou organique qui augmente l'N minéral en solution dans le sol à court terme et qui peut augmenter la production et modifier à plus long terme, *via* les quantités de racines et résidus de culture, la dynamique de la MO des sols (Houot *et al.*, 2014).
- Le travail du sol qui peut, dans certains cas, diminuer la réserve utile en eau des sols (voir section 8.7).
- L'irrigation qui peut favoriser le drainage si elle est excessive (voir section 8.7).
- Enfin, un facteur exogène important est le climat et en particulier :
 - o La pluviométrie et l'évapotranspiration potentielle pour le bilan d'eau et donc les risques de drainage et de ruissellement associés.
 - o La température et le rayonnement qui déterminent le développement des plantes et l'intensité de minéralisation (voir section 8.8).
 - o Plus généralement, un climat chaud et humide au fil de la saison peut avoir deux effets antagonistes : favoriser le développement des couverts, intermédiaires par exemple, et donc augmenter la capacité de rétention par la culture et favoriser la minéralisation de l'N organique du sol induisant une plus grande quantité d'N minéral dans le sol.

Ainsi certains déterminants sont tantôt favorables, tantôt défavorables selon la présence ou l'absence et les interactions avec d'autres déterminants.

La figure 8-11-1 présente les principaux déterminants biophysiques et facteurs exogènes impliqués dans la fourniture du SE.

Figure 8-11-1. Principaux déterminants biophysiques et facteurs exogènes impliqués dans la fourniture du SE



8.11.2. Évaluation biophysique du SE

Expert coordinateur : Julie Constantin

Contributeur scientifique : Olivier Therond

Ingénierie de données : Eric Casellas, Julie Constantin, Anne Meillet, Thomas Poméon, Hélène Raynal

8.11.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture du SE

Méthodologies proposées dans la bibliographie sur les SE

Le MAES considère qu'un indicateur de la capacité d'un écosystème à filtrer/séquestrer/stocker/accumuler est la concentration en nutriments (C, N, P, K...) dans le sol (Maes *et al.*, 2014). Il souligne également qu'exceptionnellement, le SE peut être évalué en utilisant la pression (ex. quantité de fertilisant apporté) ou l'impact (ex. azote lixivié) comme proxy. La « rétention des nutriments », c'est-à-dire la quantité de nutriments retenus par le système sur une période de temps donnée, est également proposée comme indicateur du SE « régulation de la qualité de l'eau » par ces auteurs, cette rétention étant habituellement estimée par modélisation, à cause du manque de données observées.

Villamagna *et al.* (2013) mettent en lumière que le niveau de fourniture des SE de régulation est soumis aux évolutions naturelles et anthropiques dans le temps et l'espace. Pour eux, le niveau de SE (ils parlent du « travail écologique » de l'écosystème) peut être évalué *via* le calcul de la différence entre le niveau de pression écologique (ex. l'N apporté) et la qualité de l'environnement (ex. l'N lixivié exprimé dans la même unité).

Dans le même sens, Hewitt *et al.* (2015) proposent d'évaluer un SE de rétention de l'N en adaptant un indice de vulnérabilité des sols à la lixiviation proposé par Webb *et al.* (2010). Cet indice est basé sur les résultats de simulations du modèle GLEAMS¹. Cet indice de vulnérabilité est présenté comme le complémentaire « négatif » du SE tandis que sa version positive est la capacité du sol à retenir l'N (plus la vulnérabilité est grande, plus le SE de rétention est faible et inversement). D'après ces auteurs, elle est déterminée notamment par une propriété permanente du sol qui est la réserve en eau du sol sur 1 m. Cette capacité à retenir l'N est évaluée face à une même pression azotée appliquée à plusieurs types de sols avec des réserves en eau contrastées. La même quantité de nitrate est appliquée sur chaque sol et la capacité de stockage de nitrate correspond à la quantité de nitrate retenu par le sol, plutôt qu'à la quantité de nitrate lixivié.

Bien que l'approche proposée par Hewitt *et al.* (2015) soit intéressante, elle ne prend en compte que des facteurs liés au sol et néglige la capacité de l'écosystème agricole à retenir des nutriments *via* leur absorption par les couverts en place avant et/ou pendant les périodes de drainage et de ruissellement. De plus, les modèles utilisés ne représentent pas les impacts des pratiques agricoles sur le fonctionnement du sol ce qui limite leur intérêt pour estimer le niveau de SE dans les écosystèmes agricoles. L'idée d'estimer la capacité de l'écosystème agricole à réguler la qualité de l'eau en appliquant une dose identique d'intrants et d'analyser comparativement à quelle point la lixiviation est forte apparaît comme une méthode de quantification intéressante. Cependant, il faut impérativement intégrer les aspects de régulation par les processus liés à la plante en complément de ceux liés au sol.

Méthodologies proposées dans la littérature plus « agronomique »

Des approches plus classiques de l'agronomie permettent de prendre en compte cette dimension « sol-plante » dans l'évaluation de ce SE. Il existe plusieurs méthodes mobilisables pour évaluer ce SE de régulation. Elles sont principalement basées sur l'utilisation de :

- **Modèles fonctionnels** simulant les bilans d'eau et d'azote sous l'effet du pédoclimat et des pratiques : STICS (Brisson *et al.*, 1998), CropSyst (Stockle *et al.*, 1994), EPIC (Izaurrealde *et al.*, 2001);

¹ <http://www.fao.org/gleam/fr/>

- **Indicateurs prédictifs plus simples** : INDIGO (I_N et I_P – Bockstaller et Girardin, 2008), MERLIN (Aimon-Marie *et al.*, 2001), Territ'eau² ;
- **Mesures de terrain**: lysimètres, bougies poreuses, drains artificiels, mesures des concentrations dans les nappes, exutoires et points de captage.

Les mesures de terrain sont très lourdes à mettre en place de façon systématique sur de larges territoires. Des approches d'évaluation basées sur l'utilisation d'indicateurs ou modèles fonctionnels sont plus adaptées pour des évaluations sur de grandes étendues.

Méthodologie retenue dans EFESE-écosystèmes agricoles

L'approche mise en œuvre dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles correspond à la combinaison des propositions de Robinson *et al.* (2013) et Villamagna *et al.* (2013). Les premiers proposent d'utiliser des modèles prenant en compte la gestion et son impact sur le fonctionnement de l'écosystème et les seconds de calculer le « travail écologique » du système comme la différence entre la pression écologique et la qualité de l'environnement. Enfin, pour évaluer la capacité de régulation de la qualité de l'eau du système sol-plante, notre choix s'est porté sur des outils classiquement utilisés en agronomie, évalués sur les processus ou variables de sortie d'intérêt, sous l'effet des pratiques agricoles visées, et applicable à l'échelle nationale à résolution fine. Ils permettent de prendre en compte les effets des couverts végétaux, notamment intermédiaires, le taux de MO et le stock d'eau maximal du sol, principaux déterminants biophysiques clefs de ce SE. Comme pour d'autres SE, le choix s'est porté sur deux modèles de simulation, le modèle STICS pour les grandes cultures et le modèle PaSim pour les prairies (Riedo *et al.*, 1998) (voir Annexe 8-A). STICS a fait l'objet d'une procédure d'évaluation de la fiabilité des simulations des flux d'eau et d'azote sur une large gamme de pédoclimats français et pour plusieurs cultures et pratiques associées (Coucheney *et al.*, 2015).

La méthode appliquée dans EFESE-écosystèmes agricoles vise à permettre une évaluation de la capacité de régulation de la qualité de l'eau par l'écosystème agricole dans divers pédoclimats, sur le territoire français *via* l'estimation de **l'azote non lixivié (retenu par l'écosystème agricole ou perdu sous formes gazeuses) à l'échelle de l'année. Pour cela, deux indicateurs sont utilisés. Le premier estime la quantité moyenne d'azote non lixivié par an *via* le calcul de la différence entre les entrées d'N minéral (fertilisation + minéralisation nette) et la lixiviation d'N sur l'année. Le second correspond à la proportion d'azote non lixivié relativement à la quantité entrée dans l'écosystème (ratio de la quantité retenue sur les entrées d'N minéral). Ces deux indicateurs sont évalués en considérant les apports d'intrants (systèmes de culture « actuels ») de manière à estimer le niveau moyen de SE actuellement rendu en France considérant les apports d'intrants réalisés.** Les fuites d'azote sous formes gazeuses (NH_3 , N_2O , N_2) ne sont pas explicitement considérées puisque le SE considéré ici est relatif à la régulation de la qualité de l'eau. Elles correspondent à des impacts négatifs des agroécosystèmes (émissions de NH_3 et N_2O) et sont liées au niveau de SE « régulation du climat global » (réduction du N_2O en N_2) mais, du point de vue de la régulation de la qualité de l'eau correspondent à des quantités d'azote qui ne sont pas lixiviées ni lixiviables.

Par ailleurs, **les indicateurs de concentration nitrique des eaux de drainage et de quantité d'azote effectivement lixivié ont également été estimés** afin de mettre en évidence l'existence du lien plus ou moins étroit entre le SE rendu et le niveau d'impact associé et donc de mettre en lumière le caractère complémentaire de ces deux types d'information (sur les SE et les impacts).

Une limite de l'utilisation des modèles de culture actuels est qu'ils ne prennent pas en compte les stress biotiques et donc l'évaluation se fait considérant une « protection phytosanitaire parfaite ».

² <http://www.plage-evaluation.fr>

8.11.2.2. Stratégie retenue pour l'analyse du SE

L'évaluation du SE est tout d'abord présentée à l'aide d'une cartographie de la quantité annuelle moyenne d'N retenu par unité pédoclimatique sur la France entière (Figure 8-11-15). Cette première cartographie permet d'identifier le niveau de SE rendu par les écosystèmes agricoles en grandes cultures en France, et de déterminer des zones où les niveaux de SE sont plus ou moins élevés. Cette cartographie est réalisée sur la base des résultats des simulations des systèmes actuels c.-à-d. avec des pratiques de fertilisation issues de l'analyse des données l'enquête Pratiques Culturelles 2011 et une irrigation automatique simulée par STICS pour couvrir 85 % des besoins en eau des cultures.

Par ailleurs, une analyse plus fine des niveaux de SE selon les caractéristiques des écosystèmes est réalisée en examinant le niveau du SE selon le type de sols et leur niveau de réserve hydrique, les types de climat ainsi que les types de séquences de cultures simulées (proportion de cultures d'hiver et de printemps, proportion de légumineuses, durée de la rotation).

Enfin, l'analyse se focalise sur les pratiques agricoles que sont la fertilisation azotée, minérale et organique qui sont comparées, la présence ou non de couverts intermédiaires plus ou moins fréquente dans la séquence et la présence de l'irrigation dans les systèmes de culture où elle est simulée. Ces analyses permettent d'identifier des déterminants et facteurs exogènes importants du niveau de fourniture du SE de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote.

Une analyse des relations entre niveaux d'impact et niveaux de SE est également réalisée.

8.11.2.3. Analyse des résultats

L'indicateur utilisé pour l'analyse présentée ici est l'azote non lixivié par le système « sol-plante », en quantité d'une part [minéralisation du sol et des résidus + fertilisation minérale - lixiviation d'azote] et en pourcentage d'autre part [quantité N retenu / (minéralisation + fertilisation minérale)]. L'indicateur est analysé en moyenne sur les 30 années de simulations. Les 2 indicateurs sont positivement corrélés avec un R^2 de 0.33 dans le cas des systèmes de cultures actuels (Figure 8-11-2).

Figure 8-11-2. Corrélation entre les deux indicateurs du niveau effectif de SE « régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis du N »

En ordonnée : quantité d'N retenu par le système sol-plante [minéralisation du sol et des résidus + fertilisation minérale - lixiviation d'azote] (en kg N/ha)

En abscisse : proportion d'N retenu par le système sol-plante [quantité N retenu / (minéralisation + fertilisation minérale)] (en %)

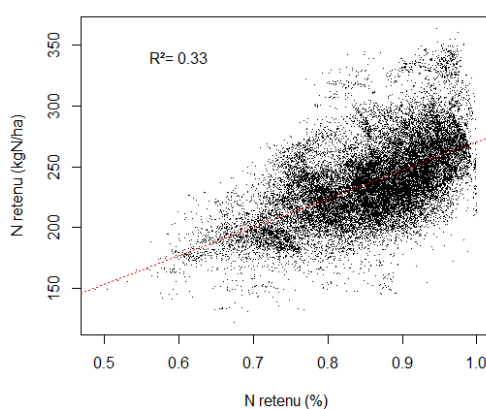
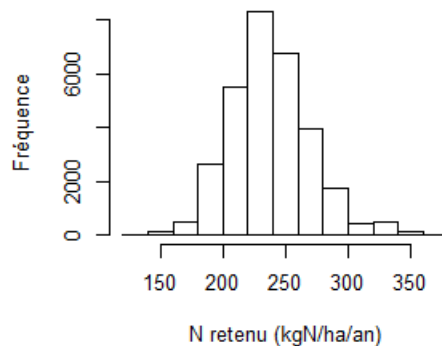
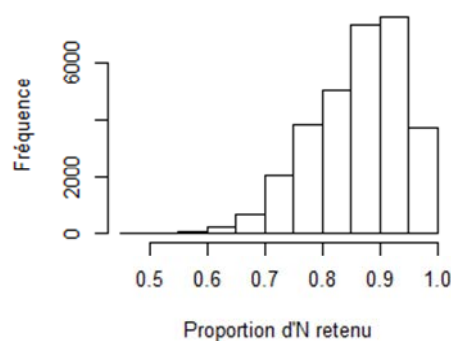


Figure 8-11-3. Distribution des valeurs estimées pour l'indicateur "quantité d'N retenu par le système sol-plante" pour les systèmes de culture « actuels » c.-à-d. avec fertilisation et irrigation (moyenne annuelle)



Le niveau moyen d'azote non lixivié sur 30 ans varie de 122 à 363 kg N/ha/an et de 55 à 100% de l'azote minéral issu de la minéralisation et de la fertilisation, avec des valeurs moyennes de 242 kg N/ha/an et 86% (Figures 8-11-3 et 8-11-4). Cela signifie qu'une grande majorité de l'azote minéral est retenu par le système « sol-plante », c.-à-d. l'écosystème agricole, dans les systèmes actuels de grande culture, dans le sens où il n'est pas perdu par lixiviation (il peut être perdu sous forme gazeuses ou être exporté par les cultures lors de la récolte).

Figure 8-11-4. Distribution des valeurs estimées pour l'indicateur "quantité d'N retenu par le système sol-plante" pour les systèmes de culture « actuels » c.-à-d. avec fertilisation et irrigation (moyenne annuelle)



La variabilité spatiale de la quantité d'azote non lixivié par les systèmes de cultures actuels est présentée dans la figure 8-11-5. Les systèmes avec la quantité d'azote non lixivié la plus élevée (>300 kg N/ha) sont situés dans le sud-ouest de la France (Landes et piémont des Pyrénées Atlantiques), en particulier dans les zones irriguées, probablement dû aux fortes quantités moyennes de biomasses et donc quantités d'azote absorbé dans les monocultures de maïs. Cependant, quand on analyse la variabilité spatiale de la proportion d'azote non lixivié, on constate que ce sont les systèmes du sud-ouest de la région Occitanie mais aussi l'Ouest du bassin parisien, le Nord de la France, l'Alsace, ou encore la Bretagne qui présentent les plus hauts niveaux (plus de 90% d'azote non lixivié). On retrouve par contre des valeurs plus faibles, tant en quantité qu'en proportion, dans le sud-est de la France, au sud de la région Centre et dans le Poitou. La divergence de résultats entre les 2 indicateurs peut s'expliquer par le fait qu'une quantité d'azote non lixivié peut être faible du fait d'une faible minéralisation ou fertilisation (lié par exemple à de faibles fertilisations sur tournesol de l'ordre de 50kgN/ha). Dans ce cas, la proportion d'azote non lixivié reste très élevée et même supérieure aux monocultures de maïs pour lesquelles la quantité d'azote non lixivié est plus importante.

Il est important de souligner que les points avec de faibles niveaux d'azote non lixivié (points rouges) qui sont disséminés sur la carte pourrait représenter des situations spécifiques avec des potentiels de rendement faibles et des apports d'azote minéral simulés trop élevés (Cf. Annexe 8-A). Il conviendrait donc de les examiner plus précisément afin de confirmer ou d'infirmer le résultat obtenu ici et d'en comprendre les déterminants.

La quantité d'azote non lixivié est fortement liée à l'azote absorbé par les cultures, dont une partie est exportée tous les ans (Figure 8-11-6a), et les couverts intermédiaires (corrélation de 0.93). Ainsi, plus la quantité d'azote absorbée par les couverts végétaux est élevée, plus l'azote non lixivié est important.

La quantité d'azote non lixivié est également dépendante de la minéralisation annuelle d'azote (Figure 8-11-6b) mais avec une corrélation moins forte, de 0.54 dans les systèmes avec intrants (en noir) et bien plus élevée dans les systèmes sans intrants (en rouge, cor = 0.84).

Figure 8-11-6. Corrélation entre l'indicateur "quantité d'N non lixivié" et la quantité de N dans la plante à la récolte (a) ; la quantité de N minéralisé (b) (moyenne annuelle)

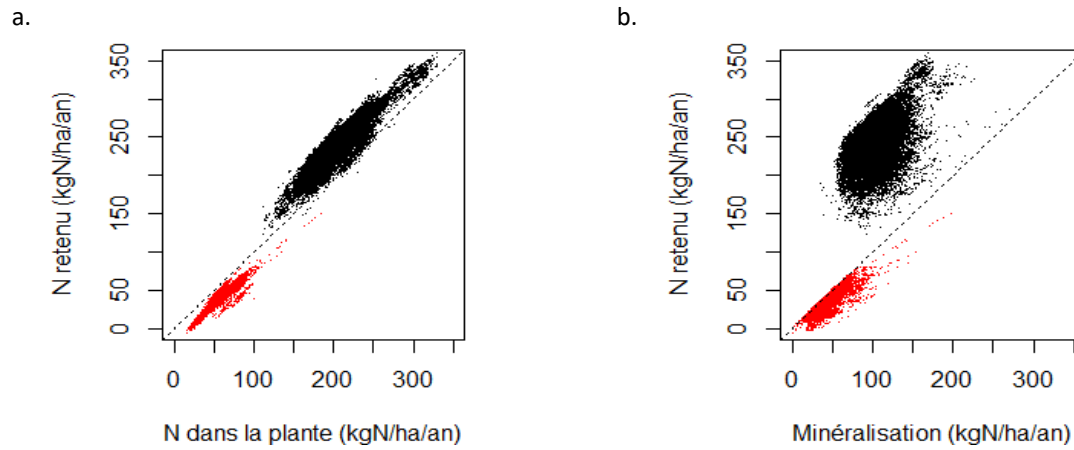
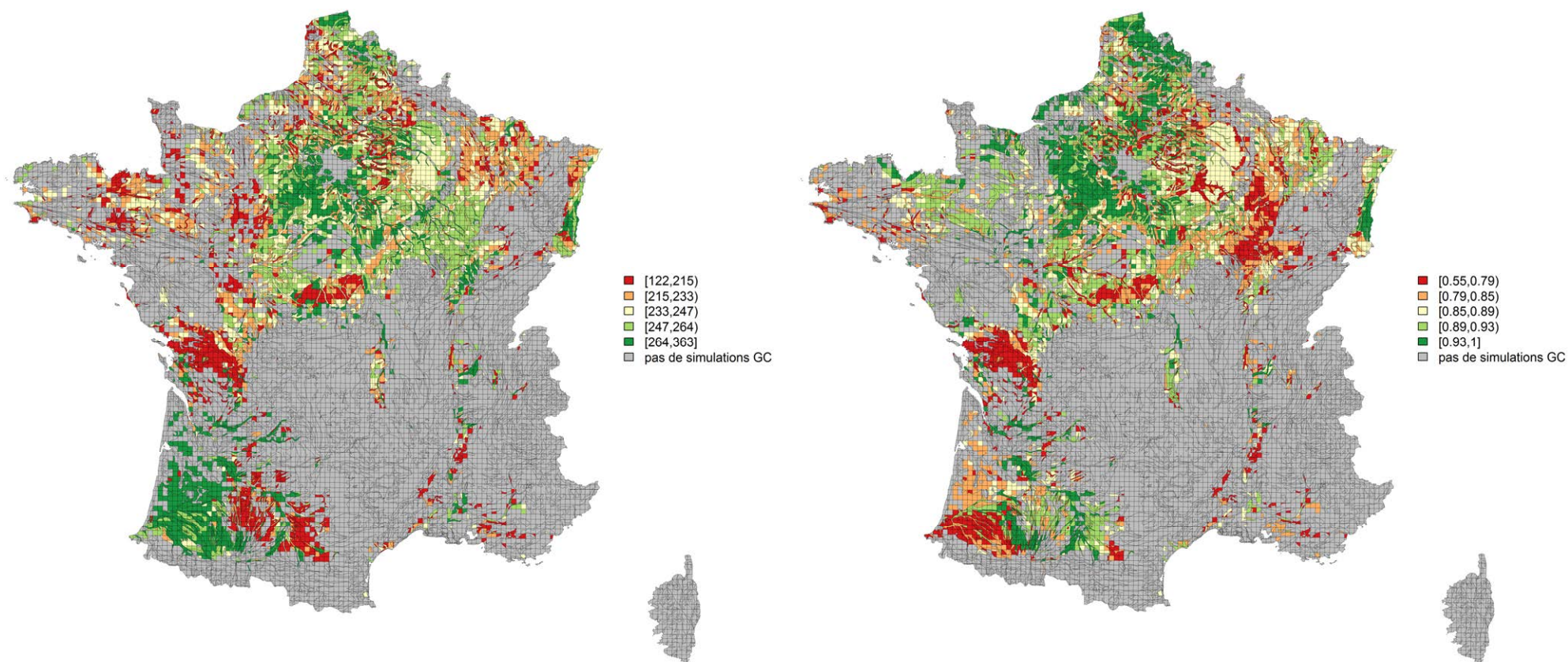


Figure 8-11-5. Distribution spatiale de la quantité d'azote non lixivié en KgN/ha/an (à gauche) et la proportion d'azote non lixivié en % (à droite)

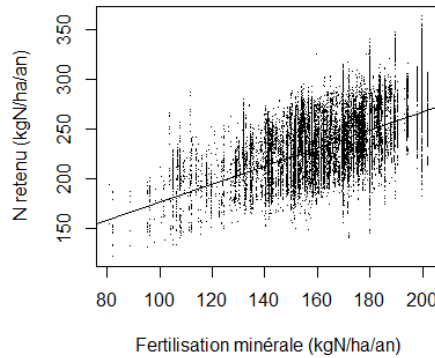
Résolution spatiale : UPC

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles



Aucune relation notable avec la quantité d'eau percolée (drainée) n'apparaît, bien que celui-ci conditionne fortement le niveau d'azote lixivié. La relation avec la fertilisation minérale (Figure 8-11-7), avec une corrélation de 0.56, s'explique par l'augmentation de l'azote absorbé par les cultures. Bien qu'une relation linéaire apparaisse, il est très probable que cette relation soit asymptotique si la dose de fertilisant augmente, laissant apparaître une capacité maximale de rétention de l'azote par le système.

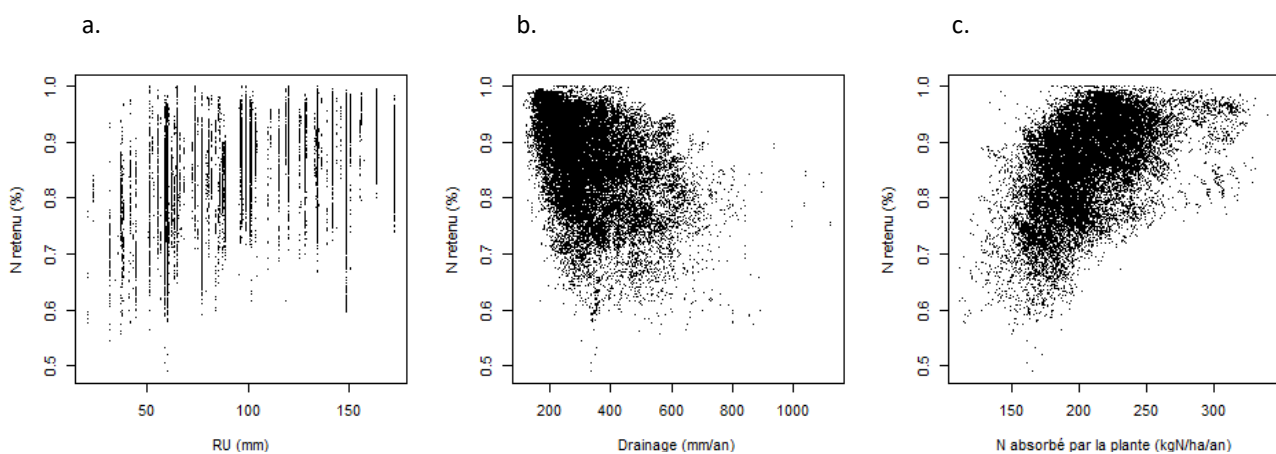
Figure 8-11-7. Relation entre l'indicateur "quantité d'N non lixivié" et la quantité de N apporté par fertilisation minérale



Pour la proportion d'azote non lixivié, les relations sont différentes. Le drainage est négativement corrélé ($r=-0.39$) à cet indicateur (Figure 8-11-8b). Ainsi, la proportion d'azote non lixivié peut être très élevée (>0.9) tant que le drainage est inférieur à 600 mm/an environ, même si les performances des systèmes restent très variables en dessous de 600 mm/an. Au-delà, la proportion d'azote non lixivié ne représente plus des pourcentages aussi forts.

La relation positive avec la quantité d'azote absorbée annuellement par les cultures est bien plus faible ($r=0.51$) que pour l'indicateur de quantité d'azote non lixivié (Figure 8—1—8c). Pour cette dernière, on constate qu'une quantité d'azote absorbée inférieure à 225 kg/ha/an peut amener à des proportions d'azote non lixivié inférieures à 70%. Cependant, cela n'est pas du tout systématique puisqu'à ces niveaux d'azote absorbé, certains systèmes retiennent plus de 90% de l'azote minéral. Aucune corrélation avec la minéralisation n'existe pour cet indicateur ; il en va de même pour la fertilisation minérale.

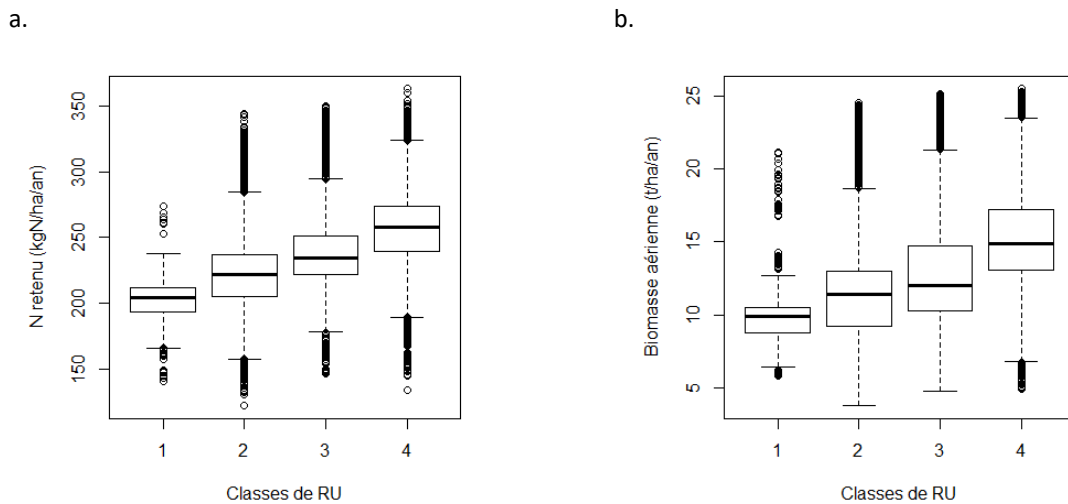
Figure 8-11-8. Relations entre l'indicateur "proportion d'N non lixivié" et : la RU (a) ; la quantité d'eau drainée (b) ; la quantité d'N dans la plante à la récolte (c)



Relations entre le pédoclimat et le niveau de service

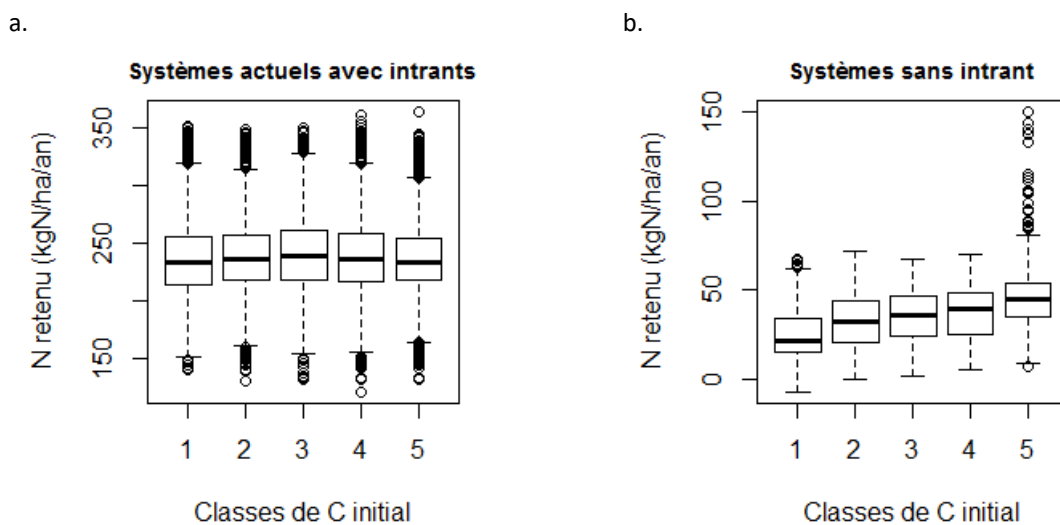
Aucune relation entre la quantité d'azote non lixivié et les classes de climat n'apparaît clairement, les médianes étant très proches entre les différentes classes. Au contraire, un effet « type de sol » a été identifié en particulier en fonction de la réserve utile en eau du sol (Figure 8-11-9a). On constate que plus la réserve utile est importante, plus la capacité de rétention de l'azote dans le système est forte. Cet effet s'explique par une meilleure croissance des cultures sur des sols à fortes RU, permettant l'absorption de davantage d'azote du sol (Figure 8-11-9b).

Figure 8-11-9. Distribution des valeurs de l'indicateur "quantité d'N non lixivié" (a) et de la quantité de biomasse produite (b) selon les classes de RU



Il n'a pas non plus de relation claire entre le stock initial de carbone organique du sol (et donc d'azote organique) et la quantité d'azote non lixivié (figure 8-11-10). L'effet de l'augmentation de la minéralisation nette liée à un stock de carbone plus élevé sur les flux d'azote entrant est probablement négligeable du fait de l'effet de la fertilisation. Cela se confirme en regardant la relation entre la minéralisation annuelle d'azote et la quantité d'azote non lixivié.

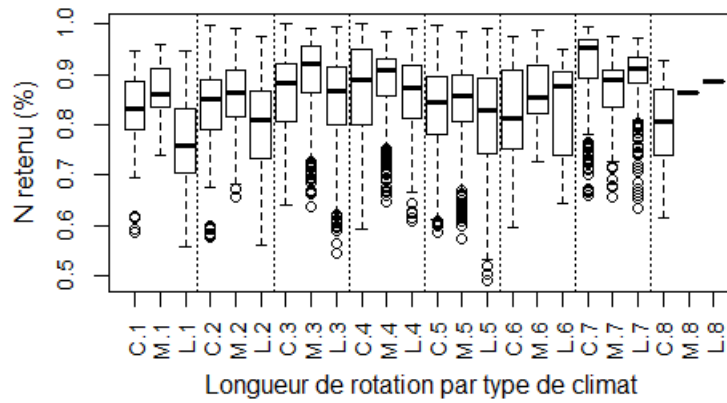
Figure 8-11-10. Distribution des valeurs de l'indicateur "quantité d'N non lixivié" en fonction du stock initial de carbone dans le sol : a) pour les systèmes avec intrants ; b) pour les systèmes sans intrants



Effet des rotations

Concernant l'effet des rotations sur le service rendu, aucune relation claire n'émerge avec les taux de céréales, maïs, cultures d'hiver ou taux de légumineuses. La longueur de la rotation n'apparaît pas non plus comme un facteur déterminant du niveau de service (Figure 8-11-11).

Figure 8-11-11. Distribution des valeurs de l'indicateur "proportion d'N non lixivié" en fonction de la longueur de séquence et du type de climat

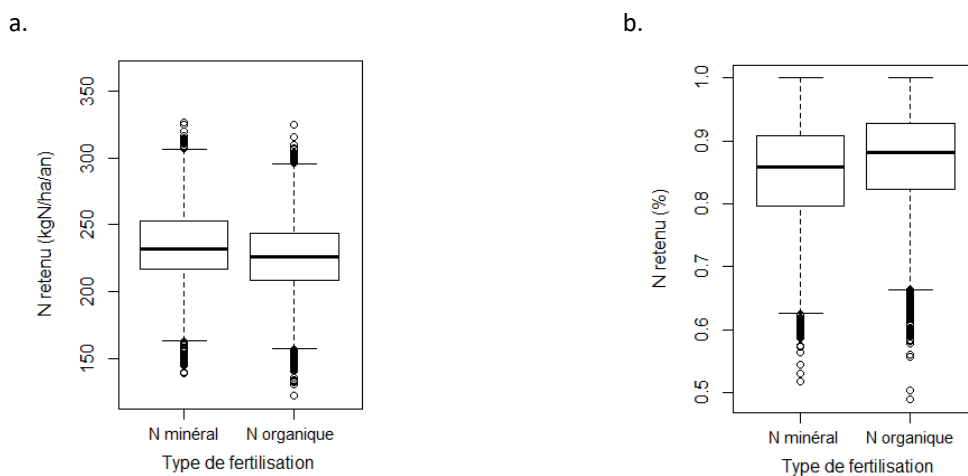


Ce sont les rotations de 2-3 ans (M) qui ont tendance à présenter de meilleurs niveaux de service en médiane dans la plupart des climat excepté dans la classe 7 où ce sont les monocultures (C) et la classe 6 où les rotations longues (>3ans, L) présentent les médianes les plus élevées. Le climat 8 n'est pas analysable sur cet aspect car la très grande majorité des systèmes sont des monocultures

Relations entre pratiques exogènes et niveau de SE

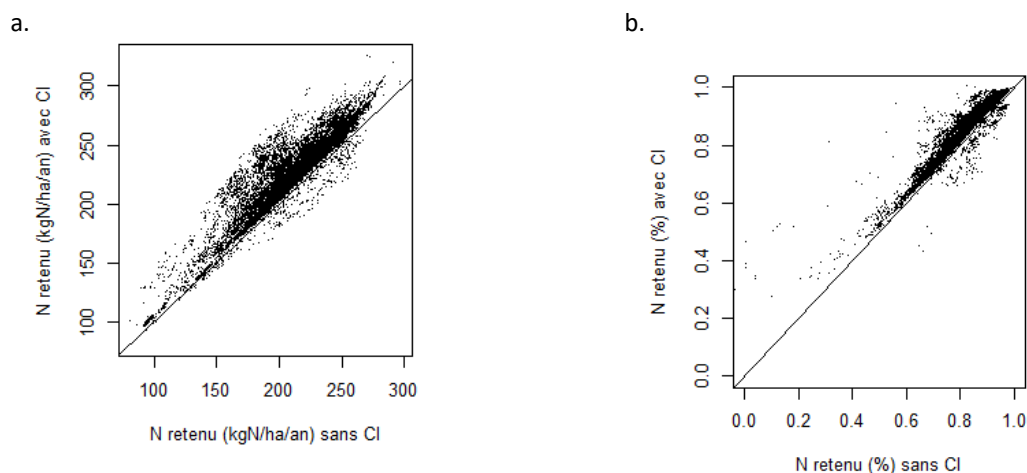
Une fertilisation organique complétée de minéral (notée N organique dans les graphiques) plutôt que minérale exclusive (N minéral) pour une même séquence de culture dans une même unité pédoclimatique conduit à une légère diminution de la quantité d'azote non lixivié mais l'effet est inverse lorsque l'on analyse l'indicateur relatif (proportion d'azote non lixivié, Figure 8-11-12). Cette inversion est liée à une quantité d'azote minéralisée par an plus faible dans les systèmes avec fertilisation organique du fait de l'exportation des résidus de céréales et de l'ensilage du maïs ainsi qu'une lixiviation plus faible mais dans des proportions différentes. Cependant, il est important de souligner que les différences restent faibles entre les 2 types de fertilisation. De plus, les doses et dates d'apports de fertilisants organiques simulées, peuvent dans certaines situations pédoclimatiques être surestimées du fait de la simulation de pratiques dominantes à l'échelle régionale (Cf. Annexe 8-A).

Figure 8-11-12. Distribution des valeurs des indicateurs "quantité d'N non lixivié" (a) et "proportion d'N non lixivié" (b) en fonction du type de fertilisation



Si les effets des caractéristiques des séquences de cultures n'apparaissent pas très clairement dans les résultats des simulations, l'effet de **l'introduction des CI** reste lui bien plus systématique, et ce malgré de faible fréquence de celles-ci dans plusieurs séquences (Figure 8-11-13). L'effet est globalement positif quel que soit la classe de climat, de sol ou de séquences dans laquelle on se situe.

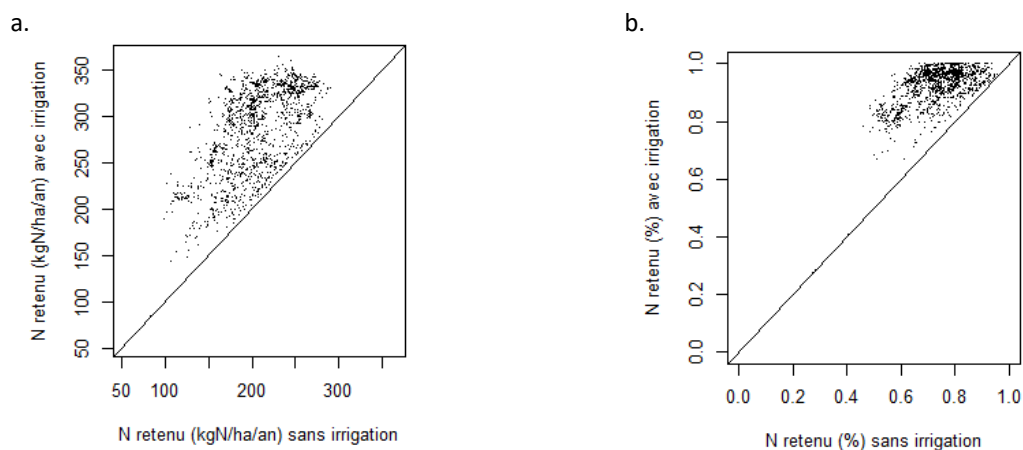
Figure 8-11-13. Corrélation entre les indicateurs "quantité d'N non lixivié" (a) et "proportion d'N non lixivié" (b) calculés avec CI (en ordonnée) et sans CI (en abscisse)



Même si la très grande majorité des cas montre une amélioration du service, leur effet n'est pas systématique. Il conviendrait d'analyser de plus près les situations où l'effet est inverse. Cependant, on peut avancer l'hypothèse que la minéralisation supplémentaire permise à long terme par ces cultures puisse être responsable en partie de cet effet. Ce contre effet pourrait être limité ou évité par un ajustement de la fertilisation minérale sur la culture suivante. Par ailleurs, il existe aussi des situations où les biomasses de CI étant très faibles leur effet sur le niveau de SE est négligeable. En effet, les quantités d'azote absorbé par les couverts intermédiaires annuellement sont souvent faible avec une moyenne de 13 kg N/ha/an absorbé (6 et 17 kg N/ha/an en 1^{er} et 3^e quartile et 58 en maximum en moyenne sur 30 ans). Mais, il est important de noter que ces moyennes annuelles ne peuvent pas s'interpréter directement comme des quantités absorbées par an puisqu'elles sont aussi dépendantes de la fréquence d'introduction des CI dans les rotations simulées, en moyenne faible.

L'irrigation permet également une amélioration du service rendu par rapport à des séquences identiques sur le même pédoclimat mais en système pluvial (NB : seul le maïs est irrigué dans les séquences dites « irriguées », (cf. Annexe 8-A) (Figure 8-11-14). Ces effets positifs sont essentiellement dus à une augmentation de la quantité d'azote absorbée par la culture de rente. Un élément probablement déterminant de ce résultat est l'absence d'ajustement de la fertilisation azotée au potentiel de rendement atteignable sans irrigation. En effet, la fertilisation simulée ici est la même pour les 2 situations alors que les potentiels d'absorption sont très différents du fait de la limitation en eau. Il est donc probable que l'effet de l'irrigation soit moins important si la fertilisation azotée est ajustée au potentiel de rendement, mais demeure tout de même positif, du fait de l'effet de l'azote absorbé par la culture de rente.

Figure 8-11-14. Corrélation entre les indicateurs "quantité d'N non lixivié" (a) et "proportion d'N lixivié" (b) calculés avec irrigation (en ordonnée) et sans irrigation (en abscisse)



Relations entre niveau de SE rendu par l'écosystème et niveau d'impact de l'agroécosystème

Afin de déterminer le lien entre le niveau de service rendu par l'écosystème agricole et l'impact des systèmes de cultures (ou agroécosystème) sur l'eau de drainage en termes de quantité d'azote lixivié et de concentration nitrique, les relations entre ces variables ont été analysées. En premier niveau d'analyse, on constate que la corrélation entre les quantités d'azote non lixivié et la lixiviation d'azote (-0.38) ou les concentrations d'azote nitrique dans l'eau de drainage (-0.37) sont négatives et faibles (Figure 8-11-15). Les pourcentages d'azote non lixivié sont plus fortement corrélés à ces 2 variables d'impact avec une corrélation de -0.90 pour la lixiviation et de -0.72 pour la concentration (Figure 8-11-16).

La relation trouvée est négative, signifiant que de manière générale, plus l'azote non lixivié augmente, plus la lixiviation ou la concentration nitrique a tendance à diminuer. Cependant cette relation assez lâche montre aussi qu'une même capacité de rétention de l'azote par le système « sol-plante » peut conduire à des niveaux d'impacts différents. Par exemple, une proportion d'azote non lixivié de 0.8 peut être associée à une lixiviation entre 20 et 100 kg N/ha/an et une concentration nitrique de moins de 50 mg/l à plus de 150 mgNO₃/l. **Ces deux types d'informations fournissent donc deux points de vue complémentaires sur le fonctionnement de l'écosystème agricole.**

Figure 8-11-15. Corrélation entre l'indicateur "quantité d'N non lixivié »" et la quantité d'N lixivié (a) ou la concentration nitrique (b)

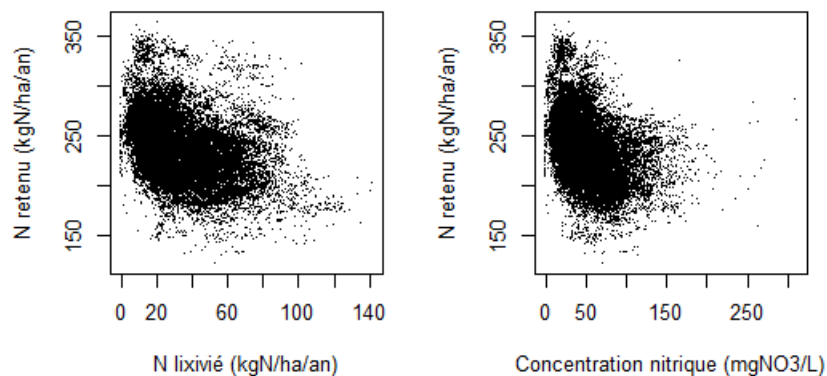
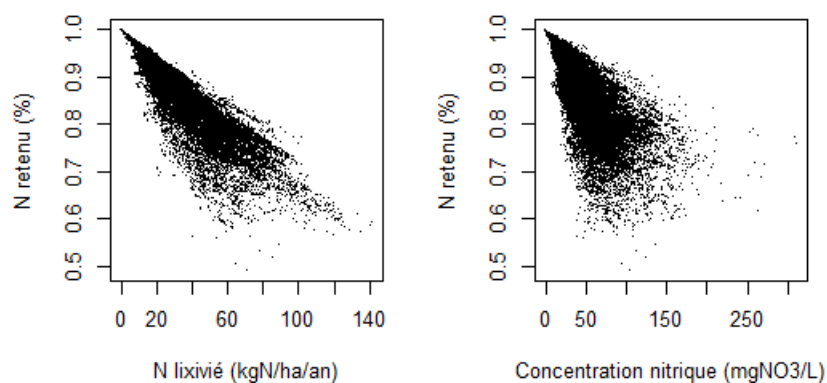


Figure 8-11-16. Corrélation entre l'indicateur "proportion d'N non lixivié" et la quantité d'N lixivié (a) ou la concentration nitrique (b)

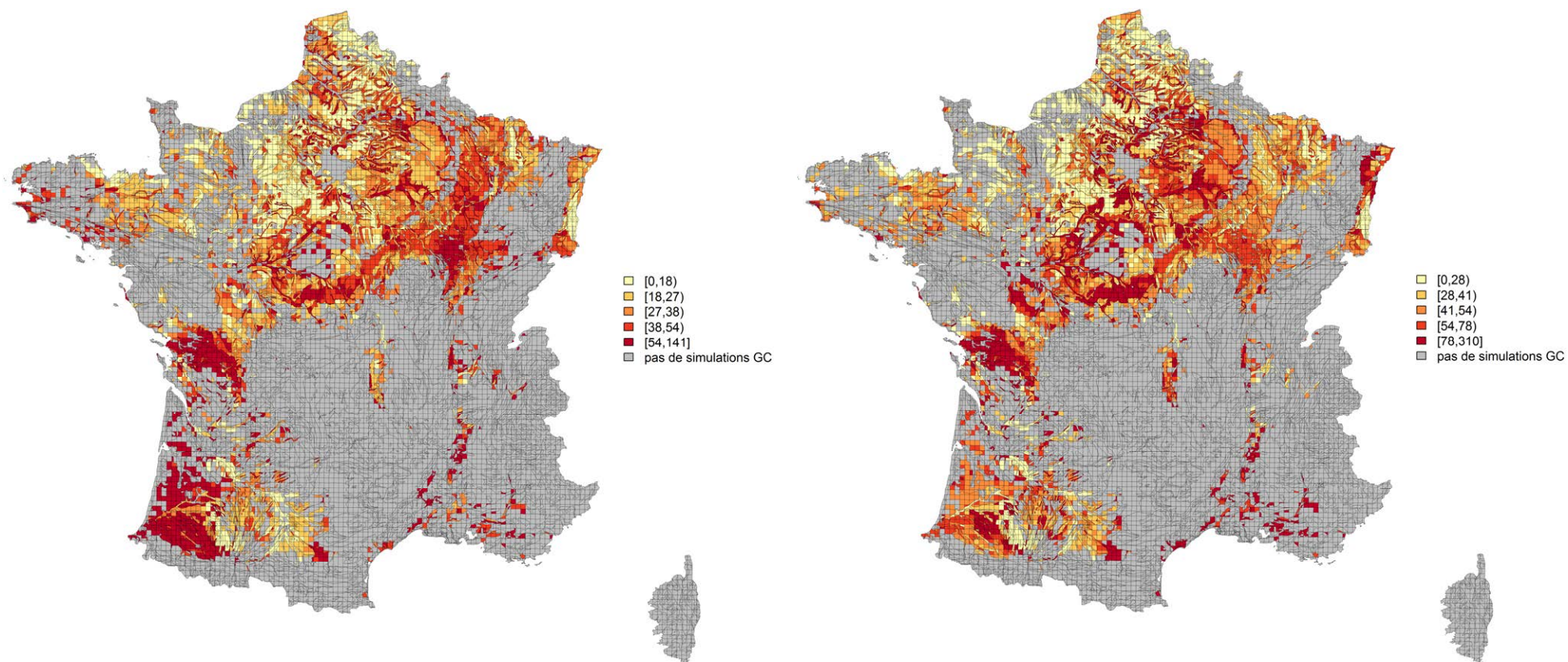


La cartographie des impacts est présentée dans la figure 8-11-17 pour la quantité moyenne d'azote lixivié par an (kg/ha/an) à gauche et la concentration nitrique moyenne des eaux de drainage (mgNO₃/l) à droite.

Figure 8-11-17. Variabilité spatiale de la quantité d'azote lixivié en Kg d'N/ha/an (à gauche) et de la concentration nitrique en mg NO₃-/ha/an (à droite) dans les eaux drainées

Résolution spatiale : UPC

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles



8.11.2.4. Discussion et perspectives

L'évaluation par le modèle STICS du service de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote en grandes cultures a permis de quantifier le niveau de service effectivement rendu par ces écosystèmes agricoles. Il est bien sûr important d'être conscient des différentes limites associées à un tel dispositif et les simplifications qu'il a fallu faire et qui représentent de futures améliorations possibles. En l'état, plusieurs grandes conclusions peuvent être proposées.

Un premier point important concerne la corrélation entre le service rendu par l'écosystème (azote non lixivié) et le niveau d'impact de l'agroécosystème (azote lixivié). Bien que ces 2 variables soient négativement corrélées, c'est-à-dire que plus le service de régulation augmente, plus la lixiviation d'azote diminue, la relation n'est pas très étroite et ces évaluations ne sont donc pas redondantes mais complémentaires. Le SE de régulation de la qualité de l'eau est finalement très étroitement lié à l'azote absorbé par les cultures, le prélèvement par celles-ci représentant finalement la part majoritaire de l'azote non lixivié. Ainsi, l'effet des processus de rétention (voire d'exportation) d'azote est largement dominant sur celui des émissions d'azote sous forme gazeuse. Il est donc bien ici avant tout question d'un SE de rétention d'azote. En ce sens, l'implantation de couverts intermédiaires permet d'augmenter le niveau de service rendu, mais dans une faible proportion dans beaucoup de cas du fait de la faible fréquence d'introduction de ces couverts dans les séquences simulées. Il serait intéressant d'analyser l'impact d'une implantation plus systématique de ces couverts avec des durées d'installation plus longues sur le niveau de service fourni. L'analyse de l'effet de la fertilisation, minérale et organique, mériterait également d'être affinée. L'évaluation a montré que l'effet était similaire et pas forcément dans le sens attendu. Dans le dispositif de simulation d'EFESE-écosystèmes agricoles, les niveaux et nature de fertilisations azotées, minérale et organique, ont été estimés à l'échelle régionale à partir d'information sur les pratiques dominantes. Pour éviter une surestimation trop marquée des apports de fertilisants, dans les zones marginales présentant des potentiels de rendement beaucoup plus faibles que la moyenne des grandes zones de production de la région, il faudrait développer une procédure d'adaptation de ces apports en fonction de ces potentiels. Ainsi, il serait possible de réaliser un premier jeu de simulations, d'estimer les rendements potentiels par unité pédoclimatique, d'adapter la fertilisation lorsqu'elle est nettement surestimée et de relancer les simulations avec ce nouveau niveau de fertilisation.

Peu d'effets types de climat sont apparus dans cette analyse. Par contre, un effet réserve en eau du sol, semblant très relié à la production de biomasse permise par une plus forte réserve en eau, a été mis en évidence. Ainsi, on obtient un meilleur service avec des RU élevée. Dans les situations fertilisées, le stock de C organique du sol n'est pas ressorti comme déterminant. Finalement, les caractéristiques des rotations des cultures de vente ne sont pas ressorties comme déterminantes. Pour finir, l'analyse n'a que peu porté sur l'analyse de l'impact de la gestion des résidus et des modalités de travail du sol, points qui mériteraient un focus particulier dans de futures études.

L'évaluation du SE de régulation de la qualité de l'eau réalisée dans cette étude est focalisée sur l'azote. Les pertes de P et de COD depuis les écosystèmes agricoles devront également être évaluées afin d'avoir une évaluation plus complète.

Les transferts de P des sols agricoles vers les hydrosystèmes mettent en jeu un ensemble de processus intervenant à différentes échelles emboîtées de la parcelle au bassin versant hydrologique (dégradation de surface et arrachement de particules de sol, entraînement par ruissellement, abaissement éventuel de la charge par sédimentation...). Leur intensité dépend du climat (intensité des pluies), de la topographie (pente), des pratiques de travail du sol, de la végétation présente, de la teneur en P du sol, des pratiques d'apport de fertilisants, de la proximité de la parcelle avec le réseau hydrographique, des voies de transfert et des éléments de la matrice paysagère susceptibles de réguler le ruissellement (parcellaire, haies, bandes enherbées, etc.). Des indicateurs ont été proposés pour évaluer les risques de transferts de P tenant compte à la fois des sources et des voies de transfert (Buczko et Kuchenbuch, 2007; Hesketh et Brookes, 2000; Sharpley *et al.*, 2003). La problématique de la régulation des pertes en P rejoint en fait largement celle du contrôle de l'érosion (voir section 8.5). La méthodologie qui pourrait être mise en œuvre pour le SE vis-à-vis de cet élément combinerait une cartographie des stocks de P « en surface » des sols agricoles français réalisée par Delmas *et al.* (2015) à une cartographie des risques érosifs de ces sols qui prend en compte la présence ou non de couvert végétal et son taux de couverture (*via* l'estimation de l'indice de surface foliaire) à l'image de la méthodologie mise en

œuvre pour l'évaluation du SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ». Cette première approche pour le P ne prend pas en compte les potentiels impacts d'apport de fertilisants phosphatés mais évalue la capacité de régulation de la qualité de l'eau vis à vis du P actuellement présent dans les écosystèmes agricoles.

La méthode proposée ci-dessus devrait pouvoir être appliquée à court terme sans grande difficulté. En effet, les risques d'érosion étant déjà évalués dans la présente étude (voir section 8.5) et une carte de stocks de P du sol étant disponible (voir section 8.9), les deux principales composantes de cette méthode existent. Cependant, la méthode pour intégrer ces deux informations reste à développer. Par ailleurs, il serait intéressant de compléter cette méthode par une procédure permettant de prendre en compte les pratiques de fertilisation phosphatée actuelles. La mise en œuvre de cette méthode permettrait d'évaluer le SE de rétention du P via un indicateur de la quantité de P dans l'écosystème agricole qui n'est pas perdue par érosion.

L'évaluation du COD fixé par l'écosystème peut s'avérer plus compliquée puisque, par exemple, cet élément peut être stabilisé dans les horizons profonds de sols. Dans ce cas, le lien entre la régulation de la qualité de l'eau et la fixation du COD sous la rhizosphère nécessite des précautions méthodologiques. Le modèle EPIC simule les flux de carbone dissout dans le sol et hors du sol explorable par les racines. Il pourrait être utilisé pour une première évaluation du SE de régulation du COD dans les écosystèmes agricoles caractérisés dans EFESE-écosystèmes agricoles. Son utilisation nécessite cependant un travail important de calibration et d'évaluation de ce modèle de culture dans le contexte français afin de s'assurer de la pertinence de ces résultats relativement aux flux de COD dans les conditions agropédoclimatiques étudiées.

A plus long terme, il serait intéressant d'avoir une analyse des dynamiques temporelles du SE en fonction de la dynamique de la matière organique dans les sols (qui évolue sous l'effet de systèmes de culture testés). Il devrait en effet être possible d'observer des tendances à la baisse ou à l'augmentation du SE rendu par l'écosystème du fait de cette dynamique. Il serait également possible d'analyser sa résilience aux facteurs exogènes, anthropiques et climatiques.

Enfin, l'effet de systèmes de culture dit « alternatifs », tels que ceux basés sur la combinaison d'un non travail du sol permanent, d'une couverture du sol permanente et de rotations diversifiées devrait à terme être analysé (Cf. section 10.1). Pour cela, il sera nécessaire de développer une meilleure compréhension des processus en jeu, réaliser un travail d'évaluation des modèles de simulation quant à leur capacité et fiabilité pour représenter ces processus et, si nécessaire, une adaptation de ceux-ci pour, enfin, pouvoir réaliser une évaluation de ce type de systèmes de culture sur une large gamme de situations pédoclimatiques.

8.11.3. Évaluation économique du SE

Expert responsable : Bénédicte Rulleau

8.11.3.1. Les différentes méthodes d'évaluation économique

La bonne qualité de l'eau est nécessaire à la production d'eau potable, mais également à de nombreuses activités telles que certains usages industriels, les activités nautiques récréatives ou encore la pêche. La capacité des écosystèmes agricoles à réguler la qualité de l'eau, c.-à-d. la capacité à réguler les flux de polluants apportés ou circulant dans l'écosystème agricole vers les écosystèmes aquatiques, bénéficie donc à l'ensemble de la société.

D'après le TEEB, ce SE présente une valeur d'usage directe. Le Rapport CAS (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009) souligne que dans le cas des écosystèmes agricoles, l'usage est local.

Si la qualité des milieux aquatiques a fait l'objet d'un grand nombre d'études visant à estimer sa valeur, ces dernières s'intéressaient assez peu aux écosystèmes agricoles, mais plutôt aux zones humides (voir par exemple Woodward *et al.*, 2001 ; Brander *et al.*, 2013), en lien notamment avec la directive cadre sur l'eau ou avec la fourniture de services récréatifs (voir Tyllianakis et Skuras, 2016). Or du fait des spécificités des écosystèmes agricoles, l'évaluation économique à mettre en œuvre dans EFESE-écosystèmes agricoles se distingue *a priori* des précédentes identifiées dans la littérature.

On notera également les travaux du CGDD (2011) sur les coûts des principales pollutions agricoles, qui s'intéresse néanmoins aux **impacts environnementaux** liés aux pratiques agricoles, et non pas aux **SE** rendus par les écosystèmes agricoles. Ainsi, il évalue les coûts directs de la dégradation de la qualité des ressources et milieux aquatiques due aux quantités d'azote et de pesticides d'origine agricole dans les nappes et eaux de surfaces. Ce travail se fonde donc sur les coûts des traitements de potabilisation. En d'autres termes, il ne fournit pas, comme nous souhaitons le faire dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles, une évaluation de la valeur économique de la capacité des écosystèmes agricoles à réguler la qualité de l'eau (c.-à-d. une évaluation de la valeur de la quantité d'azote non lixivié par les écosystèmes).

Le rapport CAS (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009) présente une méthode pour estimer la valeur économique de la capacité des écosystèmes agricoles à mettre à disposition une eau de bonne qualité sanitaire vis-à-vis des polluants. Elle est basée sur une estimation des coûts de remplacement et mobilise trois types de données : (i) la consommation d'eau potable annuelle moyenne ; (ii) le coût de traitement évité c'est-à-dire le coût de fourniture d'une eau de qualité par la station d'épuration ; et (iii) la contribution moyenne de l'écosystème à une eau de qualité, c.-à-d., dans cette méthode, la quantité d'eau purifiée par l'écosystème. Sur le même principe, Grizzetti *et al.* (2015) ajoutent aux deux derniers types de données le nombre de personnes bénéficiant de l'eau de qualité.

La méthode la plus appropriée pour conduire une évaluation économique du SE « de régulation de la qualité des eaux » est la **méthode des coûts de remplacement (ou méthode des coûts substitués)**. Elle repose sur l'idée qu'il est possible de fournir le même SE de régulation de la qualité des eaux que les écosystèmes agricoles *via* l'utilisation d'une technologie artificielle, et que la valeur du SE est assimilable aux coûts de création et de fonctionnement de cette technologie. En d'autres termes, la valeur de la capacité propre de l'écosystème agricole à réguler la qualité des eaux est déduite des coûts qui seraient engagés pour obtenir le même résultat si ce SE venait à disparaître ou diminuer.

8.11.3.2. Enjeux et difficultés de l'évaluation

Les principales difficultés qui ont été identifiées sont les suivantes :

- Ainsi que cela est noté dans l'approche biophysique, il s'agit d'un SE rendu par les écosystèmes agricoles au moment des périodes de percolation (drainage) d'eau au-delà de la rhizosphère. En d'autres termes, il possède une dimension temporelle importante.
- Le scénario de référence doit être identifié clairement. On peut d'une part se baser sur une différenciation des territoires en fonction de la qualité initiale de leur eau superficielles et des eaux souterraines. Mais le niveau de qualité des eaux sans contribution des écosystèmes agricoles doit également être clairement établi.

8.11.3.3. Données et méthodes d'évaluation pour les écosystèmes agricoles français

Si la consommation moyenne annuelle d'eau potable peut être issue des données collectées dans le cadre du Système d'Informations sur les Services Publics d'Eau et d'Assainissement (SISPEA)³, et le coût du traitement évité repris du rapport CAS ou adapté des travaux du CGDD (2011) et de Besnault *et al.* (2015), la principale des interrogations concerne la valeur de la contribution moyenne de l'écosystème à une eau de qualité. Les travaux du CAS ont considéré que cette contribution était égale à 110 m³ par hectare et par an pour la forêt (voir détails du calcul dans le rapport). Le CGDD (2011) reprend cette même valeur pour les prairies humides. Le rapport CAS propose ensuite, pour les forêts, un doublement « à dire d'experts » de la valeur initialement calculée. Ceci afin de tenir compte (i) des autres usages d'une eau de qualité que celui de la fourniture d'eau potable, (ii) de la forte valorisation économique des sources d'eau naturelle non traitée, (iii) des normes de qualité des eaux brutes destinées à être traitées, normes qui peuvent obliger les traiteurs d'eau à des investissements importants pour trouver des ressources alternatives, (iv) de la localisation de beaucoup de

³ <http://www.essonne.gouv.fr/Politiques-publiques/Environnement-risques-naturels-et-technologiques/Eau/Systeme-d-Informations-sur-les-Services-Publics-d-Eau-et-d-Assainissement>

massifs forestiers dans des zones de forte pluviométrie et enfin (v) de l'utilisation préférentielle de sources d'eau de bonne qualité pour l'approvisionnement en eau potable, même quand elles sont éloignées des zones de distribution, ce qui conduit à une contribution relativement plus forte des massifs forestiers.

Ce type d'analyse est toutefois difficile à appliquer au cas des écosystèmes agricoles. En effet, alors que dans les travaux du CAS, l'eau restituée par les forêts est considérée de bonne qualité, pour les écosystèmes agricoles l'application de la méthodologie supposerait d'être en capacité de fournir un seuil de teneur en azote en dessous duquel l'eau est considérée de bonne qualité. Mais plus encore, la conceptualisation adoptée dans EFESE-écosystèmes agricoles consiste à définir l'indicateur du service fourni non pas comme la quantité d'eau de qualité produite par l'écosystème agricole, mais bien comme la quantité d'azote non lixivié, quantité qui dépend à la fois de la séquence de culture, des pratiques agricoles, principalement fertilisation et irrigation, et du pédoclimat.

Pour finir, il doit être précisé que l'application de la méthode des coûts de remplacement suppose de réfléchir à l'existence potentielle de technologies de remplacement intra-écosystèmes agricoles, ou plus précisément à des changements de pratiques agricoles permettant de réguler la qualité des eaux aussi efficacement mais pour un coût moindre. Deux types de pratiques seraient plus particulièrement concernées : l'optimisation de la fertilisation et la gestion d'un couvert intermédiaire. Cette approche n'a toutefois pas été développée dans EFESE-écosystèmes agricoles car elle viserait à évaluer le coût que représenterait la mise en place de leviers permettant d'augmenter la capacité de l'écosystème à fournir le service « de régulation de la qualité des eaux », plutôt qu'à estimer la valeur économique du niveau de SE actuellement rendu. Cette approche s'inscrirait alors dans le cadre des réflexions autour des dispositifs Paiements pour Services Écosystémiques (PES) (Duval et al., 2016) qui ne sont pas dans le champ de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

8.12. Régulation du climat global par stockage du carbone et atténuation des gaz à effet de serre

8.12.1. Spécification biophysique du SE

Expert coordinateur : Sylvain Pellerin

Contributeur scientifique : Olivier Therond

La température à la surface du globe dépend de la concentration en gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. Depuis le début de l'ère industrielle (1880), cette température a augmenté de $0.85 \pm 0.2^\circ\text{C}$, avec une tendance à l'accélération au cours des dernières décennies (IPCC, 2014). Cette augmentation est attribuable, avec maintenant une quasi-certitude, aux émissions de GES d'origine anthropique, liées notamment à la combustion des énergies fossiles, mais aussi à d'autres sources d'émissions de GES comme la déforestation ou l'usage d'engrais azotés. A l'échelle planétaire, les secteurs de l'agriculture, de la forêt et des autres usages des terres représentent 24 % des émissions de GES (Smith *et al.*, 2014). En France le secteur agricole représente 17 % des émissions (19 % si on y ajoute les émissions de CO_2 liées à la consommation d'énergie fossile du secteur) (CITEPA, 2015).

Le maintien de l'augmentation de la température moyenne du globe dans la limite de $+1.5^\circ\text{C}$ d'ici à 2100 suppose une réduction des émissions mondiales de GES de 40 à 70 % d'ici 2050 (IPCC, 2014). L'atteinte des objectifs de réduction des émissions fixés lors de la COP21 en 2015 suppose un effort de l'ensemble des secteurs, dont l'agriculture. L'existence d'un potentiel d'atténuation des émissions de GES en agriculture a été démontrée au niveau mondial (Smith *et al.*, 2008 ; Bustamante *et al.*, 2014) et national (Arrouays *et al.*, 2002 ; Pellerin *et al.*, 2013, 2014a et b). La réduction de l'impact de l'agriculture peut se faire *via* des évolutions du système agro-alimentaire global (réduction du gaspillage, de la consommation de viande) ou par des modifications des pratiques agricoles (réduction de l'usage des engrais azotés). Elle peut aussi se faire en favorisant certains processus à l'œuvre dans les écosystèmes, comme le stockage de carbone (C) dans le sol ou la biomasse ligneuse.

Trois gaz sont impliqués dans les échanges de GES entre les écosystèmes agricoles et l'atmosphère :

- Le **dioxyde de carbone (CO_2)**. Il est prélevé dans l'atmosphère par les végétaux chlorophylliens et incorporé dans la biomasse végétale. Une grande partie de ce C retourne rapidement vers l'atmosphère sous forme de CO_2 , du fait de la minéralisation des résidus de culture ou après consommation de la biomasse par les animaux ou les êtres humains. Cependant une part de ce C est incorporée durablement dans les sols (C organique du sol) et dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles (haies, arbres...).
- Le **protoxyde d'azote (N_2O)**. Il est produit lors des transformations de l'azote (N) dans les sols et dans les effluents d'élevage (étapes de nitrification et de dénitrification). Les émissions sont de ce fait très liées à l'usage des engrais azotés, minéraux et organiques. L'importance de ce gaz dans le bilan GES global des écosystèmes agricole est du à son pouvoir de réchauffement global (PRG) élevé (298 fois celui du CO_2). En France les émissions de N_2O représentent 47 % du pouvoir de réchauffement des émissions agricoles (CITEPA, 2015).
- Le **méthane (CH_4)**. Il est produit par fermentation entérique chez les ruminants et lors de la décomposition des matières organiques (effluents d'élevage en particulier) lorsque celle-ci se fait en conditions anaérobies. Ces émissions sont très liées au secteur de l'élevage. A l'échelle du globe une part importante des émissions provient des rizières mais ce poste d'émission est négligeable en France. Le PRG du CH_4 est 25 fois plus élevé que celui du CO_2 , avec une tendance des estimations récentes à revoir ce chiffre à la hausse (28, voire 34). En France ce gaz représente 51 % du pouvoir de réchauffement des émissions agricoles (CITEPA, 2015).

L'impact des agroécosystèmes sur l'évolution du climat global dépend des flux de CO_2 , N_2O et CH_4 échangés avec l'atmosphère, pondérés par leurs PRG respectifs. Ces flux sont liés à des processus des cycles C et N (photosynthèse, respiration, fermentation, nitrification, dénitrification). Par rapport à d'autres modes d'occupation des sols, une particularité des agroécosystèmes est que leur « contribution positive » à la régulation du climat global par stockage de C dans les sols et dans la biomasse ligneuse est contrebalancée par des émissions

de N₂O, liées à l'usage d'engrais azotés, et dans certains cas de CH₄, en particulier en présence d'élevage de ruminants. Dans les agroécosystèmes intensifs caractérisés par de forts niveaux de fertilisation azotée et par un faible stockage annuel de C dans les sols, le bilan GES est généralement défavorable avec un impact négatif sur l'évolution du climat (Ciais *et al.*, 2010 ; Ceschia *et al.*, 2010). Le calcul de ce bilan doit être fait car il renseigne sur l'impact réel des agroécosystèmes sur l'évolution du climat, en tenant compte de leurs modes de conduite actuels, en même temps qu'il permet d'identifier les leviers techniques d'amélioration. Il traduit cependant surtout l'effet des pratiques agricoles mises en œuvre, en particulier l'impact des intrants azotés.

Une autre difficulté pour l'analyse des relations entre le fonctionnement des écosystèmes et la régulation du climat global est que les temps caractéristiques des processus à l'origine du stockage de C d'une part, des émissions de N₂O et de CH₄ d'autre part, sont très différents. Vis-à-vis de la régulation du climat global, les flux bruts de CO₂ associés au cycle court du C (photosynthèse brute, respiration autotrophe) ne sont pas pertinents à prendre en compte car ils se compensent en grande partie. Les quantités de C immobilisés durablement dans les sols ou dans la biomasse ligneuse sont les variables concernant le cycle du C qui vont le mieux caractériser la contribution d'un écosystème à la régulation du climat. Pour les stocks de C du sol, la tendance « stockage/déstockage » s'évalue généralement à une échelle pluriannuelle, de l'ordre de la décennie. On peut en déduire une variation moyenne de stock à pas de temps annuel en supposant qu'on est en régime stationnaire. A l'inverse les émissions de N₂O sont extrêmement variables d'une année sur l'autre et au cours de l'année, notamment en fonction du climat (Hénault *et al.*, 2005). Les modèles simulant les processus à l'origine des émissions fonctionnent généralement au pas de temps journalier, voire horaire. Un bilan des émissions cumulées peut en être déduit à l'échelle annuelle. L'échelle temporelle de l'année apparaît ainsi comme un compromis possible pour la réalisation de bilans intégrant les trois GES (CO₂, N₂O, CH₄). Les temps de résidence de ces molécules dans l'atmosphère sont pris en compte *via* leur PRG.

La plupart des travaux relatifs aux effets des agroécosystèmes sur le climat global portent sur les processus à l'origine des échanges de GES avec l'atmosphère (incorporation et stabilisation de C dans la biomasse et dans les sols, production et émissions de N₂O et de CH₄), l'identification de leurs déterminants, leur quantification et leur modélisation. Beaucoup de travaux considèrent un des trois gaz en particulier, mais un nombre croissant de références portent sur le bilan GES complet des agroécosystèmes, c'est à dire le bilan annuel des émissions nettes des trois GES (CO₂, N₂O, CH₄), pondérés par leurs PRG respectifs (Ceschia *et al.*, 2010). Ces travaux mobilisent rarement le concept de service écosystémique. Ils ne font pas la distinction entre la *quantification* des émissions, qui mesure globalement l'impact de l'agroécosystème et des pratiques associées sur le climat, et le SE de *régulation* de ces émissions par l'écosystème agricole. Lorsque la notion de SE est mobilisée, c'est généralement le stockage de C dans le sol qui est utilisé comme indicateur du niveau de SE (Maes *et al.*, 2011, 2014 ; Byrd *et al.*, 2015 ; Kirchner *et al.*, 2015 ; Shoyama *et al.*, 2014). Une difficulté méthodologique dans l'analyse des relations entre le fonctionnement de l'agroécosystème, les émissions de GES et la régulation du climat est de faire la part de ce qui relève de l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles, notamment des apports d'engrais azotés, et de ce qui relève du SE de régulation de ces émissions fourni par l'écosystème agricole. Afin de clarifier le positionnement relatif des concepts, méthodes et résultats d'évaluation relatifs au **service écosystémique de régulation du climat rendu par les écosystèmes agricoles d'une part**, et à **l'impact des agroécosystèmes sur le climat, d'autre part**, une distinction explicite a été introduite entre ces deux dimensions tout au long de cette section.

8.12.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Nous proposons de conceptualiser le **service écosystémique de régulation du climat global** par les écosystèmes agricoles comme l'ensemble des processus de (i) **stockage de C dans le sol et dans la biomasse ligneuse directement associée aux écosystèmes agricoles** (haies en périmètre de champ, arbres sur ou en périphérie de parcelle), et (ii) **d'atténuation des émissions de N₂O et CH₄**, liée à l'activité des communautés microbiennes (ex. réduction du N₂O en N₂ dans les sols, voir ci-après).

La quantification des émissions de N₂O et CH₄ et le bilan des échanges nets des trois GES entre l'écosystème agricole et l'atmosphère pondérés par leurs PRG respectifs ont également utilisés pour évaluer l'impact de l'agroécosystème sur le climat mais pas comme moyen d'évaluer le SE de régulation du climat global.

A noter cependant que la distinction entre la quantification des émissions en fonction des pratiques agricoles

(aspect *impact*) et la régulation de ces émissions par l'écosystème (aspect *SE*) est difficile car les processus sous-jacents sont en grande partie mêlés.

8.12.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

La régulation du climat global est un SE qui bénéficie à l'ensemble de la société. L'évolution du climat dépend du bilan des émissions vers l'atmosphère des GES de toutes natures (CO₂, N₂O, CH₄) et de toutes origines (transport, industrie, agriculture...), globalisées à l'échelle planétaire et intégrées sur des temps longs. Il n'y a pas d'effet de proximité entre les émissions de GES et le climat local à court terme.

L'avantage pour l'humanité d'un climat « stable » est que le fonctionnement des écosystèmes et l'organisation des sociétés humaines se sont peu à peu adaptés au climat actuel, et qu'une modification de celui-ci entraînera des perturbations (régression des glaciers et modification des régimes niveaux, élévation du niveau de la mer, expansion des zones désertiques, extinction d'espèces, aire de répartition des bioagresseurs, fréquence et intensité des stress abiotiques et biotiques,...) et nécessitera des adaptations (nouvelle répartition des aires de culture, nouvelles pratiques agricoles, nouvelles activités économiques...). A noter cependant qu'une modification du climat peut à l'inverse être perçue localement comme un avantage quand elle permet certaines opportunités (par exemple le développement de nouvelles cultures en zone septentrionale).

8.12.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE de régulation du climat et de l'impact des agroécosystèmes sur le climat

Afin d'éviter des redites, les déterminants biophysiques du stockage de C seront traités dans le cadre des déterminants biophysiques du SE de régulation du climat. Les déterminants biophysiques des émissions de N₂O et CH₄ seront traités dans le cadre des déterminants biophysiques de l'impact des agroécosystèmes sur le climat.

Déterminants biophysiques du SE de régulation du climat global : le stockage de C

Le **stockage de C dans les sols** des écosystèmes agricoles dépend des entrées de C (résidus de culture, racines et rhizodépôts, apports de produits organiques exogènes), de sa transformation par les organismes vivants (consommation par la macro et microfaune, minéralisation par la biomasse microbienne) et des sorties de C (respiration hétérotrophe). Les microorganismes respirent environ 60 % du C dégradé et en assimilent environ 40 %. Une fraction importante du C incorporé dans les sols est rapidement minéralisée mais une part de ce C est incorporée, généralement après transformation, dans des compartiments ayant un temps de résidence dans le sol pouvant aller de plusieurs années à plusieurs siècles. La stabilisation du C dans les sols est liée à la récalcitrance chimique de certaines molécules, à des interactions organo-minérales retardant leur minéralisation et à la protection physique des molécules organiques au sein des agrégats (Mikutta *et al.*, 2006 ; Marschner *et al.*, 2008). De ce fait les stocks de C dans les sols dépendent du contexte pédo-climatique mais aussi de l'usage des sols et des pratiques culturales. Les principaux déterminants biophysiques du stockage de C dans le sol sont :

- la **nature et la distribution spatiotemporelle des couverts végétaux (prairie, culture) et des espèces cultivées (cultures principales et intermédiaires)**, qui conditionnent la quantité de C apportée au sol *via* les racines et les résidus, sa nature biochimique et sa biodégradabilité. Dans les conditions françaises les stocks les plus faibles sont observés sous vignobles et vergers (3.2 kg C m⁻² dans l'horizon 0-0.3m) et les stocks les plus élevés sont observés sous prairies permanentes (8.6 kg C m⁻²), les sols de grande culture présentant une situation intermédiaire (5.6 kg C m⁻²) (Meersmans *et al.*, 2012). Des travaux récents ont confirmé que les prairies permanentes constituaient le plus souvent un puits de C (Soussana *et al.*, 2010, Ma *et al.*, 2015, Chang *et al.*, 2015). En grande culture le stockage de C est favorisé par l'adoption de successions de culture augmentant les entrées de C (cultures intermédiaires et intercalaires, prairies temporaires longues) (Justes *et al.*, 2012; Autret *et al.*, 2016). De même l'agroforesterie accroît le stock de C dans la biomasse et dans le sol sous-jacent (Walter *et al.*, 2003 ; Follain *et al.*, 2007 ; Jose, 2009) ;
- les **prélèvements de biomasses et les restitutions de déjections par les animaux pâturant** ;
- la **faune du sol, et la biomasse microbienne**, qui sont à l'origine des transformations du C incorporé (consommation, redistribution, minéralisation...);

- les **constituants minéraux du sol (argiles, allophanes, carbonates) et sa structure**, qui contrôlent les processus de stabilisation du C organique par interaction avec la phase minérale et protection physique, ainsi que son accessibilité (Balesdent *et al.*, 2005). La teneur en argile et la teneur en calcaire (CaCO_3), sont souvent utilisées comme « proxy » pour rendre compte de l'effet des interactions organo-minérales sur la stabilisation du C du sol. La disponibilité en N, si elle est faible, peut aussi ralentir la minéralisation du C du fait des contraintes stœchiométriques de la biomasse microbienne ;
- la **température du sol**, et sa **teneur en eau**, qui contrôlent l'activité des organismes du sol et donc la vitesse de minéralisation du C du sol. Celle-ci augmente avec la température et la teneur en eau. Au-delà d'un certain seuil de teneur en eau la minéralisation est cependant ralentie du fait de l'anoxie. En France les zones où les stocks de C sont les plus élevés correspondent aux zones d'altitude (Alpes, Pyrénées, Massif central, Vosges, Jura) du fait de températures froides et/ou d'une pluviométrie élevée, généralement associées à un mode d'usage du sol favorable à l'accumulation de C (prairie ou forêt) (Meersmans *et al.*, 2012) ;
- enfin, la **stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion** contribuent à la conservation des stocks de C par protection des couches superficielles des sols, souvent les plus riches en C organique (cf section 8.5). Le niveau de ce SE est lui aussi très dépendant de la nature et de la distribution spatiotemporelle du couvert végétal.

Le **stockage de C dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles** provient du CO_2 prélevé dans l'atmosphère par photosynthèse. Il est déterminé par **l'importance et la nature de la végétation ligneuse présente** (arbres isolés, bosquets, haies de différentes natures...).

Globalement, du fait de l'importance de la nature des couverts végétaux sur le cycle local du C, les **changements d'usage des sols, c.-à-d. de nature d'écosystème agricole**, en particulier le retournement des prairies permanentes se traduit par une réduction forte du stock de C du sol. La perte de C organique par minéralisation est rapide lors d'un retournement de prairie et à l'inverse la reconstitution du stock après réinstallation d'une prairie est lente (Arrouays *et al.*, 2002). En France 400 000 ha de surfaces toujours en herbe ont été retournées depuis 2000 (Ademe, 2014).

Déterminants biophysiques de l'impact des agroécosystèmes sur le climat : émissions de N_2O et de CH_4 , bilan net des trois GES pondérés par leurs PRG respectifs

La **production de N_2O** résulte d'un processus microbien qui intervient lors des transformations du N dans les sols, à l'occasion des étapes de dénitrification et de nitrification. La **dénitrification** est la réduction successive des formes oxydées solubles de N (nitrate NO_3^- et nitrite NO_2^-) en composés gazeux (oxyde nitrique NO, N_2O et azote moléculaire N_2). N_2O est un intermédiaire de la chaîne de dénitrification. La majorité des microorganismes du sol ont la capacité de réduire le nitrate en nitrite. La capacité à réaliser les étapes productrices de composés gazeux (NO, N_2O et N_2) est en revanche plus rare. Lorsque le processus de dénitrification est conduit à son terme (réduction jusqu'à la forme N_2), il permet d'éviter les émissions de N_2O tout en éliminant les formes solubles de N à l'origine de la pollution des eaux. Par contre s'il s'arrête aux étapes intermédiaires (NO, N_2O) il contribue aux émissions de GES. La capacité des sols à réduire le N_2O (produit intermédiaire) en N_2 (produit final, sans effet sur l'environnement) est extrêmement variable selon les sols, dans le temps et dans l'espace (Hénault *et al.*, 2001). La **nitrification** correspond à l'oxydation biologique de l'ammonium en nitrites (par les bactéries du genre *Nitrosomonas*) puis en nitrates (par les bactéries du genre *Nitrobacter*). NO et N_2O sont des sous-produits de la nitrification. La nitrification (transformation de l'ammonium en nitrate) se produit en conditions aérobies alors que la dénitrification (transformation du nitrate en azote moléculaire N_2) est favorisée en conditions anaérobies. Les émissions de N_2O par les sols sont extrêmement variables dans le temps et dans l'espace et l'identification des facteurs biologiques et physico-chimiques à l'origine de cette variabilité à différentes échelles fait encore l'objet d'une intense recherche. Dans l'état actuel des connaissances il est difficile de distinguer les facteurs biophysiques dont dépendent les émissions et ceux dont dépend la capacité du sol à les réguler. Outre la **nature des communautés bactériennes** présentes, dont dépendent en partie le potentiel de dénitrification et la capacité du sol à réduire le N_2O en N_2 , les principaux facteurs physico-chimiques identifiés dont dépendent les émissions sont (Hénault *et al.*, 2005, 2012) :

- la **concentration en nitrate et en ammonium** et la **disponibilité en C organique** ;
- la teneur en eau du sol, en particulier son **degré de saturation**, qui contrôle l'importance relative de la nitrification et de la dénitrification. Classiquement les modèles utilisent le paramètre WFPS (*water filled pore*

space) pour rendre compte de l'effet combiné des états d'humidité et d'aération du sol, l'émission de N₂O étant généralement maximale pour un WFPS de l'ordre de 0.6 à 0.7 ;

- la **température du sol**, qui contrôle l'activité des microorganismes. Les émissions de N₂O augmentent avec la température jusqu'à une valeur maximale vers 30-40°C ;
- le **pH**, dont dépend en particulier la capacité du sol à réduire le N₂O en N₂. Dans la gamme de pH 5.5-8.5 le rapport entre les produits de la dénitrification (N₂O/N₂) augmente quand le pH diminue (Hénault *et al.*, 2005). Un projet de recherche en cours a évalué cette capacité du sol à réduire le N₂O en N₂ pour 90 sols français et une fonction de pédo-transfert permettant de cartographier cette propriété à l'échelle de la France est en cours d'établissement.

La production de **CH₄ par les ruminants et lors de la gestion des effluents d'élevage** résulte de l'activité d'une microflore méthanogène active lors de la fermentation de matières organiques en conditions très réductrices. La méthanogénèse nécessite une anaérobiose stricte et un faible potentiel d'oxydo-réduction. Les sols agricoles inondés (rizières), et les sites de stockage d'effluents d'élevage en condition d'anaérobiose (litières, cuves à lisier...) sont ainsi à l'origine d'émissions de CH₄. Le CH₄ peut être réoxydé en CO₂ par la microflore méthanotrophe des zones aérobies des sols inondés ou dans les sols exondés. En France, les émissions nettes de CH₄ par les sols rizicoles sont négligeables (0.2% des émissions agricoles). Les émissions de CH₄ liées aux effluents d'élevage représentent 7.6% des émissions agricoles, mais se produisent en bâtiment d'élevage ou site de stockage, ce qui ne rentre pas dans le périmètre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles. Les émissions entériques des ruminants représentent 43% des émissions agricoles. Elles résultent de l'activité de microorganismes hébergés dans le tube digestif des ruminants. Lors de la digestion des glucides le dihydrogène (H₂) produit par les micro-organismes fermentaires (bactéries, champignons et protozoaires) est utilisé par les bactéries *Archaea* méthanogènes lors de la réduction du CO₂. Outre la nature et l'activité de la microflore bactérienne du rumen, qui dépendent du régime alimentaire, les principaux facteurs biophysiques identifiés dont dépendent les émissions de CH₄ sont l'espèce, le génotype et l'âge de l'animal (Popova *et al.*, 2011 ; Doreau *et al.*, 2011).

Au total, les flux de GES échangés entre les écosystèmes agricoles et l'atmosphère dépendent fortement de la nature des couverts végétaux (ex prairie versus culture), de la présence éventuelle de ruminants dans le cas des prairies, et du contexte pédoclimatique qui contrôle en partie les transformations du C et du N. A noter que la **fourniture de N aux plantes par minéralisation de la matière organique du sol** et la **fixation symbiotique de N par les légumineuses** peut contribuer à la réduction de l'impact des agroécosystèmes *via* la réduction des émissions de N₂O liée au moindre recours aux engrais azotés de synthèse (Rochette and Janzen, 2005 ; Jensen *et al.*, 2012 ; Jeuffroy *et al.*, 2013 ; Voisin *et al.*, 2014). Ces processus correspondent au SE « Fourniture en N assimilable pour les plantes cultivées » (cf section 8.8). Dans la même logique la présence de cultures intermédiaires ou intercalaires réduisent les pertes de N par lixiviation et permettent ainsi de recycler le N intercepté, ce qui réduit d'autant les besoins en N de synthèse de la culture suivante et son impact sur le climat (Cf. section 8.11 sur le SE régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N).

8.12.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE de régulation du climat et de l'impact des agroécosystèmes sur le climat

Facteurs exogènes ayant un effet sur le stockage de C

Les pratiques agricoles ayant un effet sur le **stockage de C dans les sols et dans la biomasse ligneuse** sont :

- la **gestion des résidus de récolte** (exportation, mulch, incorporation superficielle ou profonde) et les **modes d'exploitation ou d'entretien des prairies** (fauche, broyage), qui déterminent le volume et la dynamique des retours de C au sol ;
- les pratiques **d'apports d'amendements organiques exogènes** (volume, nature et modalités d'apport)
- le **travail du sol** qui peut influencer sur le stockage de C *via* un effet sur l'incorporation des produits organiques et la minéralisation du C du sol. Un stockage additionnel est souvent observé en cas d'abandon du labour par réduction de la vitesse de minéralisation de la matière organique du sol (Angers et Eriksen-Hamel, 2008) mais cet effet est non systématique (Luo *et al.*, 2010 ; Dimassi *et al.*, 2013 ; Powlson *et al.*, 2014). Les résultats les plus

récents montrent qu'un stockage additionnel de C n'est pas observé si l'adoption du non labour conduit à une réduction de la biomasse produite, et donc des résidus restitués au sol (Virto *et al.*, 2012).

- les **modes d'entretien ou d'exploitation des formations ligneuses associées aux écosystèmes agricoles** (haies, bosquets,...) qui déterminent leur croissance et donc la dynamique de stockage de C associé.

Facteurs exogènes ayant un effet sur les émissions de N₂O et de CH₄

Les pratiques agricoles qui influencent le plus les émissions de N₂O et de CH₄ sont :

- les pratiques de **fertilisation azotée minérale et organique** car celles-ci conditionnent les concentrations en nitrate et ammonium dans les sols. Pour les inventaires nationaux d'émission de GES la méthode basique (tier 1) considère que les émissions de N₂O correspondent à une fraction fixe (1 %) des apports de N. En France l'analyse des surplus de N (part du N apporté non prélevé par les cultures) fait apparaître un surplus moyen de l'ordre de 30 kg N ha⁻¹, avec de fortes disparités régionales (15 kg ha⁻¹ en Auvergne ; 69 kg ha⁻¹ en Bretagne) (CGDD, 2015). Toutes les pratiques conduisant à une réduction des apports limitent potentiellement les émissions de N₂O : raisonnement de la dose globale par calcul du bilan azoté ; prise en compte de la fourniture de N par minéralisation de la matière organique du sol, des résidus de culture et des apports organiques ; utilisation d'outils de diagnostic et de pilotage de la fertilisation azotée en cours de culture (ex Farmstar, Ramsès, Jubil) ; fractionnement des apports ; enfouissement des produits organiques pour limiter les pertes par volatilisation. La présence de légumineuses dans la séquence de cultures réduit également les émissions de N₂O du fait de la réduction associée des apports d'engrais azotés apportés.

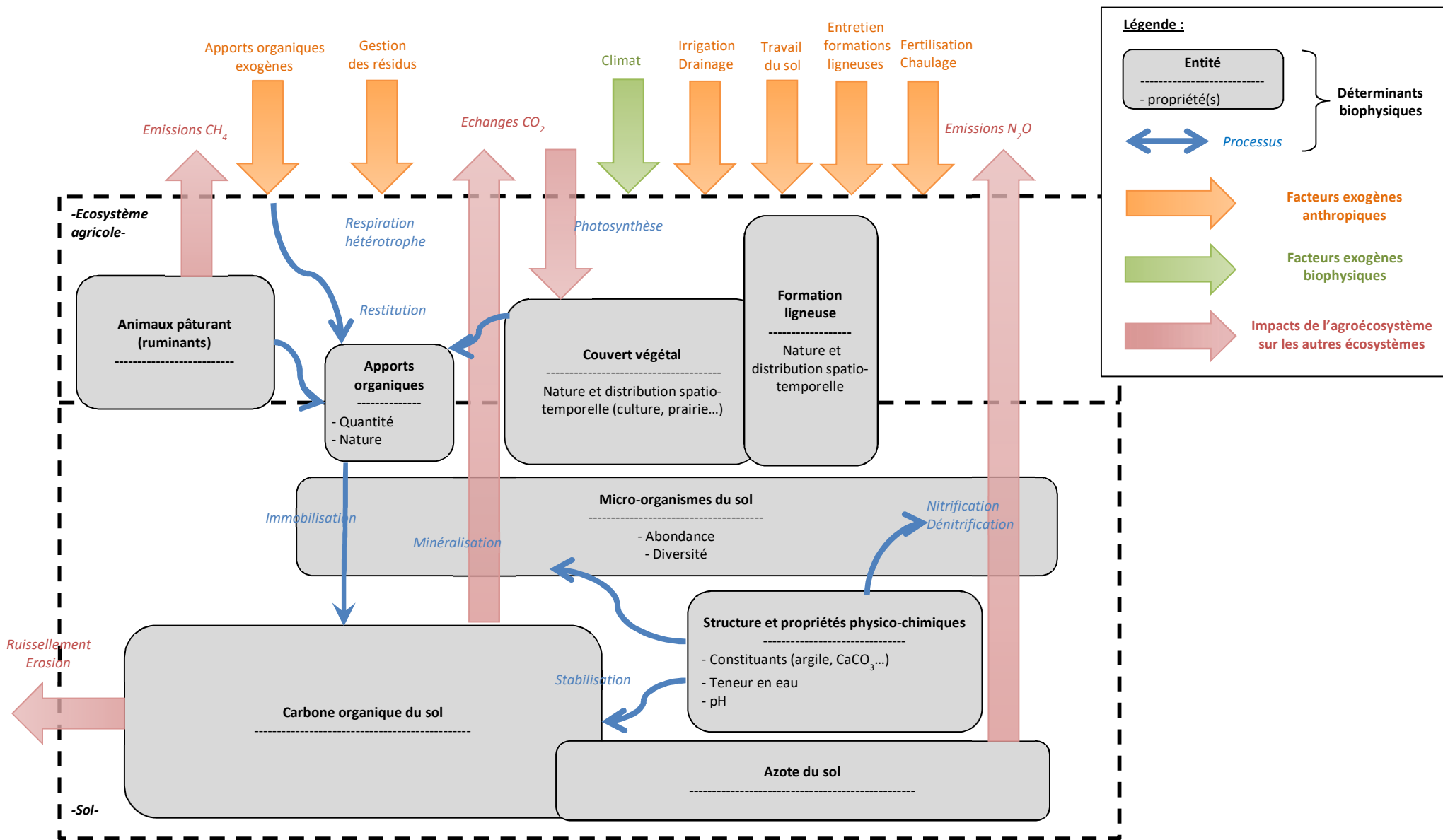
- les pratiques de **gestion du statut acido-basique par chaulage ou amendement**. L'augmentation du pH réduit les émissions de N₂O (Hénault *et al.*, 2005) ;

- le **travail du sol et la gestion de l'eau** (drainage, irrigation). Le travail du sol et la gestion de l'eau influencent les conditions physico-chimiques dont dépendent les transformations du N du sol. Le tassement du sol et/ou l'anoxie sont propices à la dénitrification et donc à la production de N₂O (Bessou *et al.*, 2010). A l'inverse le drainage réduit les émissions. De même, en rizière, les émissions de CH₄ dépendent beaucoup du régime hydrique (Yan *et al.*, 2009; Fumoto *et al.*, 2010), mais ces émissions sont négligeables dans le contexte français ;

- l'**alimentation des ruminants et la gestion des effluents d'élevage**, qui conditionnent fortement les émissions de CH₄ (Sauvant *et al.*, 2011 ; Doreau *et al.*, 2011, 2014). Une augmentation des teneurs en composés non méthanogènes dans l'alimentation (sucres, tanins), la substitution d'une part de l'apport glucidique par des lipides insaturés voire l'incorporation d'additifs comme le nitrate réduisent la production de CH₄ entérique (Doreau *et al.*, 2011)

La figure 8-12-1 présente les principaux déterminants biophysiques et facteurs exogènes impliqués dans les échanges de GES entre l'écosystème agricole et l'atmosphère et la fourniture du SE de Régulation du climat global.

Figure 8-12-1. Représentation schématique des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes clés impliqués dans les échanges de GES entre l'écosystème agricole et l'atmosphère et la fourniture du SE « Régulation du climat global »



8.12.2. Evaluation biophysique du SE

Expert coordinateur : Sylvain Pellerin

Contributeur scientifique : Olivier Therond

Ingénierie de données : Eric Casellas, Julie Constantin, Anne Meillet, Thomas Poméon, Hélène Raynal

8.12.2.1. Méthodologies et indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture du SE et de l'impact des agroécosystèmes sur le climat

Méthodes existantes

La plupart des indicateurs utilisés pour évaluer le SE de régulation du climat global fourni par les écosystèmes agricoles ou l'impact des agroécosystèmes sur le climat s'appuient sur des mesures ou des estimations de stocks (stocks de C organique dans les sols ; stocks de C dans la biomasse) ou de flux (flux de C échangé entre l'écosystème et l'atmosphère, flux de N₂O, flux de CH₄, bilan des 3 GES pondérés par leurs PRG respectifs). Les approches diffèrent selon le périmètre du système considéré et les échelles spatio-temporelles associées. Deux grandes catégories d'approches peuvent être distinguées :

- (i) les approches de type « **source-puits** », qui quantifient les flux de GES intervenant entre l'écosystème considéré et l'atmosphère pour un périmètre délimité (une parcelle, un ensemble de parcelles, un territoire, un pays) ;
- (ii) les approches de type « **analyse de cycle de vie** » (ACV), qui évaluent les impacts environnementaux (notamment « l'empreinte carbone » dans le cas de la régulation du climat) d'un système à l'origine d'un produit ou d'un service, depuis l'extraction des matières premières nécessaires à sa fabrication jusqu'à son traitement en fin de vie.

L'avantage d'une approche de type « source-puits » est qu'elle quantifie précisément les échanges de GES d'un périmètre physiquement délimité correspondant à une fraction de territoire occupée par un agroécosystème. Cependant, dans un objectif d'évaluation de l'impact de l'agroécosystème elle a l'inconvénient de ne pas considérer les émissions intervenant à l'amont et à l'aval de celui-ci. La production d'engrais azotés de synthèse par exemple est fortement consommatrice d'énergie et donc émettrice de GES en amont. Ignorer les émissions amont/aval associées au fonctionnement d'un agroécosystème peut conduire à une vision incomplète voire faussée de l'impact de celui-ci sur le climat.

L'avantage des analyses de cycle de vie (ACV, ou empreinte carbone) est de considérer l'ensemble des émissions de GES intervenant à l'amont et à l'aval de l'agroécosystème du fait des intrants utilisés (engrais, produits phytosanitaires, aliments animaux importés) ou liées au devenir des produits (transport et transformation). Un des inconvénients est que le résultat dépend très fortement de la filière dans laquelle l'agroécosystème est inséré (quantité et origine géographique des intrants utilisés par exemple). Cette approche considère un système de type socio-écologique dont l'agroécosystème n'est qu'un des sous-systèmes.

Une difficulté méthodologique réside dans le fait que les approches de type « source-puits » et ACV sont difficilement compatibles et leur utilisation combinée peut rapidement conduire à des doubles comptages.

Dans le cas d'EFESE-écosystèmes agricoles, **l'approche de type « source-puits » est plus appropriée** puisque l'analyse se focalise sur les SE rendus par les écosystèmes agricoles et ne traite pas de l'impact de la filière de production/transformation. Cette approche est celle privilégiée dans les travaux de Maes *et al.* (2011, 2014) pour le SE de régulation du climat, basés sur des indicateurs de stock ou de flux de C rapportés à l'unité de surface d'écosystème.

Méthodes retenues dans EFESE-écosystèmes agricoles

La majorité des travaux s'intéressant aux effets de l'agriculture sur le climat global traite plutôt de l'impact des agroécosystèmes sur le climat que du SE de régulation du climat *sensu stricto*. Dans EFESE-écosystèmes agricoles, l'évaluation de l'impact de l'agroécosystème est réalisée en complément de l'évaluation du SE de régulation du

climat, objet central de l'analyse. Pour assurer la comparabilité des résultats, les deux évaluations sont réalisées en considérant la même entité spatiale et fonctionnelle : l'écosystème agricole. Plus précisément, dans EFESE-écosystèmes agricoles, et en cohérence avec le choix d'une approche « source-puits », l'échelle spatiale considérée sera celle de la parcelle agricole et des espaces semi-naturels associés (formations ligneuses au sein et en bordure des parcelles). Les émissions et compensations d'émissions au-delà de cette entité, que ce soit dans les autres composantes de l'agroécosystème (bâtiments d'élevage) ou en aval et en amont de celui-ci (filières d'approvisionnement en amont et de transformation en aval), ne seront pas considérées.

Le choix d'une telle approche a pour conséquence que les effets positifs sur le climat intervenant à l'aval de l'agroécosystème, par exemple par substitution d'énergie fossile par de l'énergie issue de biomasse, ne seront pas considérés. Si on prenait en compte ces émissions évitées à l'aval par effet de substitution il faudrait, par symétrie, considérer les émissions générées à l'amont pour la production des intrants, ce qui ferait dériver vers une approche de type ACV. Les productions de bien végétaux, y compris celles utilisées pour produire de l'énergie, sont renseignées dans la section 10.1.

Le choix de cette approche a par ailleurs des implications sur la manière de traiter les émissions des animaux d'élevage polygastriques (ruminants) qui sont émetteurs de CH₄ lorsqu'ils sont au pâturage mais aussi en bâtiment. Des émissions de CH₄ se produisent aussi lors de l'évolution des déjections animales en bâtiment et pendant les phases de stockage, très variables selon les modes de gestion des effluents. L'objectif d'EFESE-écosystèmes agricoles n'est pas de faire un diagnostic de l'impact de l'activité d'élevage sur le climat, incluant les émissions intervenant en bâtiment ou lors des étapes de gestion des effluents. Seules les émissions de CH₄ entérique intervenant pendant la période de pâturage, c'est-à-dire pendant la période où l'animal domestique est une des entités activement impliquées dans le fonctionnement de l'écosystème, seront considérées dans le bilan GES des écosystèmes pâturés.

Le choix de cette approche a aussi un impact sur le statut des échanges latéraux entre l'écosystème agricole et son environnement et par conséquent sur les émissions dites « indirectes » (émissions de N₂O en dehors de l'écosystème agricole après lixiviation de nitrate ou volatilisation/déposition ammoniacale liés à l'apport d'engrais azotés sur la parcelle agricole). Ces émissions indirectes peuvent se produire dans des écosystèmes non agricoles, plus ou moins distants (émissions de N₂O dans des zones humides du fait d'un apport de nitrates provenant de parcelles agricoles par exemple). Formellement les émissions indirectes dues à l'usage d'intrants agricoles mais intervenant hors des écosystèmes agricoles ne seront pas considérées dans le bilan GES de l'écosystème agricole. Cela ne relève pas de l'entité fonctionnelle considérée et génèrerait un risque de double comptage avec des bilans faits sur d'autres écosystèmes.

Évaluation du SE de régulation du climat rendu par l'écosystème agricole

Comme indiqué précédemment, la plupart des travaux relatifs au SE de régulation du climat global utilisent le stockage de C dans le sol ou dans la végétation ligneuse comme indicateurs du niveau de SE (Maes *et al.*, 2011, 2014 ; Byrd *et al.*, 2015 ; Kirchner *et al.*, 2015 ; Shoyama *et al.*, 2014). Ces travaux portent généralement sur des écosystèmes peu anthropisés.

Dans le cas d'EFESE-écosystèmes agricoles, nous proposons d'utiliser à la fois **le stock et la variation annuelle de stock** de C comme indicateurs du niveau de SE. Ces deux indicateurs correspondent aux deux éléments qui contribuent à la composante "**stockage de C**" du SE de régulation du climat global : (i) le maintien du stock actuel de C de l'écosystème et (ii) l'accroissement du stock de C soustrait à l'atmosphère.

Le stock de C contenu dans la matière organique du sol et dans la biomasse ligneuse est pertinent à considérer car il mesure une quantité de C durablement soustraite de l'atmosphère du fait de la présence de l'écosystème. Le classement des écosystèmes agricoles selon cette variable devrait permettre de bien distinguer les modes d'occupation des sols (ex prairie permanente, grandes cultures, vignes...) et d'évaluer le SE rendu par la présence de formations ligneuses associées. Le stock de C du sol doit considérer non seulement l'horizon superficiel (classiquement l'horizon 0-0.3m) mais aussi les horizons sous-jacents, d'une part parce que les horizons sous-jacents représentent une part importante du stock total et d'autre part parce que l'effet du mode d'occupation des sols ou des pratiques (ex non labour) se traduit dans certains cas par des modifications de la répartition verticale du C sur l'ensemble du profil (Powelson *et al.*, 2014 ; Angers et Eriksen-Hamel, 2008).

En complément, la variation annuelle du stock de C dans le sol mesure la contribution actuelle de l'écosystème à la réduction de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère.

Formellement **la capacité de l'écosystème à atténuer les émissions de N₂O et de CH₄ est aussi une composante du SE de régulation du climat**. La capacité des sols à réduire le N₂O en N₂ est en effet très variable en fonction des types de sol, et dépend des communautés microbiennes hébergées et des conditions physico-chimiques qui contrôlent leur fonctionnement (Hénault *et al.*, 2005, 2012). Les connaissances actuellement disponibles sur ce front de recherche ne permettent cependant pas d'envisager une cartographie de cette composante du SE de régulation du climat à l'échelle de la France.

En résumé, pour évaluer le **SE de régulation du climat fourni par l'écosystème**, à savoir sa capacité à réguler le bilan GES dans un sens favorable nous proposons de retenir les 3 indicateurs suivants :

- le **stock de C organique actuel dans le sol** (en Mg C ha⁻¹) et le **stockage annuel de C organique dans le sol** (en Mg C ha⁻¹ an⁻¹) ;
- le **stock de C dans la biomasse des formations ligneuses directement associées à l'écosystème agricole (haies...)** (en Mg C ha⁻¹).

Pour le **stock de C organique dans les sols** les bases de données à l'échelle nationale dont on dispose sont celles de l'unité Inra Infosol, à savoir :

- la base de données d'analyse de terre (BDAT) qui capitalise les analyses de terre faites en France depuis 1990. Elle compte actuellement 800 000 analyses géo-référencées.
- la base de données associée au RMQS (réseau de mesure de la qualité des sols) qui suit un grand nombre de paramètres sol sur 2200 sites répartis selon une maille de 16 x 16 km.

La base de données RMQS, combinée à d'autres données géo-référencées et à un modèle statistique prédictif a permis l'élaboration d'une carte des **teneurs en C des sols et des stocks associés** avec une résolution de 250m pour l'horizon 0-0.3m, ainsi qu'une estimation du stock total au niveau français (3.7 ±1.3 Pg C) (Meersmans *et al.*, 2012). Ce travail a aussi permis d'évaluer l'effet du mode d'occupation des sols sur les stocks. L'analyse de la BDAT permet d'évaluer des tendances d'évolution depuis 1990. Un travail récent a permis de capitaliser l'information sur les teneurs et les stocks de C des horizons profonds à la résolution spatiale de 90 m (Mulder *et al.*, 2016). La reprise de ces données, et leur combinaison avec le Registre Parcellaire Graphique (RPG) permettant de reconstituer l'occupation des sols et les successions de culture a permis de cartographier le stock de C des sols sur l'ensemble du profil à la résolution des îlots du RPG et des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles (cf. Annexes 8-A et 8-G), puis d'établir des relations avec l'occupation des sols et les systèmes de culture pratiqués.

Pour le **stock de C dans la biomasse ligneuse**, les informations nécessaires sur les surfaces occupées par des formations ligneuses ont été extraites de la couche végétation de la BD-TOPO® (ex. haies, bois), malheureusement non disponible dans sa version finalisée sur la France entière, couplée au RPG. L'ordre de grandeur de la quantité de C stockée dans la biomasse a été obtenu en multipliant la surface occupée par les formations ligneuses par un ordre de grandeur de la quantité de C stockée par unité de surface issu de données de l'Ademe (CLIMAGRI). Le stock de C dans les formations ligneuses considère à la fois la biomasse aérienne et racinaire et le surplus de stock de C dans les sols lié à la formation ligneuse. Il a été estimé à la résolution des îlots du RPG et, par agrégation, à la résolution des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles (cf. Annexes 8-A et 8-G).

Enfin le **stockage annuel de C dans le sol** a été calculé à partir des sorties de simulation (STICS pour les cultures annuelles, PaSim pour les prairies). Un plan de simulation a été défini conjointement pour plusieurs SE, dont celui de régulation du climat (voir Annexe 8-A). Cette approche permet de simuler le stockage annuel de C dans le sol pour les cultures et les prairies, à la résolution spatiale des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles, pour les successions de cultures pratiquées (reconstituées à partir du RPG) et les pratiques culturales mises en œuvre (issues de l'enquête pratiques culturales). Du fait de contraintes de temps et de moyens, seul le stockage annuel de C dans le sol des écosystèmes de grandes cultures a été évalué.

Évaluation de l'impact de l'agroécosystème sur le climat

Pour évaluer l'impact des agroécosystèmes sur le climat nous proposons de **calculer le bilan net annuel des échanges entre l'écosystème agricole et l'atmosphère pour les trois principaux GES (CO₂, N₂O, CH₄), pondérés par leurs PRG respectifs, exprimé en kg CO₂e ha⁻¹ an⁻¹**. Ce bilan renseigne l'impact de l'agroécosystème sur l'évolution du climat en tenant compte des pratiques agricoles actuelles (niveau de fertilisation azotée, gestion des résidus de culture, gestion de l'interculture...) et du contexte pédoclimatique. Cet indicateur fait apparaître un effet positif ou négatif de l'agroécosystème sur l'évolution du climat selon la nature des successions (présence ou non de légumineuses par exemple) et des pratiques (fertilisation minérale et organique, gestion des résidus, gestion de l'interculture, etc.).

Pour les échanges de CO₂, on fait l'hypothèse que le stockage annuel de C dans le sol représente le bilan net des échanges de C avec l'atmosphère auquel on ajoute les apports exogènes de C sous forme de produits organiques et dont on retranche les sorties de C sous forme de produits récoltés. Cela revient à négliger les autres postes de perte de C (érosion, pertes de C soluble).

Du fait de contraintes de temps et de moyens, seul le bilan net annuel des GES des systèmes de grandes cultures a été évalué. En effet, le calcul du bilan net de GES des prairies prévoit d'utiliser les résultats des simulations PaSim. Or, comme indiqué en introduction de la partie 3 du rapport, les sorties du modèle PaSim n'ont finalement pas pu être traitées et interprétées dans le temps imparti à l'étude EFESE-écosystèmes agricoles. Dans le cas des systèmes de grande culture le stockage annuel de C et les émissions annuelles de N₂O sont déduites des simulations avec le modèle STICS. On considère que les émissions de CH₄ sont négligeables.

8.12.2.2. Résultats et cartographies

Indicateurs du SE de régulation du climat global

Stocks de C dans les sols

Les figures 8-12-1a et b représentent le stock de C du sol (en Mg de C par ha pour l'horizon 0-0.3m) respectivement sous grandes cultures (y compris prairies temporaires de moins de 3 ans) et sous prairies (prairies permanentes et prairies temporaires de plus de 3 ans) à la résolution des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles. En accord avec les résultats de Meersman *et al.* (2012), on observe un effet combiné du pédoclimat et du mode d'occupation du sol sur les stocks de C.

Les stocks les plus élevés sont observés dans les zones d'altitude (Alpes, Pyrénées, Massif Central, Jura, Vosges) et/ou dans les zones de prairie (Bretagne, Basse-Normandie). Les stocks élevés en zone montagneuse s'expliquent par l'effet combiné du climat montagnard (températures faibles et pluviométrie élevée avec périodes d'anoxie peu favorables à la minéralisation du C du sol) et du mode d'occupation du sol (dominance de la prairie permanente).

A l'inverse les stocks les plus faibles sont observés dans les zones de plaine et sous grandes cultures (Bassin Parisien, Bassin Aquitain, Couloir Rhodanien, Alsace, Limagne).

A noter des stocks élevés sous grandes cultures en Bretagne, Charente maritime et bordure Est du Bassin Parisien qui peuvent s'expliquer par l'historique d'occupation du sol (sols anciennement en prairie en Bretagne et en Charentes, voir chapitre 5), et/ou le type de sol et le climat (sol argileux du Marais Poitevin, sol argileux et climat froid sur la bordure Est du Bassin Parisien).

En moyenne le stock de C dans l'horizon 0-0.3m est de 58,6 Mg de C par ha sous grande culture et de 75,9 Mg de C par ha sous prairie (tableau 8-12-1a). Ces valeurs sont proches de celles indiquées par Meersmans *et al.* (2012) (56,4 Mg de C par ha sous grandes cultures et 85.5 Mg de C par ha sous prairies). Les stocks de C dans l'horizon 0-1m sont un peu moins du double de ceux observés sur l'horizon 0-0.3m (tableau 8-12-1b)

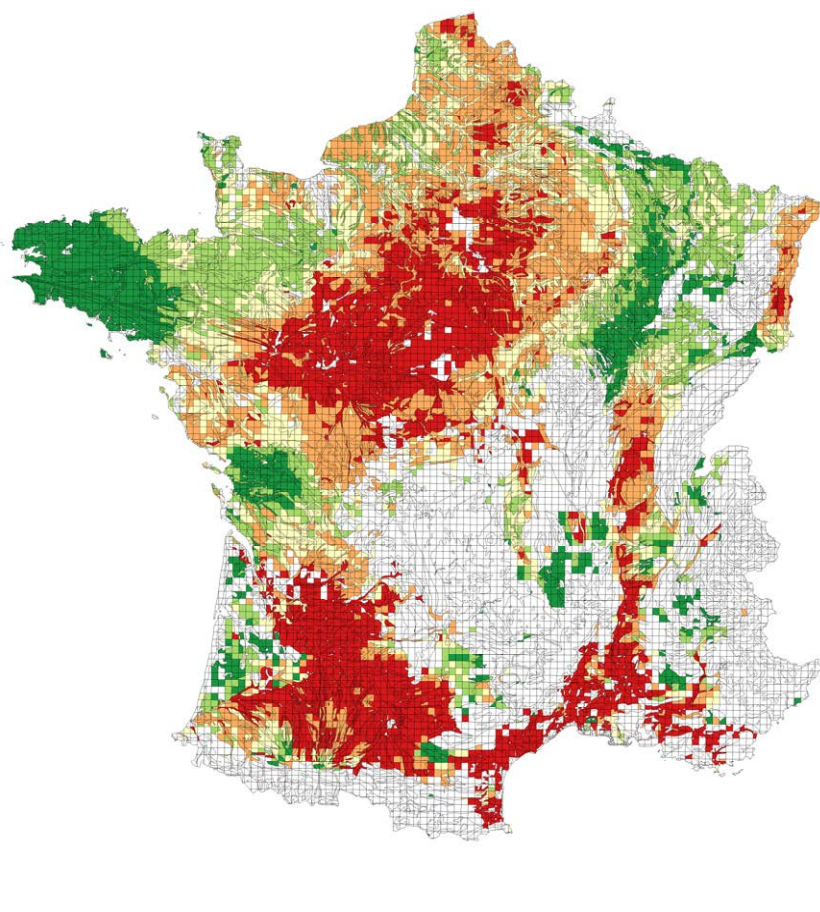
Figure 8-12-1. Stock de C du sol, en Mg C par ha sur l’horizon 0-0.3m (a) sous grande culture et (b) sous prairie

Pour chaque unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles, le stock sous grande culture apparait sur la carte lorsque la surface de grande culture et de prairie temporaire inférieure à 3 ans est supérieure à 33 % de la somme des surfaces de grandes cultures et prairie. Réciproquement le stock sous prairie apparait sur la carte lorsque la surface de prairie permanente et de prairie temporaire supérieure à 3 ans est supérieure à 33 % de la somme des surfaces de grandes cultures et prairie.

Les unités pédoclimatiques en gris correspondent aux unités qui ne répondent pas à ces critères.

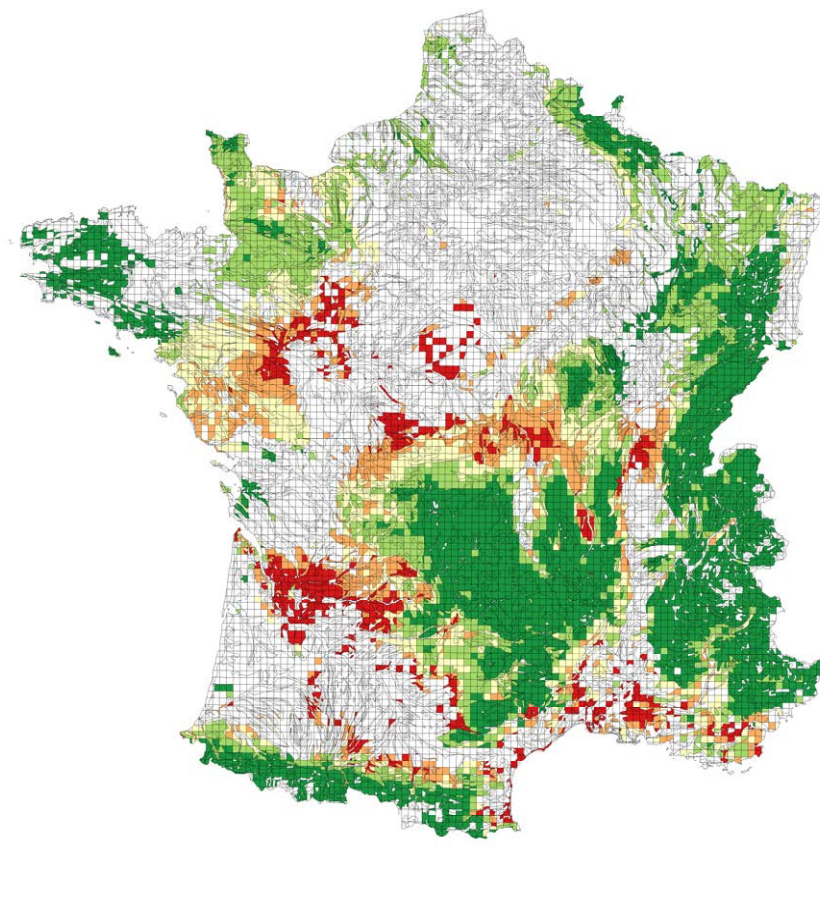
Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

a. sous grandes cultures



- [25,50)
- [50,57)
- [57,65)
- [65,76)
- [76,176]

b. sous prairies



- [25,50)
- [50,57)
- [57,65)
- [65,76)
- [76,176]

Tableau 8-12-1. Statistiques sur les stocks de C par mode d'occupation du sol pour l'horizon 0-0.3m (a.) et pour l'horizon 0-1m (b.)

Le stock de C moyen sous prairie (resp. sous grande culture) est calculé en considérant les unités pédoclimatiques pour lesquelles la surface en prairie (resp. sous grande culture), au sens des ilots du RPG, est supérieure à 50 % de la somme des surfaces en prairie et grande culture. Adapté de Mulder *et al.* (2016).

a. horizon 0-0.3m

	min	moyenne	médiane	max	écart type
Stock de C organique sous prairie (Mg/ha)	27.61	75.9	68.9	174.7	20.5
Stock de C organique sous grande culture (Mg/ha)	24.8	58.6	56.2	160.0	13.7

b. horizon 0-1m

	min	moyenne	médiane	max	écart type
Stock de C organique sous prairie (Mg/ha)	61.85	130.00	114.80	409.9	46.8
Stock de C organique sous grande culture (Mg/ha)	48.56	103.0	98.35	274.5	21.2

Au total, en multipliant la surface en grande culture (15.6 Mha) et la surface en prairie (9.6 Mha) des UPC avec stock de C par le stock moyen sur l'horizon 0-0.3m correspondant à chacun de ces modes d'occupation des sols, puis en extrapolant aux surfaces totales de grande culture (15.8 Mha) et de prairie (9.7 Mha) il apparait que les écosystèmes agricoles de type grande culture représentent un stock total de l'ordre de 0.97Pg de C et que les écosystèmes prairiaux représentent un stock de 0.78Pg de C, soit 26 et 21 %, respectivement, pour un total de 47 % du stock total de C des sols français (3.725 Pg d'après Meersmans *et al.*, 2012). Malgré un stock par unité de surface moindre, les écosystèmes agricoles de type grande culture représentent le stock le plus important du fait d'une surface concernée plus importante.

Variation annuelle du stock de C dans les sols sous l'effet des systèmes de culture (systèmes de grande culture uniquement)

La figure 8-12-2 représente le stock final de C dans l'horizon 0-0.3m en fonction du stock initial pour les 30 580 systèmes de grande culture simulés avec le modèle STICS à la maille de l'unité pédoclimatique sur une durée de 30 ans. La figure 8-12-3 présente l'histogramme des taux de variation moyens annuels et la figure 8-12-4 la carte de ces taux de variation.

Figure 8-12-2. Stock de C final en fonction du stock de C initial pour les 30 580 systèmes de grande culture simulés sur 30 ans avec STICS (en t de C par ha pour l'horizon 0-0.3m)

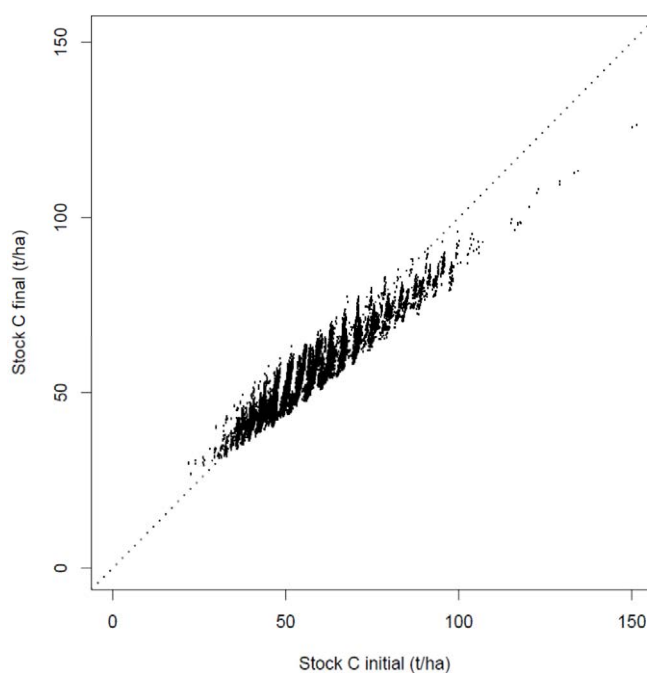


Figure 8-12-3. Taux de variation relatif moyen annuel du stock de C dans l’horizon 0-0.3m pour les 30 580 systèmes de grande culture simulés sur 30 ans avec STICS (en %)

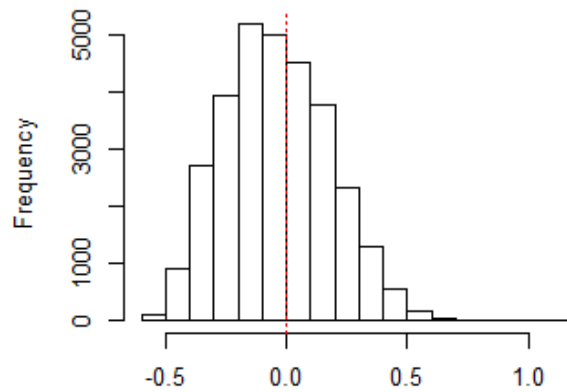
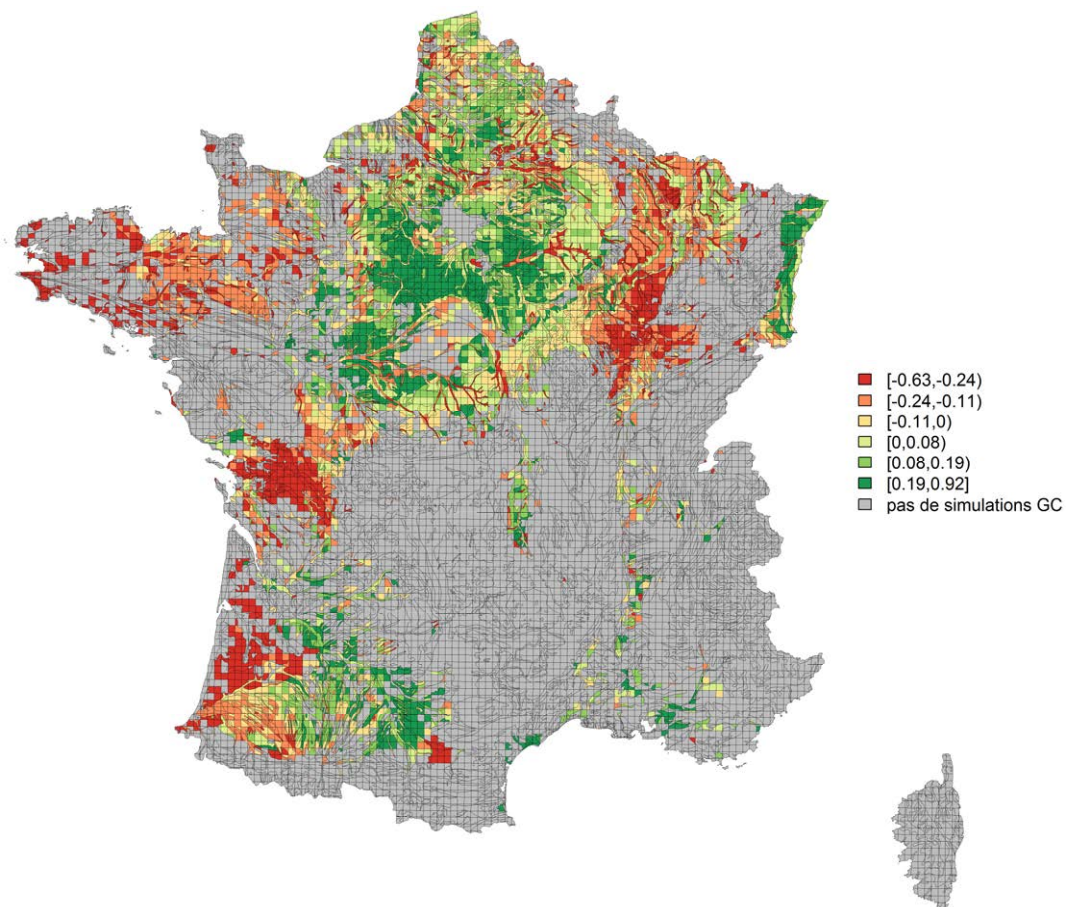


Figure 8-12-4. Carte du taux de variation relatif moyen annuel du stock de C dans l’horizon 0-0.3m pour les 30580 systèmes de grande culture simulés sur 30 ans avec STICS

Valeur moyenne pondérée par le poids des systèmes de cultures par unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles
 Unité pédoclimatique grisées = pas de simulation "grandes cultures"
 Les valeurs négatives ont été équiréparties en trois classes et les valeurs positives en trois classes, de sorte à borner l'une des classes sur 0.



On observe des taux de stockage annuels majoritairement compris entre -0.5 % et +0.4 % (95 % des valeurs), avec une classe modale entre -0.2 et -0.1 % (léger déstockage) (Figure 8-12-3).

Les situations de déstockage correspondent aux stocks initiaux les plus élevés (Figure 8-12-2). La représentation cartographique confirme que les zones de déstockage (en rouge) correspondent aux zones où existe un stock initial élevé signalé dans le paragraphe précédent (Bretagne, Charente Maritime, bordure Est du Bassin Parisien) (Figure 8-12-4). Ce résultat montre que les systèmes de culture actuellement pratiqués dans ces régions ne permettront pas de maintenir le stock de C du sol à son niveau élevé actuel. En Bretagne les simulations montrent une tendance à la baisse des stocks de C dans les sols cultivés malgré des apports d'engrais organiques liés à la présence d'élevage. Ce résultat s'explique par des stocks initialement élevés, de faibles restitutions de résidus (maïs récolté en ensilage et paille exportée) et des conditions climatiques favorables à la minéralisation.

A l'inverse dans les régions de grande culture caractérisées par un faible stock initial, les simulations montrent que les systèmes de culture actuellement pratiqués permettent de maintenir voire d'augmenter légèrement les stocks (Bassin Parisien, Bassin Aquitain hors sols landais, Alsace) (Figure 8-12-4). Ce résultat peut s'expliquer par les hypothèses faites pour les simulations dans les régions concernées (enfouissement des pailles et récolte du maïs en grain; cultures intermédiaires systématiques) mais ces hypothèses sont justifiées dans le contexte de ces régions (faible présence de l'élevage, zone vulnérable nitrates rendant obligatoire les cultures intermédiaires).

A noter que contrairement aux autres régions de grandes cultures, les Landes se caractérisent par une baisse des stocks simulés, ce qui s'explique par la texture sableuse des sols et le climat océanique favorable à la minéralisation.

La comparaison des simulations avec et sans cultures intermédiaires confirme leur effet positif sur le stockage de C : en moyenne sur l'ensemble des simulations, la perte de C est de -89 kg C par ha et par an pour les simulations sans cultures intermédiaires et de -51 kg C par ha et par an pour les simulations avec cultures intermédiaires, soit un gain de + 38 kg C par ha et par an lié aux cultures intermédiaires. Ce résultat est en accord avec l'étude Inra réalisée sur ce sujet (Justes *et al.*, 2012). Les valeurs de stockage additionnel de C observées sont cependant moindres (+292 kg C par ha et par an pour les essais avec cultures intermédiaires en zone tempérée d'après Justes *et al.*, 2012), ce qui peut s'expliquer par une fréquence plus forte et une durée plus longue des cultures intermédiaires dans les dispositifs expérimentaux utilisés dans l'étude de Justes *et al.* (2012) par rapport aux simulations réalisées dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

La stabilisation (voire la légère augmentation des stocks de C) sous grande culture a été observée par d'autres auteurs (Wylleman *et al.*, 2001). Les travaux concluant à une baisse des stocks de C dans les régions de grande culture ne font généralement pas la distinction entre l'effet du changement d'usage des sols (retournement des prairies) et l'effet des systèmes de culture pratiqués proprement dits. A noter également que les accroissements de stocks simulés dans les régions de grande culture (Bassin Parisien, Bassin aquitain, Alsace) sont moindres que la valeur indicative de 4 pour mille puisqu'ils sont majoritairement inférieur à 2 pour mille (0.2 %), et très rarement supérieur à 3 pour mille (0.3 %) (Figure 8-12-3).

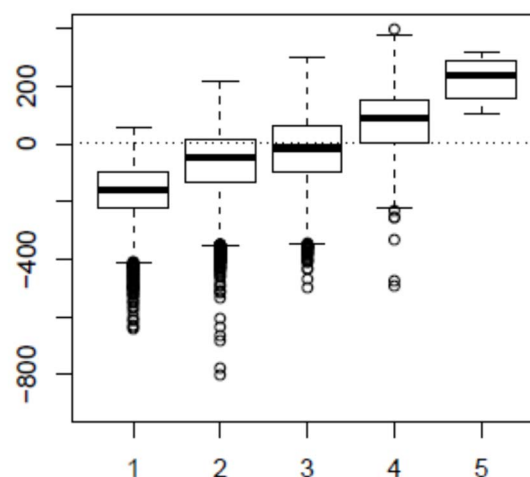
En accord avec ce que l'on sait des facteurs biophysiques et facteurs exogènes qui contrôlent la dynamique du C du sol, le stockage de C est plus élevé en sol argileux qu'en sol sableux (Figure 8-12-5). Il augmente en tendance avec le volume des apports organiques, mais la relation est lâche compte tenu des multiples facteurs qui conditionnent son devenir (résultats non montrés).

Figure 8-12-5. Effet du type de sol sur le stockage de C

Résultats exprimés en kg C par an.

Codage sol :

1. <18% argile et >65% sable ;
2. 18%<argile<35% et sable>15% ou argile<18% et 15%<sable<65% ;
3. argile<35% et sable<15% ;
4. 35%<argile<60% ;
5. argile>60%.

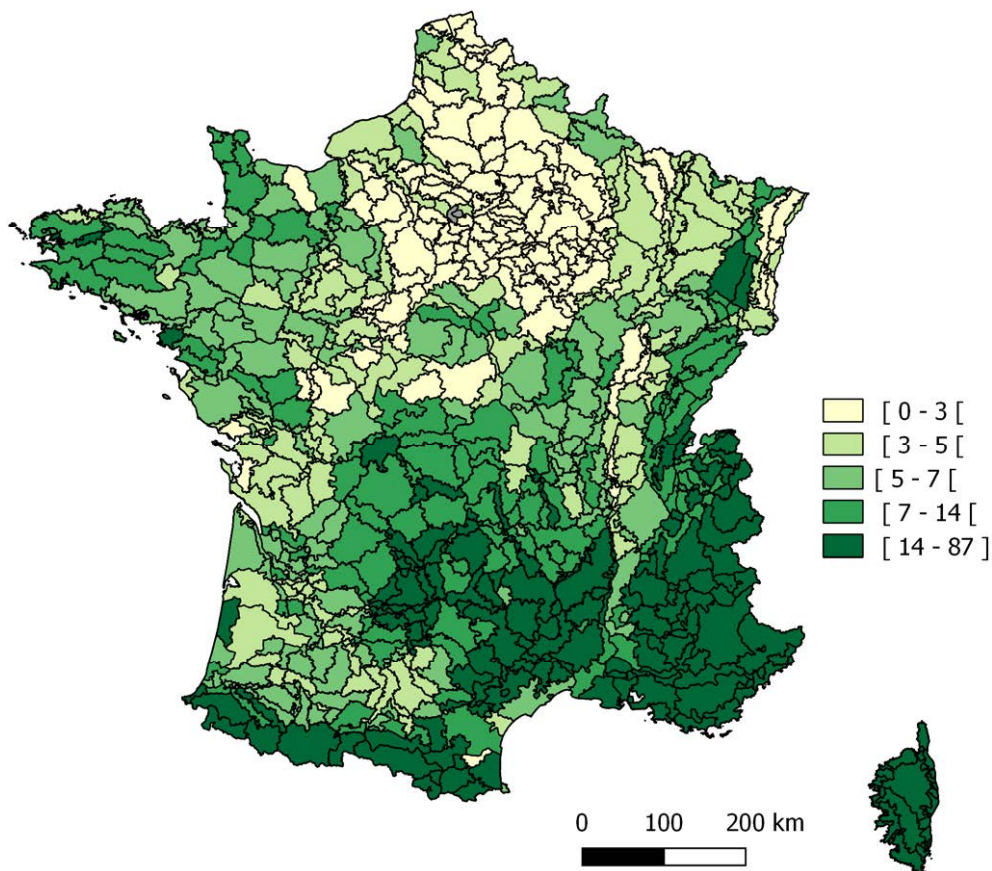


Stocks de C dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles

Parmi les 6 080 115 îlots du RPG 2012, 4 730 398 incluent des formations ligneuses dans leur emprise spatiale (hors vignes et vergers), soit 78 % des îlots. Ces formations ligneuses représentent un total de 2 504 524 ha, dont 781 878 ha de « zones arborées » (non encore classées dans les autres catégories – actualisation de la couche végétation de la BD-TOPO® en cours), 480 963 ha de haies, 428 336 ha de forêts fermées de feuillus, 308 427 ha de lande ligneuse, 174 545 ha de forêts fermées de conifères, 149 412 ha de forêt ouverte, 97 529 ha de forêt fermée mixte, 72 464 ha de bois et 10 970 ha de peupleraie. La figure 8-12-6 indique le pourcentage de formations ligneuses dans la surface RPG par petite région agricole en 2012. Les pourcentages les plus élevés sont observés en zone de montagne (Alpes, Pyrénées, Jura, Vosges, Massif central), dans le massif Armoricain (Bretagne, Basse-Normandie, Pays de Loire) et sur le pourtour Méditerranéen (Languedoc).

Figure 8-12-6. Pourcentage de formation ligneuse dans la surface RPG 2012, par petite région agricole

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



La figure 8-12-7 représente le stock de C associé aux formations ligneuses (stock dans la biomasse aérienne et souterraine et stock additionnel de C dans le sol lié à la présence de la formation ligneuse) en Mg de C par unité de surface (ha) de l'écosystème agricole (surface cumulée de grande culture, prairie et formation ligneuse) à la résolution des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles. La figure 8-12-8 représente le stock de C total des écosystèmes agricoles (C du sol dans l'horizon 0-0.3m et C des formations arborées associées à l'écosystème) à la résolution des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles. La figure 8-12-9 représente la distribution du rapport entre le stock associé aux formations ligneuses et le stock de C total de l'écosystème pour l'ensemble des mailles pour lesquelles sont calculées ces deux variables, et la figure 8-12-10 représente la carte des valeurs de ce rapport à la résolution des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles.

Les **stocks de C associés aux formations ligneuses** les plus faibles sont observés dans le Bassin parisien (hormis en Sologne), et dans une moindre mesure dans les autres zones de grande culture (Bassin Aquitain, Poitou-Charentes, couloir Rhodanien, Alsace), du fait de la très faible présence de formations arborées dans ces régions.

Les stocks les plus élevés sont observés en zones de montagne (Alpes, Pyrénées, Massif Central, Vosges, Jura) et, dans une moindre mesure, en zone bocagère de l'Ouest (Bretagne, Basse Normandie, Vendée) (Figure 8-12-7).

La carte des **stocks totaux de C dans les écosystèmes agricoles** (Figure 8-12-8) est très similaire à la carte des stocks de C dans les sols (Figures 8-12-1a et b), du fait de l'importance relative du compartiment sol dans le stock total. Le stock de C associé aux formations ligneuses représente en moyenne 7 % du stock de C total de l'écosystème (Figure 8-12-9), voire moins de 5 % si on considère le stock du sol sur l'horizon 0-1m (résultat non montré), et très rarement plus de 20 % (seulement 5 % des valeurs). Ce pourcentage est particulièrement faible dans le centre, l'est et le nord du Bassin Parisien, malgré un stock de C dans le sol faible, du fait de l'absence de formations ligneuses, lesquelles représentent moins de 3 % du stock de C total de l'écosystème. Il est plus important en zone méditerranéenne, en zone de montagne, en Sologne et dans le massif armoricain. La comparaison des cartes de stock de C du sol (Figures 8-12-1a et b) et des cartes de stock de C total de l'écosystème incluant les formations ligneuses (Figure 8-12-8) montre cependant que la prise en compte des formations ligneuses réduit l'étendue spatiale de la classe des stocks les plus faibles (en rouge), en particulier en périphérie du bassin Parisien, et accroît l'étendue spatiale de la classe des stocks les plus élevés (en vert) dans les zones périphériques des zones de montagne.

Ces résultats confirment l'importance relative du stock de C du sol. Ils soulignent cependant que dans des zones de grande culture caractérisées par des stocks dans les sols assez faibles mais associés à des pratiques de maintien de formation ligneuses (bordure ouest du bassin parisien par ex), celles-ci peuvent représenter un % non négligeable du stock de C total de l'écosystème (de 4 à 6 %).

Figure 8-12-7. Stock de C associé aux formations ligneuses (biomasse aérienne et racinaire et stock additionnel de C dans le sol lié à la formation ligneuse) par hectare de surface agricole (en Mg de C par ha)

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles

Unités pédoclimatiques blanches = non estimées

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

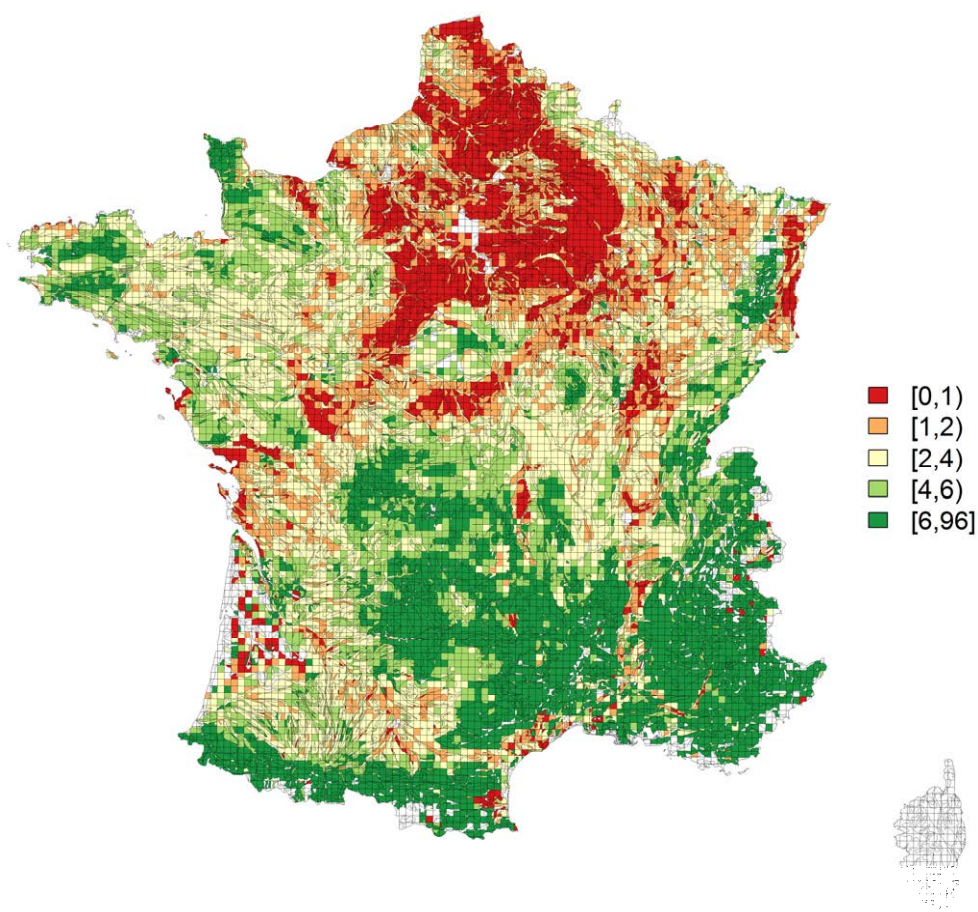


Figure 8-12-8. Stock de C total des écosystèmes agricoles (stock de C du sol dans l’horizon 0-0.3m et stock de C des formations ligneuses associées à l’écosystème), en Mg de C par ha

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles

Unités pédoclimatiques blanches = non estimées

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

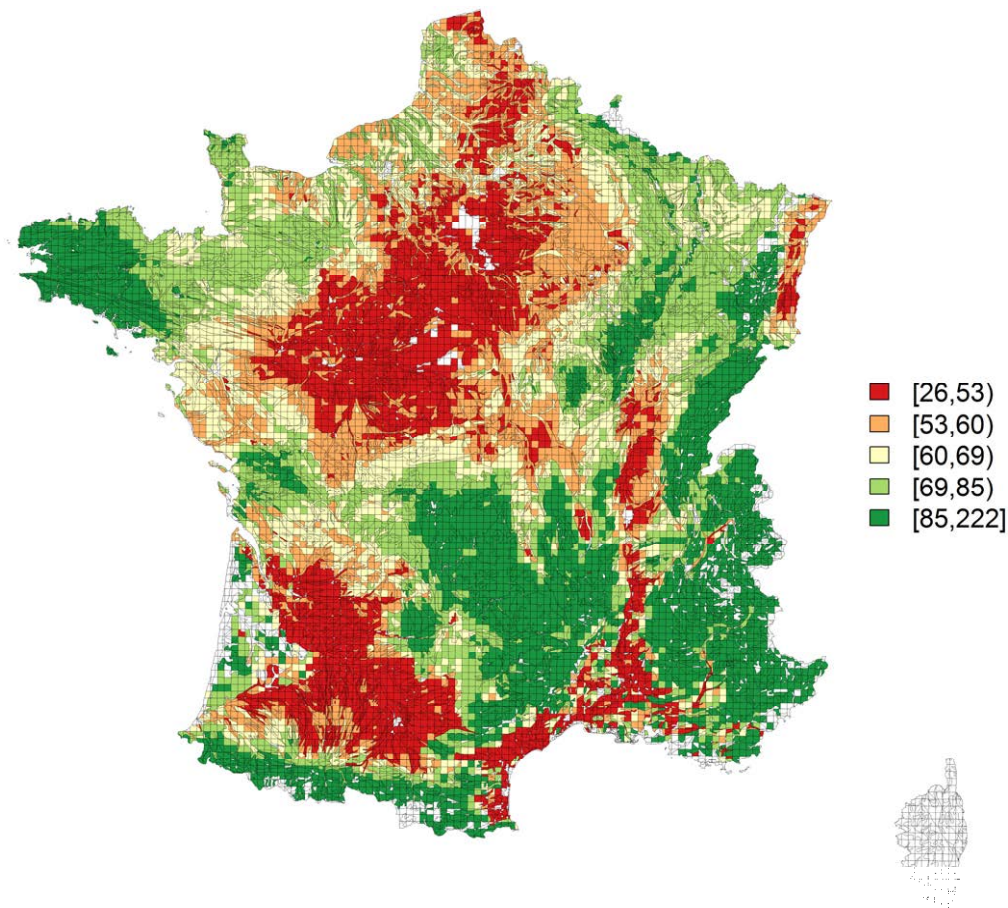


Figure 8-12-9. Rapport entre le stock de C associé aux formations ligneuses et le stock de C total de l’écosystème agricole (stock de C du sol sur l’horizon 0-0.3m et stock de C associé aux formations ligneuses)

L’axe des ordonnées représente un nombre d’unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles

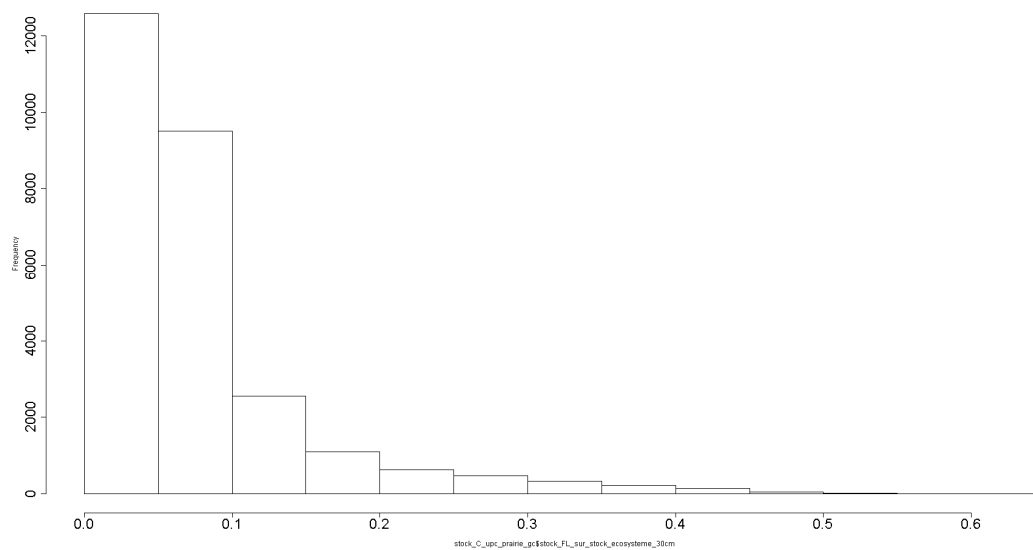
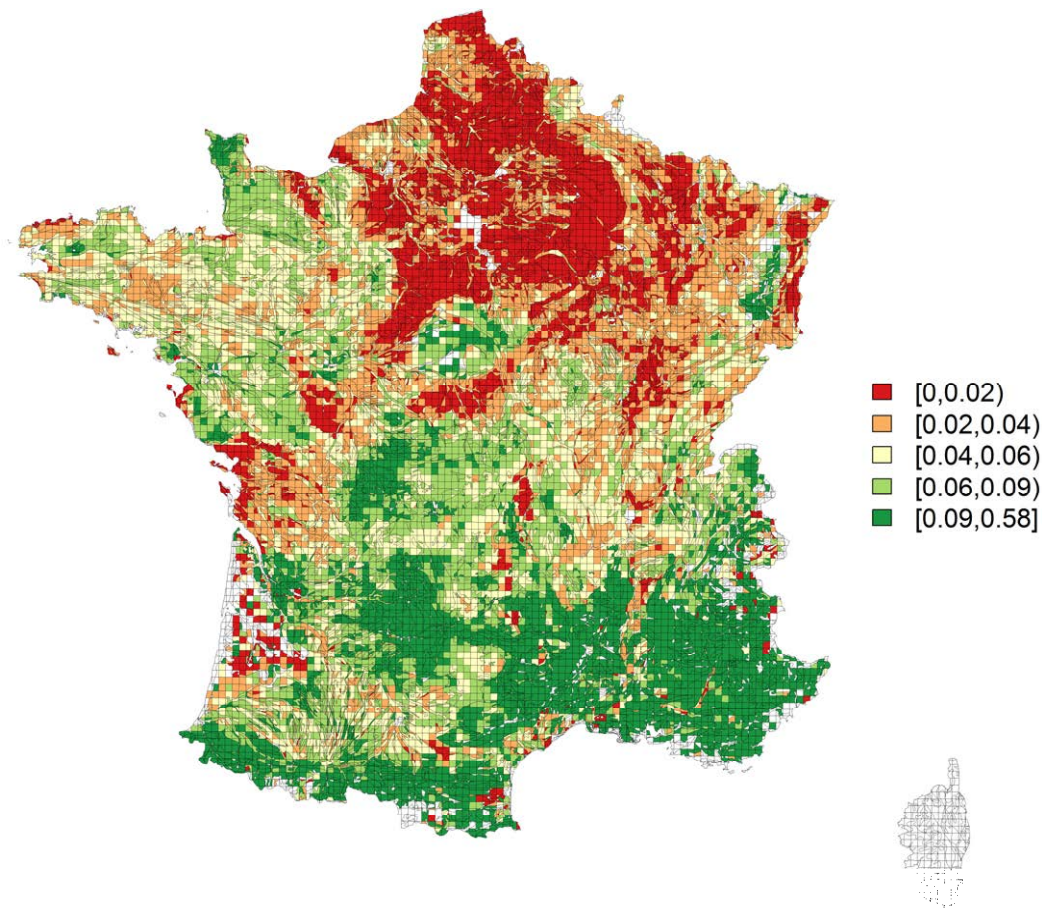


Figure 8-12-10. Carte du rapport entre le stock de C associé aux formations ligneuse et le stock de C total de l'écosystème agricole (stock de C du sol sur l'horizon 0-0.3m et stock de C associé aux formations ligneuses)

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles

Unités pédoclimatiques blanches = non estimées

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



Indicateurs d'impact des agroécosystèmes sur le climat global

La figure 8-12-11 présente la distribution des valeurs du bilan net moyen annuel des GES échangés entre les écosystèmes agricoles et l'atmosphère, exprimé en kg de CO₂e par ha et par an, pour les 30 580 systèmes de grande culture simulés avec le modèle STICS à la résolution de l'unité pédoclimatique. Ce bilan tient compte du stockage/déstockage de C du sol et des émissions de N₂O. Il ne tient pas compte du stockage/déstockage de C dans les formations ligneuses associées à l'écosystème agricole. Les valeurs positives correspondent à des cas où l'agroécosystème est une source de GES vers l'atmosphère et les valeurs négatives correspondent au cas où l'agroécosystème est un puits. La figure 8-12-12 représente la cartographie de ces valeurs. La figure 8-12-13 présente la valeur du bilan GES en fonction des émissions de N₂O d'une part, des pertes de C d'autre part, toutes les variables étant exprimées en CO₂e par ha et par an. La figure 8-12-14 présente la cartographie des émissions de N₂O et la figure 8-12-15 met en relation ces émissions avec les apports exogènes de N.

Figure 8-12-11. Distribution des valeurs du bilan net moyen annuel des GES échangés entre les écosystèmes agricoles et l’atmosphère, exprimé en kg de CO₂e par ha et par an, pour les 30 580 systèmes de grande culture simulés avec le modèle STICS

En ordonnée = nombre de systèmes de culture
 Les valeurs positives correspondent à des cas où l’agroécosystème est une source de GES pour l’atmosphère et les valeurs négatives correspondent aux cas où l’agroécosystème est un puits.

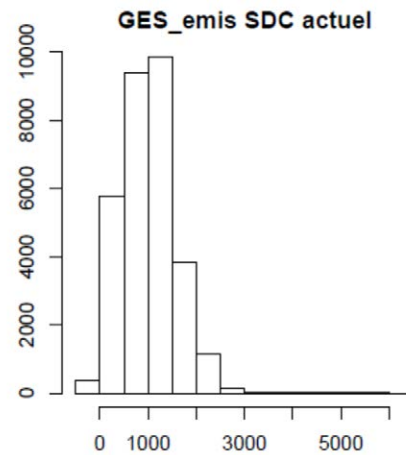


Figure 8-12-12. Cartes des valeurs du bilan net moyen annuel des GES échangés entre les écosystèmes agricoles et l’atmosphère, exprimé en kg de CO₂e par ha et par an, pour les 30 580 systèmes de grande culture simulés avec le modèle STICS

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles
 Les valeurs positives correspondent à des cas où l’agroécosystème est une source de GES pour l’atmosphère et les valeurs négatives correspondent au cas où l’agroécosystème est un puits.
 Unités pédoclimatiques grisées = pas de simulation "grandes cultures"
 Les valeurs négatives ont été équiréparties en deux classes et les valeurs positives en trois classes, de sorte à borner l'une des classes sur 0.

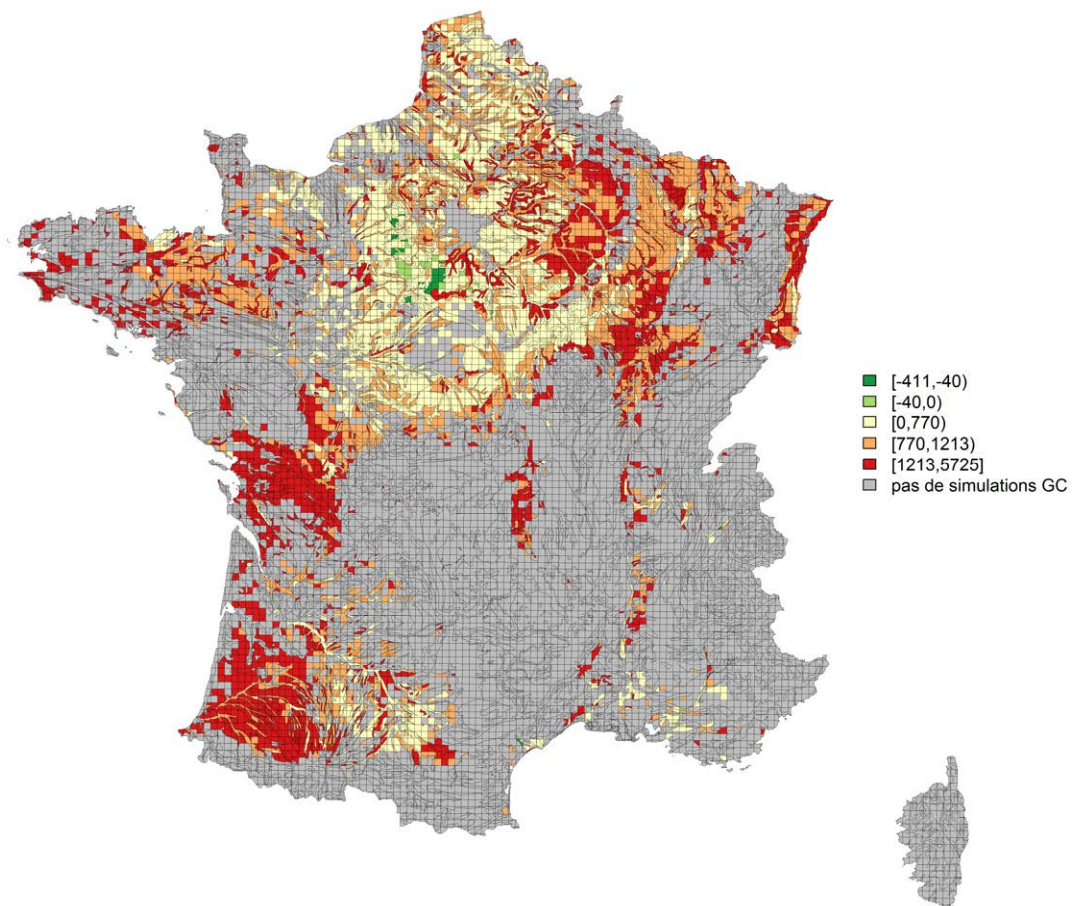


Figure 8-12-13. Relation entre le bilan des émissions de GES de l'agroécosystème (exprimées en kg CO₂e par ha et par an) et (a.) les émissions de N₂O (exprimées en kg CO₂e par ha et par an) et (b.) les pertes de C du sol (exprimées en CO₂e par ha et par an)

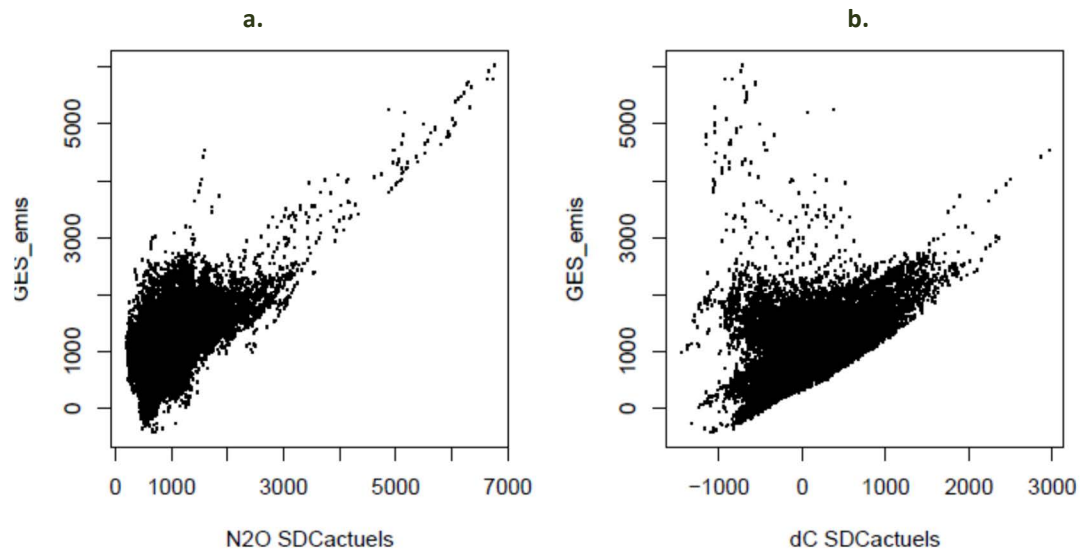


Figure 8-12-14. Carte des émissions de N₂O (en kg CO₂e par ha et par an) pour les 30 580 systèmes de grande culture simulés avec le modèle STICS

Résolution spatiale : unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles
 Unités pédoclimatiques grisées = pas de simulation "grandes cultures"
 Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

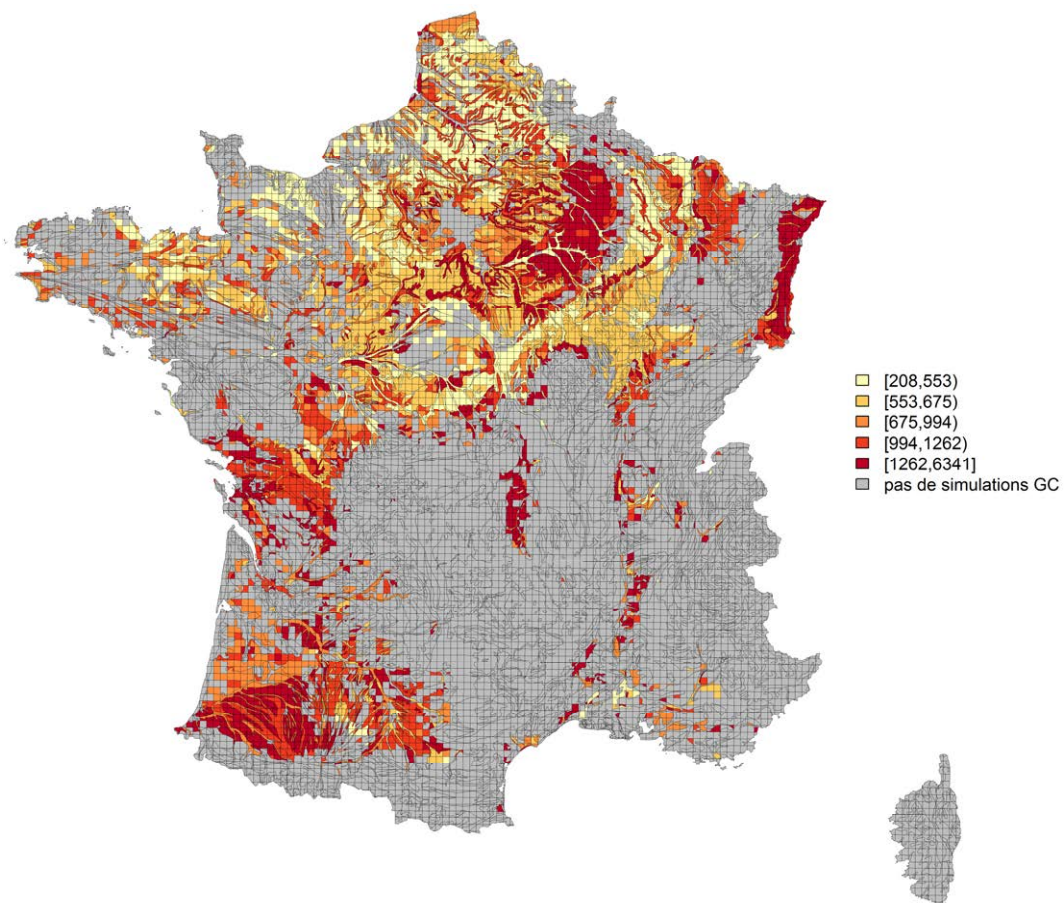
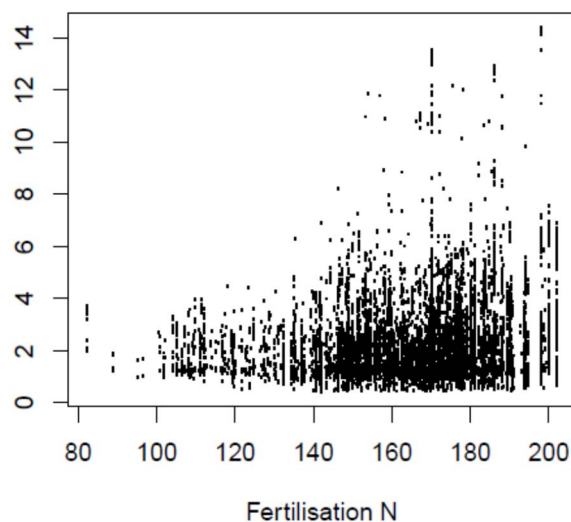


Figure 8-12-15. Emissions de N₂O (en kg N-N₂O par ha et par an) en fonction de l'apport exogène de N (en kg N par ha et par an) pour les 30 580 systèmes de grande culture simulés avec le modèle STICS



La distribution des valeurs du bilan GES des agroécosystèmes de grande culture montre que ceux-ci sont presque toujours des sources de GES (Figure 8-12-11). Quelques % seulement des cas simulés sont des puits de GES. La classe modale correspond à des émissions entre 1000 et 1500 kg CO₂e par ha et par an, avec une valeur moyenne pour l'ensemble des simulations de l'ordre de 1029 kg CO₂e par ha et par an. Les zones les plus émettrices se situent dans le Sud-Ouest, en Poitou-Charentes, en Limagne, à l'Est du bassin Parisien et en Alsace (figure 8-12-12). Les valeurs observées sont du même ordre de grandeur que d'autres valeurs publiées dans la littérature pour des systèmes de culture tempérés. A l'échelle du continent européen Ciaia *et al.* (2010) trouvent une émission moyenne de GES vers l'atmosphère pour les terres arables entre 42 et 47 g C Eq m⁻² an⁻¹, soit entre 1540 et 1725 kg CO₂e par ha et par an.

Ces émissions majoritairement positives sont liées à la fois aux émissions de N₂O et au déstockage de C du sol (figure 8-12-13). Les rares cas où le système de culture est un puits de GES correspondent à des situations avec stockage de C dans le sol et très faibles émissions de N₂O. Dans les nombreuses situations où il y a stockage de C dans le sol, celui-ci ne suffit pas à compenser les émissions de N₂O, ce qui fait que l'agroécosystème est une source de GES pour l'atmosphère. Les émissions de N₂O les plus élevées sont observées dans le Sud-Ouest, en Alsace et à l'Est du bassin Parisien (Figure 8-12-14). En moyenne, pour les 30 580 cas simulés, ces émissions sont de l'ordre de 2 kg N-N₂O par ha et par an. Elles augmentent avec les apports exogènes de N, mais selon une relation lâche (figure 8-12-15), ce qui traduit la multiplicité des facteurs impliqués dans la production de N₂O (température, teneur en eau, pH...). La moyenne des apports exogènes de N pour l'ensemble des situations simulées est de 168 kg N par ha et par an, ce qui correspond à un facteur d'émission moyen de 1.1 %, proche de l'ordre de grandeur utilisé par le GIEC. On observe un effet favorable de la présence de cultures intermédiaires dans les successions sur le bilan GES car celles-ci augmentent légèrement le stockage de C et réduisent légèrement les émissions de N₂O (émissions moyennes de GES de 1020 kg CO₂e avec cultures intermédiaires, de 1150 kg CO₂e sans cultures intermédiaires).

8.12.2.3. Synthèse et perspectives

Le stock de C immobilisé dans les sols des écosystèmes agricoles sur l'horizon 0-0.3m représente de l'ordre de 1.75 Pg de C, soit environ 47 % du stock total des sols français (3.7 Pg d'après Meersmans *et al.*, 2012), dont 26 % pour les grandes cultures et 21 % pour les prairies. Le stock de C des sols des écosystèmes agricoles représente ainsi l'équivalent de 16 années d'émissions françaises de GES tous secteurs cumulés, voire le double si on considère l'horizon 0-1m. Bien que les stocks unitaires sous prairies soient supérieurs (75.9 Mg C par ha sous prairie, 56.6 Mg C par ha sous culture), le stock de C total que représentent les systèmes de grande culture est plus important du fait de surfaces concernées supérieures. Le maintien voire l'augmentation du niveau de SE de régulation du climat global par stockage de C doit donc viser la protection et la gestion des prairies, mais aussi le maintien voire l'augmentation des stocks sous culture compte tenu des surfaces concernées.

Le stock de C dans les formations ligneuses associées aux écosystèmes agricoles représente généralement moins de 10 % du stock de C total de l'écosystème, ce qui confirme l'attention à porter au stock de C du sol. Ce pourcentage peut cependant atteindre des valeurs significatives en zone méditerranéenne, en zone montagneuse et dans les zones bocagères de l'Ouest. Par ailleurs ces formations ligneuses jouent un rôle important vis-à-vis d'autres SE (ex. pollinisation).

La simulation sur 30 ans des systèmes de cultures actuels montre en moyenne une légère tendance à la baisse des stocks de C, surtout dans les zones où le stock initial est élevé. C'est notamment le cas en Bretagne, où les systèmes de culture pratiqués (exportation des pailles, récolte du maïs en ensilage) ne permettent pas de maintenir les stocks à leur niveau actuel, et ce malgré des restitutions organiques liées aux effluents d'élevage. A l'inverse dans plusieurs régions de grande culture (Bassin Parisien, Alsace, Bassin Aquitain sauf région des Landes), caractérisés par des stocks initiaux faibles et des pratiques de restitutions plus élevées (restitution des pailles du fait de l'absence de l'élevage, cultures intermédiaires systématiques en zone vulnérable), les systèmes actuellement pratiqués semblent permettre un léger stockage de C. A noter que les accroissements de stocks simulés dans ces régions sont en deçà de la valeur indicative de 4 pour mille puisqu'ils sont majoritairement inférieurs à 2 pour mille (0.2 %), et très rarement supérieur à 3 pour mille (0.3 %). Ces résultats confirment cependant qu'une marge de manœuvre existe pour accroître le SE de régulation du climat rendu par ces écosystèmes (généralisation des cultures intermédiaires, accroissement des restitutions organiques par mobilisation de nouveaux gisements, non travail du sol, agroforesterie et haies...).

Le calcul du bilan global des GES échangés entre les écosystèmes agricoles et l'atmosphère, incluant les émissions de N₂O, montrent cependant que dans leur très grande majorité les systèmes de grande culture sont des sources de GES. Les ordres de grandeurs obtenus par les simulations sont cohérents avec des résultats publiés par ailleurs. Le léger stockage de C mentionné dans le paragraphe précédent dans les régions de grande culture ne permet pas de compenser les émissions de N₂O liées à l'usage des fertilisants azotés. Dans les cas où il y a déstockage de C (cas notamment des zones où le stock initial de C est élevé et où les pratiques de restitution ne permettent pas de le maintenir), les deux effets se conjuguent (relargage de CO₂ et émission de N₂O) et les systèmes sont fortement émetteurs. Ces résultats confirment qu'une augmentation du niveau de SE de régulation du climat global par des pratiques favorisant le stockage de C dans les sols agricoles doit s'accompagner d'un effort de maîtrise de la fertilisation azotée (raisonnement, pilotage et fractionnement des apports, meilleure prise en compte des apports par les produits organiques, accroissement de la fréquence des légumineuses dans les successions, cultures intermédiaires piège à nitrate...) sans quoi l'impact des agroécosystèmes sur le climat resterait négatif.

En termes de perspectives pour la recherche, ce travail sur le service de régulation du climat global fourni par les écosystèmes cultivés confirme l'intérêt d'explorer plus avant les possibilités d'accroître le stock de C dans les sols des écosystèmes agricoles et dans les formations ligneuses associées. L'approche mise en œuvre a montré tout l'intérêt d'utiliser conjointement les bases de données nationales dont on dispose et les possibilités de simulation par modèle pour bien séparer les effets liés à l'historique de l'usage des sols et ceux liés à l'effet des systèmes de culture actuels ou envisagés. Cette étude montre qu'une quantification spatialisée des possibilités de stockage additionnel selon les contextes pédoclimatiques et agronomiques est réalisable. Un traitement plus approfondi des résultats des simulations réalisées dans le cadre de cette étude peut en être une première étape : analyse plus poussée de l'effet des successions de culture ou de la nature des fertilisants sur le bilan C des systèmes de culture par exemple. Les leviers techniques mobilisables sont connus, mais les pistes à privilégier selon les contextes, et les possibilités de combiner plusieurs leviers, doivent être davantage explorées. Par exemple, cette étude a montré l'importance d'identifier les stratégies de gestion de la biomasse et d'apports de matière organique qui permettraient de conserver voire d'augmenter les stocks de C dans le sol des systèmes d'élevage et de répondre à leurs besoins de biomasse pour les animaux (paillage et fourrage). L'intégration de couvert intermédiaire de longue durée est-elle une solution ? Quels modes de gestion de ces couverts mettre en œuvre ? L'exploitation des formations ligneuses pour la production de litière est-elle envisageable ? Les conditions nécessaires à ce stockage additionnel et au maintien des stocks dans la durée doivent être mieux renseignées (par exemple en termes d'apports d'autres éléments compte tenu des contraintes stœchiométriques). Des approches systémiques et à large échelle doivent compléter les approches à l'échelle locale (réassociation agriculture-élevage, recyclage accru des produits organiques d'origine urbaine par exemple). Enfin, les instruments de politique publique permettant de favoriser l'adoption de pratiques « stockantes » doivent être identifiés et évalués. Compte tenu du rôle central du C organique sur plusieurs propriétés et services rendus par les sols l'effet d'une augmentation des teneurs sur ces autres services doit aussi être renseigné. Les

résultats les plus récents montrent que les leviers les plus efficaces pour accroître le stock de C du sol sont ceux basés sur un plus fort retour au sol de matières organiques, ce qui fait que l'objectif d'accroissement du stock de C des sols peut entrer en compétition avec d'autres objectifs de valorisation de la biomasse. Cette réflexion doit donc être conduite dans le cadre d'une vision large du devenir et de la valorisation des ressources organiques dans un contexte de compétition croissante entre usages.

Parallèlement un effort doit être fait pour mieux comprendre, mieux modéliser et mieux identifier les moyens d'atténuer les émissions de N₂O. Outre la réduction de l'usage des engrais azotés de synthèse, d'autres leviers de maîtrise de ces émissions pourraient s'avérer mobilisables, tels que la gestion du statut acido-basique du sol ou l'orientation de la nature et de l'activité des populations microbiennes par des techniques culturales appropriées. L'exploration de ces leviers suppose de poursuivre l'effort de recherche sur les processus à l'origine de ces émissions, encore très mal connus mais dont cette étude a confirmé le poids sur le bilan GES des écosystèmes agricoles.

Au-delà de ces pistes de recherches sur les processus à l'origine des échanges de GES entre les écosystèmes agricoles et l'atmosphère et les moyens de les maîtriser, l'analyse du service écosystémique de régulation du climat global fourni par ces écosystèmes a soulevé de nombreuses questions théoriques : comment distinguer service et impact ? Quelle place donner aux stocks (de C) relativement aux variations de stock ? Quelle échelle de temps considérer ? Quelle place donner à l'amont (intrants) et à l'aval (transformation des produits) dans l'élaboration et l'évaluation du service ? Quelle place donner à l'élevage?... S'agissant de la régulation du climat global, service auquel contribuent plusieurs types d'écosystèmes (agricole, forestier, marin...), progresser sur ces questions théoriques est indispensable pour établir une évaluation fondée et robuste de la contribution de chacun d'eux à l'élaboration du service global de régulation du climat.

8.12.3. Evaluation économique du SE

Expert coordinateur : Philippe Delacote, Léa Tardieu

Experts scientifiques contributeurs : Tina Rambonilaza

Cette fiche se concentre sur les méthodes d'évaluation économique du SE de régulation du climat global par atténuation des GES et stockage de C par les écosystèmes agricoles. Ce SE varie selon les caractéristiques physiques de l'écosystème, les pratiques mises en œuvre, sa localisation etc. mais n'est pas influencé par les caractéristiques spatiales de la demande. En effet, le SE est rendu à l'ensemble de la société. De ce fait, sa valeur économique, exprimée en euros/tonne de C, ne varie pas dans l'espace (pas d'effet de substitution, proximité ou de décroissance marginale). Nous nous concentrons donc par la suite sur les différentes méthodes, et théories sous-jacentes, permettant d'attribuer une valeur¹ à la tonne de C séquestrée ou stockée par les écosystèmes agricoles.

8.12.3.1. Etat de l'art des différentes méthodes d'évaluation économique du carbone

Il est important de ne pas confondre (i) les méthodes par les coûts des dommages (ou dommages évités), (ii) celles par les coûts de remplacement ou encore (iii) celles par les coûts d'opportunité telle que celle basée sur la valeur tutélaire du C (fixée par l'Etat). Une des spécificités du SE de régulation du climat global provient du fait que les émissions de GES concernent tous les secteurs de l'activité humaine. En ce sens, il nous semble difficile de distinguer clairement la méthode des coûts de remplacement et la méthode des coûts évités. La méthode par les coûts de remplacement reviendrait à se focaliser sur le coût de mesures de séquestration particulières. La méthode des coûts évités, en revanche, peut s'entendre comme les coûts de réduction des émissions de GES dans d'autres secteurs de l'économie. C'est ainsi qu'ils sont décrits dans cette partie.

¹ La valeur du C est définie comme le coût des actions à entreprendre pour ne pas émettre une tonne de C, ou la faire absorber par un « puits ».

Evaluation économique du carbone : coût évité ou coût de remplacement ?

Une méthode d'évaluation correspond à l'application de la méthode des coûts de remplacement qui consiste à répondre à la question suivante : à quel coût peut-on remplacer le SE par la technologie la moins chère ? Dans le cas de l'atténuation du changement climatique, deux interprétations de cette méthode sont possibles. Au sens large, une tonne de C séquestrée dans un écosystème équivaut à une tonne de C retirée de l'atmosphère. Dès lors, dans cette interprétation, le coût de remplacement équivaut au coût d'évitement de l'émission de gaz à effet de serre.

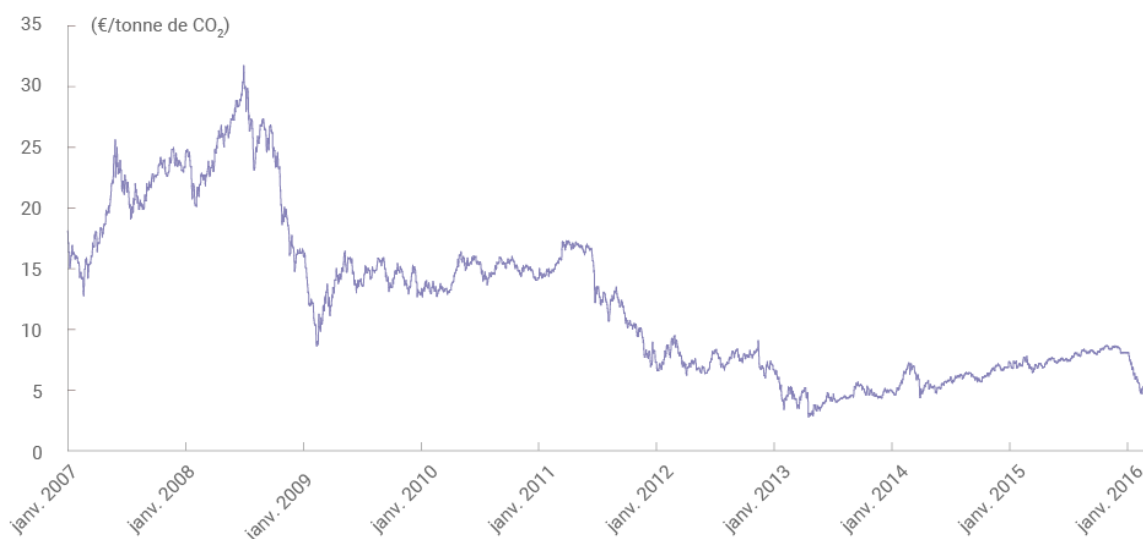
Dans une acception plus stricte, on peut estimer que le coût de remplacement équivaut à la séquestration d'une tonne de C dans le sol. Dans cette définition plus restrictive, le coût de remplacement correspond au coût de la séquestration du C *via* l'utilisation de technologies (par exemple, séquestration géologique).

Si l'on s'en tient à l'acception la plus large, les prix sur les marchés du C (par exemple celui du marché européen du C - *European Union Emission Trading Scheme*) ou les montants de taxe carbone pourraient en théorie être considérés comme des coûts de remplacement. Ainsi, sur les marchés du C, le prix donne le coût d'une tonne de C non émise dans les secteurs couverts par ces marchés (énergie, chimie, métallurgie). Le niveau de taxe carbone, quant à lui, donne le coût d'opportunité d'une tonne de C non émise sur les biens taxés.

Si ces prix semblent ainsi correspondre à la définition d'un coût de remplacement, il est néanmoins important de noter que ce coût peut s'éloigner considérablement d'un coût social du C (cf. *infra*), puisque le prix sur les marchés du C dépend grandement des quotas globaux qui sont alloués aux entreprises des secteurs couverts par ces marchés (dans le cas du marché européen EU-ETS, les compagnies énergétiques, du secteur de la chimie et de la métallurgie). Comme on peut le noter sur la Figure 8-12-16, le signal prix sur le marché européen du C est considérablement bas, notamment ces dernières années puisqu'il avoisine les 5€/tCO₂. De plus, les prix du C dépendent des fluctuations sur les marchés, ce qui pose un problème de prévisibilité, lorsqu'il s'agit d'évaluer la valeur économique d'un SE. De même, le niveau de taxation n'est pas nécessairement fixé en fonction d'un coût social, mais est plutôt le résultat d'arbitrages politiques. Les marchés manquent en effet pour le moment d'encadrement, de lisibilité, d'interconnexion avec les autres marchés du C et de règles stables et contrôlées. Au total, il n'y a aucune garantie que les quotas et taxes soient fixés de manière efficiente en terme économique, c'est-à-dire reflétant le coût social des émissions de C).

Globalement, comme énoncé dans le rapport Quinet (2009), évaluer la tonne de C au prix de marché du C pourrait être insuffisant pour définir un référentiel carbone utile pour la société. En effet, ces prix résultent des anticipations des agents, et leur calcul et l'horizon temporel envisagé peuvent être éloignés des arbitrages de long terme des pouvoirs publics en termes d'investissement.

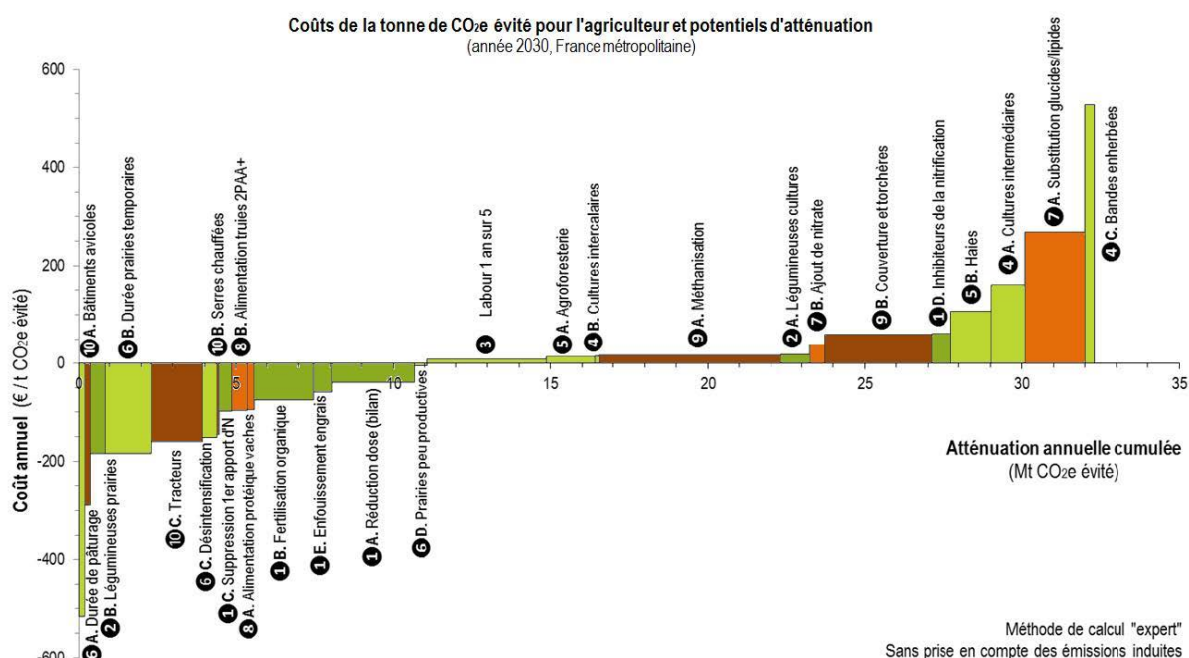
Figure 8-12-16. Prix de la tonne de CO₂ sur le marché européen depuis 2007
(source European Energy Exchange Spot)



Une autre manière d'estimer un coût de remplacement lié au SE de régulation du climat global rendu par les écosystèmes agricoles serait d'utiliser le coût de réduction des émissions de C. Ces coûts peuvent être estimés soit au niveau sectoriel, soit au niveau multisectoriel. Par exemple, une estimation des coûts de réduction des émissions agricoles *via* la mise en œuvre de diverses mesures a été réalisée dans le cadre d'une étude Inra (Pellerin *et al.*, 2013 - voir figure 8-12-17). Ces courbes de coût d'abattement permettent de mettre en lien un coût avec une quantité de C que l'on souhaite retirer de l'atmosphère.

Si l'on adopte une définition plus stricte, le coût de remplacement de la séquestration du C peut être approché par le coût du captage, du transport et du stockage géologique du C (CSC). D'après le rapport Chevassus au Louis *et al.* (2009), en ce qui concerne le stockage géologique profond, on trouve dans la littérature des valeurs de 40 à 70 €/t, mais les aspects tant techniques qu'économiques de ces méthodes de stockage sont en forte évolution et ces valeurs sont donc à prendre avec prudence. En effet, il a été mis en évidence une large variation des coûts selon les types de techniques utilisées. Enfin, le risque de fuites de C (donc d'échec partiel de la séquestration), ainsi que les problèmes d'acceptabilité sociale, induisent des coûts cachés potentiellement très importants (Renner, 2015).

Figure 8-12-17. Coûts évité de la tonne pour l'agriculteur (Pellerin *et al.*, 2013)



Evaluation au coût des dommages ou coût social du carbone

Le coût social du C est calculé par rapport au coût marginal des dommages économiques dû à une plus forte concentration de GES dans l'atmosphère, autrement dit, il correspond au coût associé à l'émission d'une tonne de C additionnelle dans l'atmosphère, toutes choses égales par ailleurs. La méthode du coût des dommages (*e.g.* Stern, 2007) adopte une approche de type coûts-avantages puisqu'elle cherche à fixer la limite d'émissions optimale au niveau mondial (coût marginal d'abattement égal à la somme actualisée des dommages marginaux futurs d'une tonne de CO₂ émise aujourd'hui). Le coût social du C représente donc l'impact d'une tonne de C supplémentaire émise dans l'atmosphère.

Les dommages sont analysés par des modèles IAM (*integrated assessment models*), utilisés par exemple dans les scénarios du GIEC, pour estimer globalement et à l'échelle régionale les dommages économiques nets du changement climatique. Toutes les valeurs du coût social du C sont des estimations faites à partir de plusieurs hypothèses sur la tendance globale des émissions, et sur l'impact que le changement climatique aura sur le bien-être social. Les différentes estimations divergent donc beaucoup. Tol (2009) a réalisé une méta-analyse des estimations de coût social du C et a conclu qu'une estimation correcte se situait entre 46\$ et 91\$ (en dollars 1995).

En s'appuyant, par exemple, sur le rapport Stern (2007) sur le coût total du changement climatique, il pourrait être possible d'approximer le prix d'une tonne de C non émise dans l'atmosphère. Il s'agirait ici de prendre le coût total du changement climatique, que l'on diviserait par le différentiel entre la quantité de C émise dans le scénario de référence et la quantité maximum qui devrait être émise pour garantir la stabilisation du climat aux objectifs fixés par les conventions internationales. Le même type d'approximation pourrait être adopté, en utilisant les résultats de modèles globaux de type DICE (Dynamic Integrated Climate-Economy) (Newbold, 2010) qui compareraient les résultats économiques en termes de scénario « Business as usual » et de scénario « bas carbone ».

Cependant, l'estimation de la valeur sociale du C fait l'objet de nombreuses critiques. En effet, cette approche vise à estimer les coûts réels que devra supporter la société si le dommage advient. Il convient donc d'internaliser ces pertes potentielles de biens de référence, c'est-à-dire de faire prendre en charge par les acteurs économiques leurs externalités négatives. Cette approche permet d'estimer les dépenses maximales qu'il est légitime d'engager, du point de vue de l'efficacité économique, pour éviter ou compenser ces dommages. Or, la fonction de dommage liée à l'émission d'une tonne de C supplémentaire dans l'atmosphère n'est que très imparfaitement connue (à la fois au niveau de sa pente mais aussi de sa position). Les dommages se réalisant dans un futur éloigné, une grande incertitude pèse sur les calculs. Par ailleurs, les calculs ne sont réalisés que sur les dommages les mieux compris et les plus facilement calculables. La valeur sociale risque donc d'être sous-évaluée et donc mal internalisée, et partant, mal prise en compte dans les choix des agents.

Evaluation par la valeur tutélaire du carbone ou le coût d'opportunité

La valeur du C retenue par la commission présidée par A. Quinet (2009) a été déterminée de manière à s'inscrire dans une démarche coût-efficacité. L'approche coût-efficacité considère un objectif de réduction des émissions déjà défini *ex-ante*. La valeur tutélaire du C dépend alors de deux variables : le niveau de l'objectif de réduction des émissions et l'évolution des technologies disponibles pour réduire les émissions. Cette méthode cherche donc à répondre à la question suivante : Quel doit être le prix du C à fixer par pour obtenir une réduction donnée des émissions ?

Cette méthode n'est pas considérée comme la meilleure dans un objectif d'optimisation du bien-être des populations (« *first-best* »), mais elle est considérée comme plus robuste que la méthode des coûts des dommages car elle permet de s'abstraire de la définition d'hypothèses sur l'évolution des dommages futurs, et donc de faciliter l'exercice d'actualisation. Elle réduit donc l'incertitude liée à l'estimation de la perte économique associée à ces dommages. Elle est considérée comme théoriquement fondée si les objectifs de réduction représentent de manière appropriée les préférences des agents. Sous cette hypothèse, le coût marginal d'évitement associé à la réduction des émissions peut être interprété comme la valeur du consentement à payer des agents pour un objectif de réduction des émissions donné. Cette méthode est également celle qui a été retenue au niveau européen pour l'évaluation des externalités associées aux transports (Ricardo AEA, 2014).

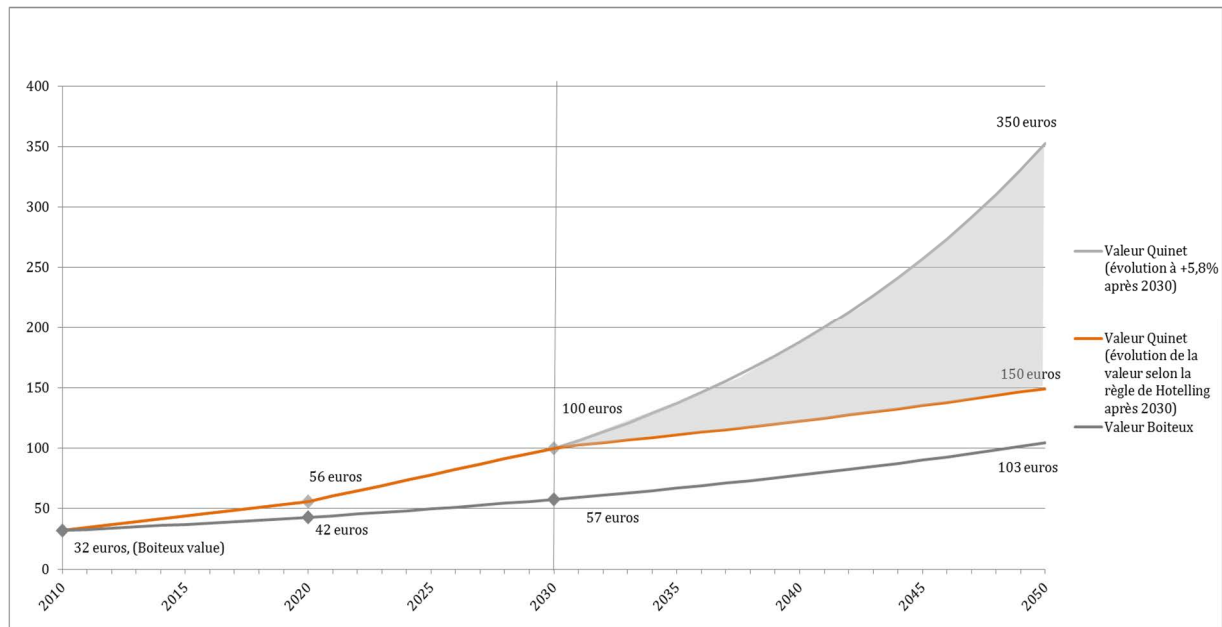
La commission Quinet (2009) définit donc la valeur tutélaire du C sans définir de trajectoire optimale de la valeur sociale du C, mais comme le coût d'opportunité² d'atteindre un objectif d'atténuation à un horizon donné. Pour identifier la trajectoire de la valeur incitant les agents à s'adapter et à atteindre des objectifs, la commission a utilisé et arbitré entre trois modèles de simulation (POLES, GEMINI E3 et IMACLIM-R qui sont respectivement un modèle d'équilibre partiel, un modèle d'équilibre général calculable et un modèle hybride). La commission a ensuite cherché à s'adapter à la valeur tutélaire du C anciennement déterminée dans le rapport Boiteux (CGP, 2001) et utilisée dans la convention cadre relative aux infrastructures de transport. Cette convention préconisait une valeur de 27€₂₀₀₈/tCO₂ pour la période 2000-2010 (soit 100€/tC³). Le consensus a donc été de fixer la valeur du C à partir de la valeur Boiteux à partir de 2010, pour atteindre la valeur pivot de 100€₂₀₀₈/tCO₂ en 2030. Ce scénario dévie de la règle de Hotelling³ mais a été justifié comme permettant la transition d'une valeur à l'autre, en relâchant la pression sur la croissance économique. Puis la valeur évolue au-delà de 2030, selon la règle de

² Manque à gagner potentiel entre deux investissements ou deux types de financement (coût de la non-réalisation d'un investissement au profit d'un autre) : le coût d'opportunité mesure la perte des biens auxquels on renonce en affectant les ressources disponibles à un autre usage.

³ La croissance de la valeur du carbone au taux d'actualisation.

Hotelling⁴, c'est à dire en suivant le taux d'actualisation. Sous ces hypothèses, la valeur du C passe dans un premier temps de 32€₂₀₁₀/tCO₂ en 2010 à 100€₂₀₁₀/tCO₂. Etant donnée l'incertitude pesant sur le long terme (révision des engagements ou progrès technique), la commission a choisi de donner une valeur comprise entre 150 à 350€₂₀₁₀/tCO₂ à l'horizon 2050 (figure 8-12-18).

Figure 8-12-18. Trajectoire de la valeur tutélaire du CO₂ définie dans le rapport Quinet (2009) et Boiteux II (CGP, 2001)



D'autre part, même si la valeur initiale du C est proche de celle recommandée dans le rapport Boiteux (CGP, 2001), le taux de croissance de cette valeur améliore significativement la prise en compte de l'effet de serre dans les évaluations socioéconomiques. En effet, cette valeur a été pensée pour ne pas être « écrasée » par le taux d'actualisation au fur et à mesure que l'horizon temporel s'allonge. Ceci fait référence à l'augmentation du prix relatif du C. En effet, une contrainte sur l'environnement peut être compatible avec un taux d'actualisation élevé, si par ailleurs l'évolution des prix des biens environnementaux est correctement prise en compte. Pour les actifs environnementaux donc, le véritable enjeu ne se situe pas dans l'actualisation (puisque certains projets de développement n'auront aucun effet à très long terme) mais dans leur évaluation économique. Le prix relatif de l'environnement devrait donc croître sur le long terme. Au final lorsque l'on évalue des biens environnementaux dans un calcul économique, trois paramètres sont à prendre en compte :

- le taux d'actualisation, rendant compte de la préférence pour le présent⁵, de la croissance économique et de l'élasticité marginale de la consommation ;
- Une modification dans le système de prix relatifs en renchérissant le coût environnemental à un certain rythme traduisant une valorisation de l'environnement sans cesse plus forte (donc évaluation des coûts pour un impact négatif sur l'environnement) ;
- Enfin, une décroissance du taux d'actualisation à très long terme (au-delà de 30 ans).

Ce calcul permet à la puissance publique d'appréhender les conséquences des projets, d'arbitrer entre les projets envisagés et de faire des choix cohérents avec les objectifs fixés dans la stratégie nationale. Cependant la valeur du C devrait être révisée régulièrement de manière à prendre en compte l'évolution des objectifs de réduction des émissions et l'évolution du progrès technique. Selon le rapport Quinet (2013), cette révision devra concerner trois points :

⁴ La règle d'Hotelling indique que, sous certaines conditions, le prix d'une ressource augmente au rythme du taux d'intérêt (qui équivaut au taux d'actualisation).

⁵ En micro-économie, la préférence pour le présent des individus traduit le rapport de la préférence à une valeur de consommation aujourd'hui à la préférence d'une consommation future.

(1) Révision du niveau de la cible à atteindre en 2030 selon les évolutions des engagements politiques de réduction des émissions de CO₂ ;

(2) Révision des règles de croissance à appliquer à la valeur carbone notamment sur la période de transition ne suivant pas la règle de Hotelling⁶ ;

(3) Articulation avec le taux d'actualisation public intégrant le risque.

Malgré tout, comme indiqué dans le rapport Quinet (2013) : « *La valeur tutélaire du C n'est pas le fruit du résultat d'un calcul mais bien celui d'un arbitrage, assumé comme tel, cherchant à tenir ensemble les arguments plus ou moins convergents défendus par les différentes parties en présence* ». En effet, plusieurs arbitrages ont été faits, notamment celui de baser la valeur sur la valeur Boiteux II (CGP, 2001) et sur l'évolution de la valeur.

Au niveau européen, les valeurs utilisées sont assez disparates. Kuik *et al.* (2009) ont réalisé une méta-analyse des valeurs estimées à partir de la même méthode sur 26 études. Les études sont basées sur les mêmes objectifs de réduction que la commission Quinet (2009), *i-e* les objectifs de la United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). Les estimations de coûts, établies en euros 2005, sont égales à 129€/tCO₂ en 2025 (dans un intervalle 69€ – 241€) et 225€/tCO₂ en 2050 (128€ – 396€). En utilisant un taux d'actualisation de 3%, et en convertissant les données en euros 2010, le cabinet de conseil Ricardo AEA (2014) établit une valeur comprise entre 48 € et 168 €/tCO₂, avec une valeur centrale de 90€, soit une valeur plus élevée que celle du rapport Quinet (2009) qui pour 2014 préconise une valeur de 45€/tCO₂.

Cependant, étant donné qu'elle constitue la valeur utilisée pour l'ensemble des investissements publics en France, il paraît approprié d'utiliser la valeur tutélaire établie par Quinet (2009) pour évaluer le SE de régulation du climat global rendu par les écosystèmes agricoles, surtout si l'évaluation se fait dans le cadre de la comparaison avec d'autres secteurs (ex: intégration de l'évaluation de la perte de services dans l'analyse coût-avantage de projets de développement, Tardieu *et al.*, 2013 par exemple).

8.12.3.2. Difficultés et limites

Evaluer économiquement le stock de carbone et/ou les flux ?

L'objectif poursuivi par l'évaluation est important à clarifier : cherche-t-on à évaluer le stock de C par les écosystèmes agricoles, ou les flux de C séquestré dans ces écosystèmes ? Dans le premier cas, le stockage à long terme est considéré comme une fonction de protection du stock contribuant à retarder l'effet de serre, alors que dans le second, on ne se focalise que sur la séquestration supplémentaire durant une période temporelle donnée (Chevassus au Louis *et al.*, 2009).

Cette distinction présente une importance capitale, dans la mesure où les quantités de C évaluées sont d'ordres radicalement différents. De plus, cette distinction pose la question de la permanence du stockage : rien n'indique en effet que la quantité stockée à l'année t par l'écosystème agricole le sera pour toujours. Or, le prix du C s'applique généralement à une tonne qui ne sera jamais émise. L'évaluation d'un flux annuel de C séquestré permet de mettre de côté cette question : ce qui est émis par le système est considéré comme un flux à effet négatif sur le climat.

Choisir d'évaluer le stock vs. le flux d'un écosystème dépend donc aussi probablement des menaces ou des mutations qui pèsent sur cet écosystème : si un écosystème est menacé de disparition, par le biais d'un changement radical d'usage du sol par exemple, alors chercher à évaluer le stock permet de prendre en compte la quantité séquestrée qui risque d'être émise dans l'atmosphère. Si on s'intéresse plutôt à des changements de pratiques ou à des menaces plus marginales sur l'écosystème, alors une analyse en termes de flux est probablement plus pertinente.

EFESE-écosystèmes agricoles ne traite pas des changements radicaux d'écosystèmes, ce qui plaide plutôt en faveur de la considération des flux de C. Cependant il pourrait être souhaitable d'établir une comptabilisation et une évaluation des deux types de composantes, à savoir d'une part la fonction de séquestration annuelle du C

⁶ La règle de Hotelling conduisait à une valeur initiale élevée. L'arbitrage s'est fait entre des arguments préconisant une valeur élevée comme des ambitions écologiques élevées du Grenelle de l'environnement, ou arguments théoriques autour du principe de précaution et des signaux prix faibles sur le marché des ETS.

permettant de réduire la quantité de polluant présente dans l’atmosphère, et d’autre part la fonction de protection qu’offre le stockage du C à long terme.

Question du scénario de référence

Au-delà de la seule évaluation du SE de régulation du climat global par les écosystèmes agricoles, l’analyse économique évite habituellement d’évaluer la valeur totale d’un SE. Il est plutôt dans la culture de cette discipline de s’intéresser à la valeur additionnelle (ou perdue) par la mise en œuvre d’une mesure de politique publique, un choc économique ou un changement de comportement. Ainsi, l’analyse économique travaille plutôt sur la base de la comparaison de scénarios pour évaluer la valeur d’un SE. La valeur estimée représente donc la différence entre la fourniture de SE dans un scénario de référence, et la fourniture dans un scénario alternatif.

Cette distinction, qui provient de la nature marginaliste de la science économique (on raisonne en fonction d’une modification de comportement ou de contexte, rarement dans l’absolu) pose ici la question de l’additionnalité : un niveau de SE qui est rendu par les écosystèmes agricoles sans incitations concernant la gestion de ces écosystèmes doit-il être évalué de la même manière qu’un niveau service écosystémiques généré par une intervention publique ou en réponse à une modification de contexte ?

Emissions nettes (intra secteur, et inter secteurs)

En lien avec la question « Faut-il évaluer le stock de C et/ou les flux ? » se pose la question de l’évaluation économique de la valeur du SE et de valeur/coût des impacts c.-à-d. du bilan net de GES.

Ainsi, il serait important de calculer, au-delà des flux de C séquestrés, un indicateur de valeur/coût des émissions nettes, afin de le comparer à la valeur du SE. Cependant, évaluer les émissions nettes (séquestration et émissions incluses), nécessite de bien définir le périmètre d’analyse. La question de la substitution énergétique peut être intéressante à évoquer (l’usage des résidus à usages énergétiques, par exemple, doit-il être pris en compte par le système agricole ou le système de production énergétique ?).

8.12.3.3. Données et mise en œuvre pour les écosystèmes agricoles français

Comme évoqué plus haut, une question essentielle est de savoir si l’on cherche à évaluer économiquement les flux de C entre l’écosystème et l’atmosphère et/ou le C stocké par cet écosystème en tant que fonction de protection contribuant à retarder l’effet de serre.

Dans le cas où seuls les flux sont étudiés, l’évaluation économique du service (*Vflux*) sur une période T considérée prendrait la forme suivante :

$$Vflux = \sum_{t=0}^T \frac{VE_t \times CNS_t}{(1 + a)^t}$$

avec VE_t , la valeur économique de la tonne de CO_2 considérée à l’année t (en euros constants), CNS_t la quantité nette de C séquestrée dans l’écosystème agricole (en termes physiques) à l’année t , et enfin a le taux d’actualisation public⁷. La littérature sur les SE s’arrête en général à ce stade, et n’évalue ainsi que des variations de séquestration.

Dans le cas où les stocks sont évalués, il est nécessaire de prendre en compte la question de la non permanence du stockage : une tonne stockée à l’instant t ne le sera pas nécessairement pour toujours. Une manière de prendre en compte la non permanence serait d’évaluer la part de la quantité totale de C stocké non menacé par un changement de pratiques ou d’écosystèmes, et le reste ne serait associé à aucune valeur puisque non stocké à long terme. Il s’agirait donc de n’évaluer que la fraction du capital stocké à très long terme (au moins 30 ans). Le rapport Chevassus-Au-Louis *et al.* (2009) propose, dans le cas des forêts, une part du capital stocké à très long

⁷ Lebègue *et al.*, (2005) fixaient ce taux à 4%. Quinet *et al.*, (2013), préconisent l’utilisation d’un taux d’actualisation fixé à 4,5% intégrant le risque systémique propre aux projets, puisque les avantages de ceux-ci dépendent de l’activité économique.

terme de l'ordre de 25 % pour le stock dans la biomasse (ligneuse) et 75 % du C souterrain. Dans le cas des écosystèmes agricoles de grandes cultures et prairies, l'évaluation de la partie aérienne semble peu réaliste. Pour ce qui est du stock dans les sols, le pourcentage du stock mobilisé à très long terme serait à définir. Dans ce cas, l'évaluation de la fonction de protection pourrait se faire de la manière suivante :

$$V_{stock} = \sum_{t=0}^T TR \times \frac{VE_t \times CS_t}{(1+a)^t}$$

où TR représente le taux de rémunération retenu pour ce capital immobilisé à très long terme, VE_t la valeur économique de la tonne de CO_2 considérée à l'année t (en euros constants), CS_t la part du stock considéré comme immobilisé à très long terme par l'écosystème, et a le taux d'actualisation public.

Le rapport Chevassus-au-Louis *et al.* (2009) proposait à l'époque un taux de rémunération égal à 4%, soit un taux égal au taux d'actualisation, considérant qu'il s'agissait d'estimer le prix que l'on accorde à retarder un dommage donné, et donc à estimer une préférence pour le présent.

Conclusion

Au total, il nous semble que :

- étant donné les diverses variétés de tarification C existantes, l'usage du prix tutélaire du C semble être le meilleur compromis, qui permet en outre d'assurer une comparabilité importante avec d'autres études impliquant une valorisation du C en France ;
- à la vue des difficultés relatives à la question de la non permanence des stocks de C, la comptabilisation des flux d'émissions nets de l'écosystème devrait être considérée en priorité ;
- si les stocks totaux de C sont retenus, il apparaît important de garder en tête les difficultés d'évaluation recensées dans cette note, et de mener des analyses de sensibilité sur les paramètres clés de la comptabilisation (part du C stocké à très long terme notamment).

Annexes.

Notes techniques pour l'évaluation des SE

Annexe 8-A. Plan de simulation STICS-PaSim pour l'évaluation des SE liés aux cycles de l'eau, du carbone et de l'azote

Experts coordinateurs : Julie Constantin, Olivier Therond

Mise en œuvre de l'évaluation : Julie Constantin, Eric Casellas, Anne Meillet, Thomas Poméon, Hélène Raynal, Anne-Isabelle Graux, Laetitia de Sousa, Christine le Bas, Raphaël Martin, Rémi Resmond, Dominique Ripoché

Cartographie : Anne Meillet

Analyse des résultats : Julie Constantin, Anne Meillet

Sommaire

A. Présentation générale du plan de simulation.....	526
B. Unités et paramètres pédoclimatiques.....	528
C. Choix des séquences de culture et de prairies simulées.....	530
C.1. Caractérisation des types de séquences et extrapolation des surfaces de séquences non reconstituées..	531
C.2. Caractérisation des séquences de prairies.....	533
C.3. Sélection des rotations/séquences dominantes simulées avec STICS et PaSim.....	534
D. Détermination des systèmes de grandes cultures.....	540
D.1. Choix de la gestion de l'interculture et des cultures intermédiaires.....	540
D.2. Choix des variétés, dates de semis et récolte.....	541
D.3. Gestion de la fertilisation azotée.....	542
D.4. Gestion des résidus de cultures : exportation et enfouissement de la biomasse.....	544
D.5. Travail du sol.....	545
D.6. Gestion de l'irrigation.....	545
D.7. Ajustement des dates de début et de fin de simulation par culture.....	546
E. Caractérisation des modes de conduite des prairies.....	547
E.1. Modes d'exploitation et part de légumineuses par type de prairie.....	547
E.2. Chargement et types d'animaux.....	549
F. Jeux de simulation pour les grandes cultures.....	552
G. Variables de sortie et analyse des résultats pour les grandes cultures.....	554
G.1. Procédures de changement d'échelle.....	554
G.2. Stratégie d'analyse des résultats de simulation.....	556
Références.....	558
Complément 1 : paramètre sol pour STICS à partir de la BDGSF.....	559
Complément 2 : méthode d'estimation des cellules sous secret statistique, dans le RPG 128 classes au département et au canton.....	560
Complément 3 : Liste des cas particuliers de 1 ^{ère} et deuxième séquences dominantes non classées et mode de traitement dans le plan de simulation STICS/PaSim.....	563
Complément 4 : Modes d'exploitations des prairies.....	564
Complément 5 : Description de la base de données INRA sur les séquences et rotations de culture en France.....	566
Complément 6 : Règles de décision EFESE pour les dates de début et fin de chaque culture des séquences GC..	568
Complément 7 : figures complémentaires.....	571

SE concernés par ce plan de simulation :

- Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées (section 8.7)
 - Stockage et restitution de l'eau bleue (section 8.7)
 - Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées (section 8.8)
 - Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote (section 8.11)
 - Régulation du climat global (section 8.12)
- + quantification de la part de la production végétale permise par les SE de régulation de l'azote et de restitution de l'eau (section 10.1)

A. Présentation générale du plan de simulation

Le plan de simulation est déployé sur toute l'étendue de la France métropolitaine (exceptée la Corse). Les simulations ont été réalisées à la résolution spatiale d'**unités pédoclimatiques (UPC)**, unités de surface considérées homogènes en termes de type de sol et de climat. Les UPC correspondent à l'intersection spatiale entre les Unités Cartographiques de Sol (UCS) issues de la Base de Données Géographiques des Sols de France (BDGSF) au 1/1 000 000^{ème} et les mailles 8 km x 8 km du modèle climatique SAFRAN. Le territoire métropolitain est ainsi découpé en 30 966 UPC. La surface moyenne des UPC, de taille très variable, est de 1772 ha. *In fine*, 23 149 UPC ayant au moins 100 ha de surface RPG ont été considérées dans EFESE-écosystèmes agricoles (Figure 1). La surface RPG de ces UPC représente 99.19% de la surface totale RPG¹ en France, tous groupes de cultures confondus.

Chaque unité de simulation est définie par une UPC, un type de sol et un système de culture et/ou prairial (qui incluent une séquence de culture ou prairie et les pratiques agricoles ou modes d'exploitation associés).

Pour les grandes cultures, les rotations sont sélectionnées sur chaque maille pédoclimatiques à partir des données sur les séquences de culture issues du traitement du Registre Parcellaire Graphique (RPG) sur la période 2006-2012. Les séquences de culture 2006 - 2012 des départements de l'Isère, du Jura et de la Corse n'ont pas pu être reconstituées du fait de la mauvaise qualité du RPG de ces départements pour une ou plusieurs années. Les pratiques culturales sont déterminées à l'échelle régionale, par culture à partir de l'analyse des enquêtes Pratiques culturales de 2006 et de 2011 du Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du ministère en charge de l'Agriculture.

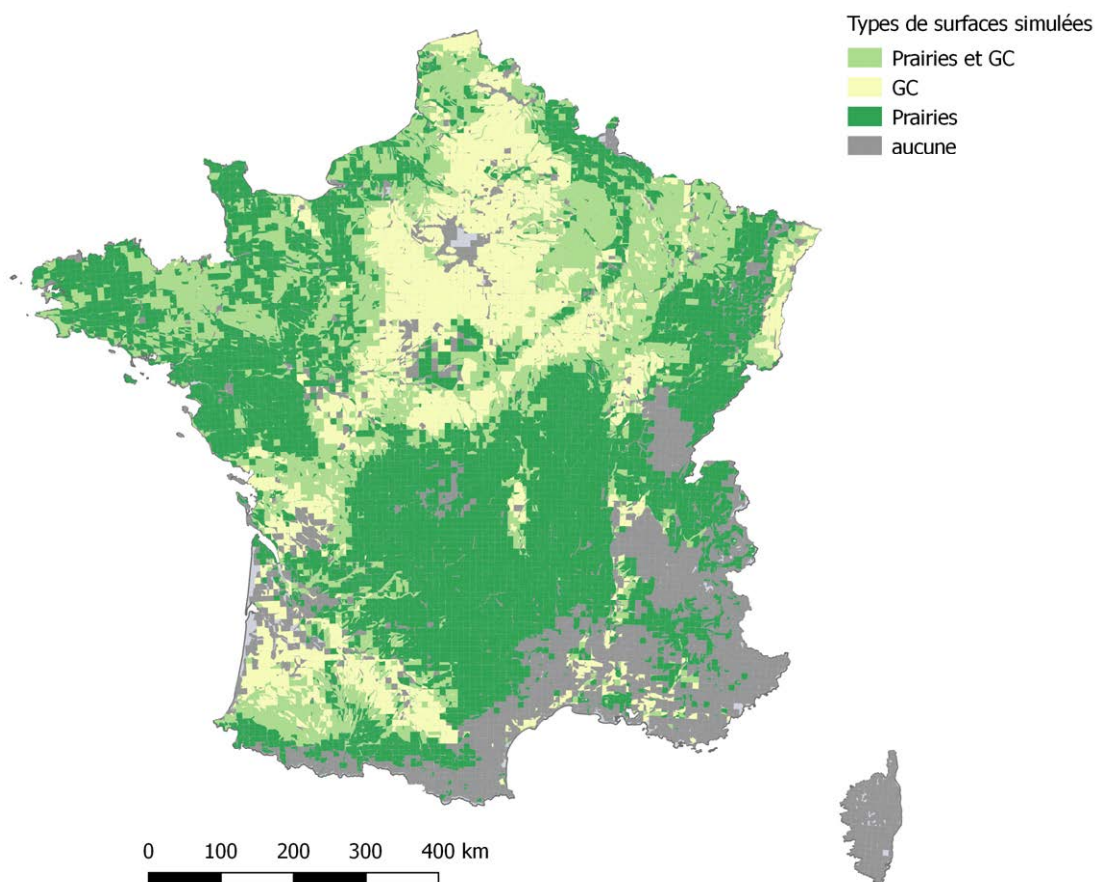
Pour les prairies permanentes et temporaires, les types de prairies sont également définis par l'analyse des séquences de couverts végétaux issus des traitements des RPG 2006 à 2012. Les modes de production des différents types de prairies dans les différentes situations pédoclimatiques ont été attribués à partir du traitement des résultats de l'enquête du SSP sur les prairies de 1998, qui ont notamment servi de données de référence pour le développement du dispositif ISOP (Information et Suivi Objectif des Prairies) de l'INRA.

L'étendue temporelle de simulation correspond aux **30 années** entre 1983 et 2013 inclus. L'objectif est de prendre en compte les effets de la **variabilité climatique** interannuelle sur les variables examinées. Les années 1981 et 1982 ont également été utilisées afin de simuler un état initial réaliste du stock d'eau et d'azote minéral du sol en 1983. La mise à l'équilibre du modèle PaSim se fait quant à elle sur 5 ans (de 1979 à 1983, voir ci-dessous).

¹ Le RPG représente 95% de la SAU total, et 97% environ de la SAU en grandes cultures, prairies et STH.

Figure 1. Distribution des Unités pédoclimatiques considérées dans le dispositif d'évaluation d'EFESE-écosystèmes agricoles selon le type de surfaces simulées

Seules les unités pédoclimatiques avec au moins 100 ha de surface RPG en 2012 ont été conservées.



Des **simplifications** ont été réalisées afin de réduire le nombre de simulations pour assurer la compatibilité de la mise en œuvre des modèles avec les moyens et le temps disponibles dans l'étude, et en adéquation avec les performances des modèles STICS et PaSim (dans les deux cas sans calibration spécifique).

Malgré ces simplifications, seuls les résultats obtenus avec le modèle STICS ont pu être exploités dans le temps imparti à l'étude. De ce fait, les SE évalués à l'aide de ce dispositif n'ont été quantifiés que pour les systèmes de grande culture. La mise en œuvre du modèle PaSim et le traitement des résultats relatifs aux prairies constituent l'un des prolongements de l'étude, réalisé fin 2017-début 2018 avec l'appui de l'UMR Inra UREP qui dispose de l'expertise technique sur ce modèle.

Les simulations numériques pour STICS ont été réalisées *via* la plate-forme RECORD² de l'Inra, qui propose une bibliothèque de modèles (parmi lesquels STICS) et un accompagnement à l'utilisation de ces modèles et au traitement des données manipulées (génération du plan d'expérience, parallélisation des simulations, pré-traitement des sorties).

Dans l'étude EFESE-EA nous cherchons à représenter les systèmes de culture dominants, en termes de surface, dans les UPC. Pour cela nous cherchons à identifier des patrons de séquences dominantes et des pratiques de fertilisation associées (voir sections suivantes). Pour assurer la sélection de séquences de culture dominantes (vs. minoritaires et cas particuliers) nous analysons les séquences au sein des UPC présentant une surface RPG d'au moins 100 ha. Ce seuil (arbitraire) permet d'assurer que lorsque l'on sélectionne des séquences qui représentent 10 % de la surface RPG d'une UPC ces séquences représentent au moins 10 ha dans l'UPC. Ce seuil permet également de ne conserver dans l'analyse que des UPC qui ont une surface significative (représentant 99,19 % de la surface RPG au total) de surfaces agricoles.

² <https://www6.inra.fr/record/Presentation>

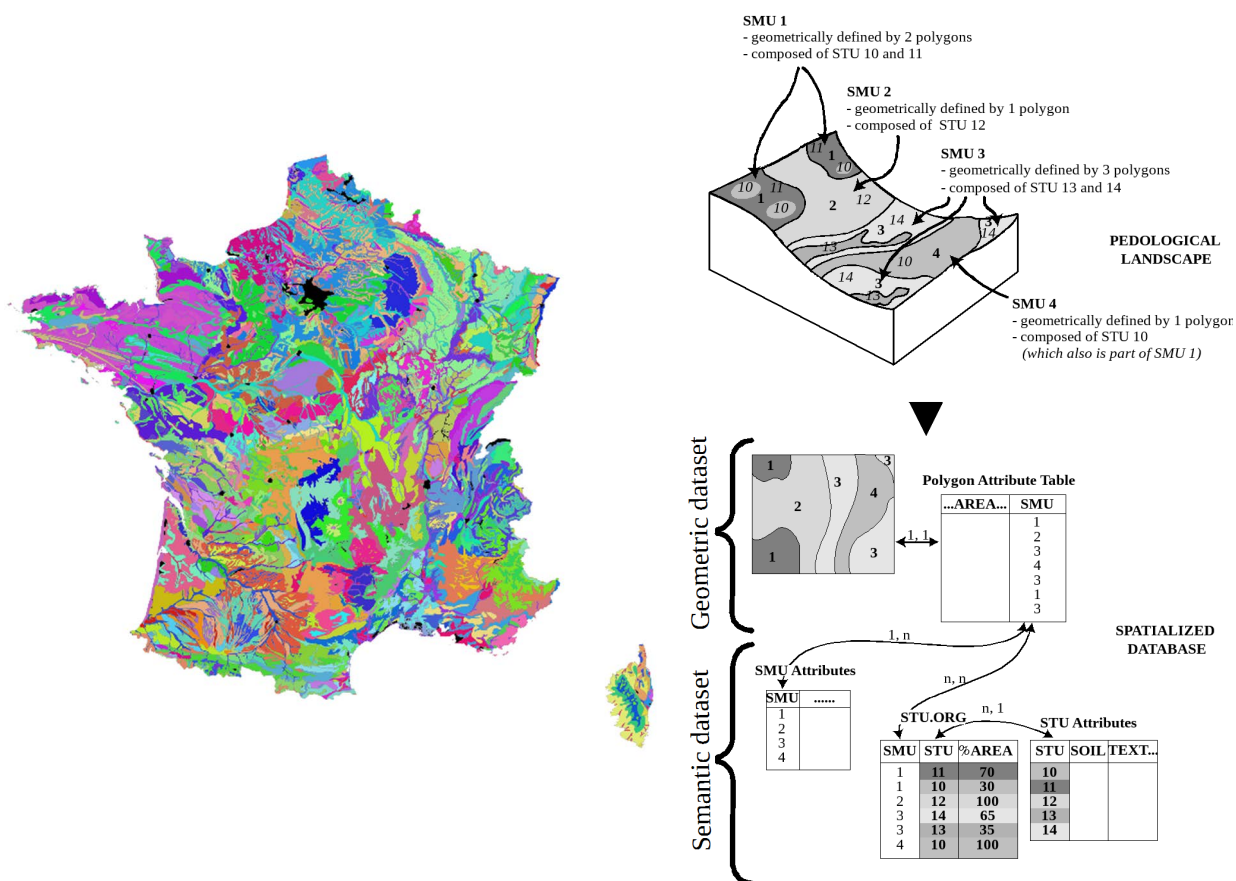
B. Unités et paramètres pédoclimatiques

Pour le climat, les données météo SAFRAN sur maille (8×8 km ; 8 987 mailles), produites par météo France, ont été récupérées auprès de l'US Inra Agroclim³, qui coordonne au niveau de l'INRA la diffusion et l'utilisation de ces données. Chaque maille est définie par :

- les données caractérisant le point de grille (latitude, longitude, altitude), à partir desquelles sont créés les fichiers « station » de STICS ;
- les données météo pour chaque maille sur 1979-2013 de températures (°C), pluviométrie (mm), évapotranspiration potentielle (mm) et rayonnement global (J/m²).

Concernant les sols, la BDGSF a été fournie par l'unité de l'Inra Infosol, qui coordonne plusieurs systèmes d'information sur les sols. Elle est composée de 318 UCS réparties sur 3489 polygones de tailles très variables, de 10 à 827 607 ha. Chaque polygone sur le territoire français est décrit par une UCS, qui est donc associée à un ou plusieurs polygones. Chaque UCS comprend de 1 à 6 Unité Typologique de Sol (UTS) qui ne sont pas spatialement explicites, mais dont la part de la surface dans l'UCS est renseignée (Figure 2).

Figure 2. A gauche les UCS de la BDGSF, à droite l'organisation des UTS (STU en anglais) dans les UCS (SMU en anglais)



Pour les UCS comprenant plusieurs UTS, le choix est fait de sélectionner le nombre d'UTS minimum pour couvrir au moins **70 % de la surface de l'UCS**. Ce choix aboutit à la sélection de 158 UCS à 1 UTS, 156 UCS à 2 UTS et 4 UCS à 3 UTS, soit un total de 482 UTS (sols différents) répartis dans 318 UCS (Tableau 1).

³ <https://www6.paca.inra.fr/agroclim>

Tableau 1. Nombre d'UCS à X UTS pour couvrir différentes surfaces de l'UCS

Surface à couvrir dans l'UCS	Nombre d'UCS (sur 318) avec					Nombre total d'UTS
	1 UTS	2 UTS	3 UTS	4 UTS	5 UTS ou +	
100%	22	<u>126</u>	<u>121</u>	<u>62</u>	19	980
95%	22	<u>104</u>	<u>141</u>	<u>46</u>	5	862
90%	43	<u>126</u>	<u>128</u>	21	0	763
85%	44	<u>134</u>	<u>133</u>	7	0	739
80%	51	<u>237</u>	29	1	0	616
75%	51	<u>242</u>	24	1	0	611
70%	<u>158</u>	<u>156</u>	4	0	0	482
65%	<u>160</u>	<u>156</u>	2	0	0	478
60%	<u>170</u>	<u>147</u>	1	0	0	467
55%	<u>170</u>	<u>147</u>	1	0	0	467
50%	<u>306</u>	12	0	0	0	330

En croisant les mailles SAFRAN et les polygones des UCS de la BDGSF, on obtient 30 966 polygones de taille très variables, de moins de 0,01 à 6400 ha. Parmi ces **30 966 unités pédoclimatiques (UPC)**, 29 759 intersectent un ou plusieurs ilots RPG 2012. Les UPC dont la surface de RPG en 2012 est inférieure à 100 ha, soit 6610 UPC, n'ont pas été retenues dans les traitements présentés ci-après. Ces UPC contiennent 0,81 % des surfaces RPG 2012. Au final, **23 149** UPC ont été conservées dans le plan de simulation EFESE-EA.

Par souci de simplification, les UPC sont représentées **sans pente**. Dans les simulations, les flux de ruissellement n'ont donc pas été représentés. Les analyses réalisées sur les SE relatifs aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau sont donc représentatives des écosystèmes de grandes cultures et de prairies dans des situations topographiques à très faibles pentes. De manière à évaluer le niveau d'incertitude lié à cette simplification, les statistiques sur les associations séquences/pentes, via un traitement sur le RPG et un modèle numérique de terrain, serait à réaliser.

Les **caractéristiques et propriétés des sols** ont été renseignées à partir de l'application de règles de pédotransfert sur les données qualitatives de la BDGSF sur les caractéristiques et propriétés des **UTS** (cf. (Complément 1)). Ce travail a été réalisé par l'US Inra Infosol qui a fourni les paramètres des fichiers « sol » utilisés dans EFESE-EA.

Enfin, étant donné le manque de données sur les états initiaux (premier jour de simulation) hydrique et en azote minéral des sols et leur grande variabilité dans le temps et l'espace, une procédure classique de mise à l'équilibre des sols est réalisée : deux années de simulation pour STICS et cinq années de simulation pour PaSim sont réalisées « à blanc » pour estimer ces états initiaux. L'état initial des sols en terme de carbone organique provient des données de Mulder *et al.*, 2015, 2016 (Cf. section 8.12). Du fait de la non compatibilité de la couche d'occupation du sol (ECOCLIMAP) utilisée dans Mulder *et al.* (2015, 2016) avec celle du RPG utilisé dans EFESE-écosystèmes agricoles, les données par maille de 90 m de Mulder *et al.* (2015, 2016) ont été moyennées par UPC et par type de couverts considérés par ces auteurs : *grandes cultures* et *prairies permanentes*. Étant donnée la difficulté à associer la classe *prairie permanente* de Mulder *et al.* (2015, 2016) à une durée de prairies données, la comparaison visuelle de la distribution des prairies permanentes dans ECOCLIMAP et des prairies temporaires de différentes durées dans la base de données des séquences de prairies issues du RPG a conduit à considérer que la classe *prairie temporaire d'au moins 3 ans* était la plus proche du concept de *prairies permanentes* dans Mulder *et al.* (2015, 2016). De ce fait, par UPC concernée, pour tous les types de sol, une seule teneur de carbone organique a été considérée pour chacune des deux classes (i) les grandes cultures et (ii) les séquences contenant des prairies dont la durée est supérieure ou égale à 3 ans (Cf. section 8.12). Les teneurs d'azote organique dans les sols associés ont été estimées en utilisant le ratio C/N de chaque UTS.

C. Choix des séquences de culture et de prairies simulées

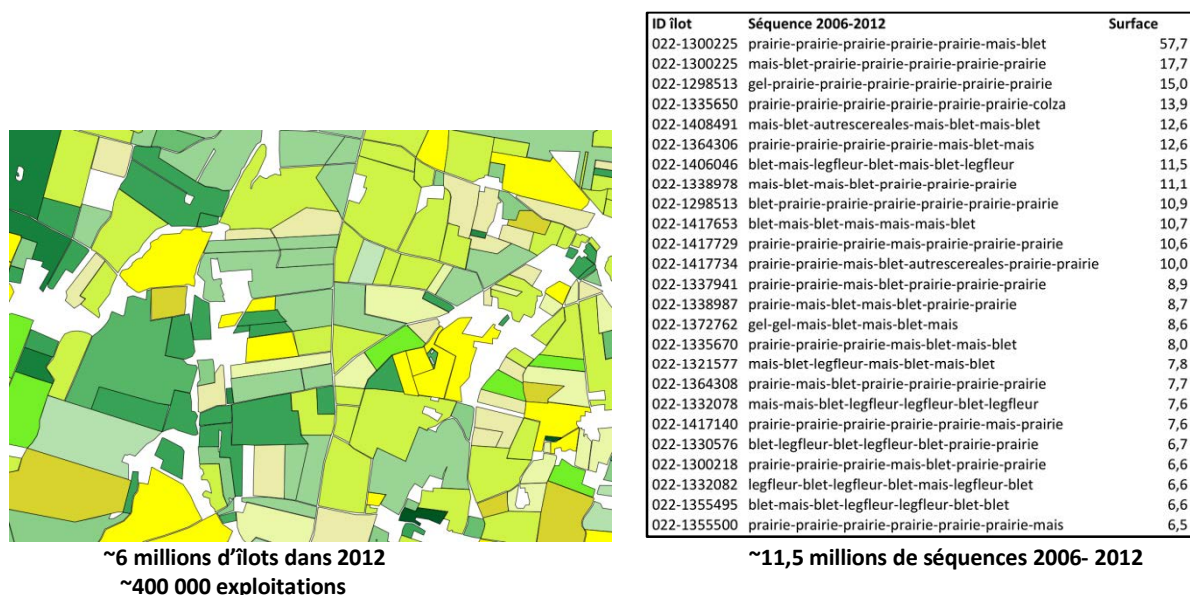
En ce qui concerne les grandes cultures (GC), afin d'assurer la qualité des résultats de simulations, seules les huit cultures pour lesquelles STICS possède un paramétrage fiable et robuste à la variabilité pédoclimatique et aux pratiques ont été conservés dans le dispositif de simulation : le **blé tendre d'hiver**, le **colza**, le **tournesol**, le **maïs grain**, le **maïs ensilage**, la **betterave sucrière**, le **pois de printemps** et le **pois d'hiver**.

En ce qui concerne les prairies, trois types de surfaces en herbe ont été simulées par PaSim : **prairies temporaires**, **prairie permanentes peu productives** et **prairies permanentes productives**. Du fait de la faible fiabilité des classements en groupes de culture "prairies permanentes" et "prairies temporaires" des surfaces en herbe du RPG (Faiq *et al.*, 2013), cette information n'est pas utilisée directement mais est estimée *via* l'analyse des séquences de culture.

Afin de prendre en compte la possible variabilité des résultats liée à la combinaison culture/année climatique due au choix de la culture initiale dans la rotation pour les simulations, chaque expression pourrait être simulée pour chaque tête de rotation pour une séquence de culture donnée (par ex. la rotation Blé – Maïs, serait simulée d'une part en commençant par un blé, et d'autre part par un maïs). Cependant, étant donné l'ampleur du plan de simulation, il a été décidé de ne pas simuler cet effet, en faisant l'hypothèse que la simulation sur 30 années permettrait déjà d'exprimer une grande partie de cette variabilité.

Les **séquences retenues** pour la simulation sont déterminées par UPC à partir de leur **croisement spatial avec les îlots culturels du RPG 2012**. La base de données sur les séquences de culture développées par l'UMR AGIR (INRA) à partir de l'analyse des RPG 2006-2012 fournit une description des séquences observées sur cette période au sein de chaque îlot du RPG pour chaque exploitation agricole française réalisant une déclaration PAC (Figure 3, Cf. chapitre 1). Elle associe également aux séquences de culture les plus fréquentes une rotation type de culture, déterminée via l'utilisation d'algorithmes de reconnaissance de la récurrence de patrons d'enchaînement de cultures. Ces rotations de culture couvrent la grande majorité des surfaces de grandes cultures en France (voir la description de la base de données en Complément 5).

Figure 3. Extraits du RPG 2012 et d'une liste de séquences de couverts végétaux cultivés issus du traitement des RPG 2006 à 2012.



La base de données sur les séquences fournit des informations sur les enchaînements de cultures (une par campagne), sur la base des 28 classes de culture pour lesquels l'information est accessible au grain de l'îlot cultural. Néanmoins ce regroupement en 28 classes ne permet pas de distinguer certaines cultures, pourtant d'importance pour le dispositif de simulation mis en place (distinction entre les types de fourrages, localisation de la production de betterave, distinction entre maïs grain et maïs fourrage, etc.). Afin de pallier à cette limite,

la base de données dite du RPG 128 classes a été mobilisée (voir Complément 2 pour le traitement des données issues de cette base). Cette base contient les surfaces du RPG agrégées selon une typologie plus fine de 128 classes de culture, mais au grain du canton de rattachement des exploitations renseignées dans le RPG. Cette base sert de référence pour extrapoler un certain nombre d'information, comme détaillé dans les paragraphes suivants.

Si un îlot se trouve à la croisée de plusieurs UPC, il est associé à l'UPC dans laquelle se trouve la plus grande proportion de sa surface. Chaque îlot est caractérisé par **une ou plusieurs séquences de culture** telles que reconstituées *via* le RPG, chaque séquence étant associée à une surface de l'îlot.

Afin de limiter le nombre de simulations, seules la ou les deux rotations – ou types de prairie – dominante(s) en termes de surface ont été sélectionnées par UPC. Une seule rotation – ou un seul type de prairie – a été sélectionnée par UPC si sa surface dans l'UPC est supérieure à 50 % de la surface RPG 2012 de l'UPC. Sinon, les deux (ou la seule) rotations – ou types de prairie – dominantes présentant chacune une surface supérieure à 10 % de la surface RPG 2012 de l'UPC ont été sélectionnées. La sélection d'une ou deux **rotations-types qui couvrent une part significative de la SAU de l'UPC** nécessite dans un premier temps d'identifier et préciser au mieux l'ensemble des séquences caractérisant chaque UPC et dans un deuxième temps de sélectionner les séquences dominantes des UPC.

C.1. Caractérisation des types de séquences et extrapolation des surfaces de séquences non reconstituées

Classification des séquences par grands types

Différents grands types de séquence ont été caractérisés dans la base de données des séquences observées (« brutes ») :

- **Séquence de cultures pérennes⁴** : séquence pérenne pure ou qui finit par pérenne.
- Séquence de **grandes cultures** (GC) : séquence GC pure ou culture pérenne puis GC. Les classes de cultures correspondant à des GC du RPG sont les suivantes : blé tendre, maïs (grain et ensilage), autres céréales, colza, tournesol, autres oléagineux, protéagineux, plantes à fibres, semences, gel, gel industriel, autres gels, riz, légumineuses à grains, autres cultures industrielles, légumes-fleurs. Dans les séquences mêlant des GC et du fourrage, dans un canton dans lequel la classe fourrage correspond en majorité à des cultures sarclées d'après le RPG 128 classe, le fourrage est considéré comme une GC (voir encadré 1).
- Séquence de **prairies** : séquences prairie pure ou culture pérenne puis prairie. Sont considérées comme prairies les classes « Prairies permanentes », « Prairies temporaires », et une partie de la classe « Fourrage » voir encadré 1).
- Séquence **d'estives/landes** : toute séquence où la classe estives/lande apparaît au moins une fois est classée en estives/lande.
- Séquence **mixtes** : GC puis prairie ou l'inverse.
- Séquence **divers** : les surfaces de séquences dans lesquelles "divers" apparaît plusieurs fois (au moins deux fois) sont exclues du champ de l'analyse. Les divers apparaissant dans des rotations flexibles avec du divers et des cultures de type GC sont supprimés.
- Séquence de **gel** : les surfaces en monoculture de gel (gel*) ou en rotation flexible avec seulement du gel et une autre culture (culture_f_gel) sont exclues du champ de l'analyse. Les gels apparaissant dans les autres rotations flexibles avec du gel et des cultures de type GC ont été supprimés.

La surface de chacun de ces types de séquences est détaillée dans le Tableau 2.

⁴ Vignes, vergers, arboriculture, fruits à coque, oliviers

Tableau 2. Nombre de séquences de chaque type

Type de séquence	Surface (ha)	% de surface	nombre de séquences	Nombre d'UPC avec ces séquences
Divers	363 782	1,7%	732 827	23 469
GC	10 405 750	47,5%	3 468 269	23 577
Dont gel	238 382	1.1%	278 027	15 567
lande	1 038 420	4,5%	169 522	7 077
mixte	2 828 625	13%	1 785 175	23 237
pérenne	292 469	1,3%	227 447	9 022
prairie	6 968 014	32%	2 431 467	23 704
Total	21 897 060	100,00%	8 814 707	

Encadré 1 : Désagrégation de la classe « Fourrage » du RPG 28 classes⁵

Dans le RPG 28 classes, la classe « Fourrage » regroupe des plantes sarclées et des surfaces en prairies artificielles de légumineuses, autrement dit des couverts relevant des catégories « GC » d'une part et « prairies » d'autre part. Cette classe a donc été désagrégée à partir des données du RPG 128 classes par canton, afin de distinguer :

- les fourrages de type « grande culture » (ci-après « fourrage-GC ») qui comprennent les classes « fourrage annuel » et « plantes sarclées » du RPG 128 classes ;
- les fourrage de type « prairie » qui correspondent aux surfaces « prairies artificielles » du RA2010 et qui comprennent les classes « légumineuses déshydratées » et les nouvelles surfaces de légumineuses fourrages (luzerne, sainfoin, trèfle) du RPG 128 classes.

L'analyse du RPG128 classes sur 2010-2012 à l'échelle du canton (échelle la plus fine disponible pour cette information) a permis d'identifier la part de Fourrage-GC et de Fourrage-prairie par canton. Cette information est ensuite transposée aux UPC : tous les fourrages d'une UPC se trouvant dans un ou des cantons où le fourrage-prairie est majoritaire seront considérés comme des fourrage-prairie (même chose pour les fourrage-GC). Par ailleurs nous considérons que dans une séquence donnée, un seul type de fourrage est présent. Cette désagrégation permet de re-classifier les types séquences entre les deux groupes de types de séquences GC et prairies : (i) une séquence comprenant des prairies et du fourrage-GC est considérée comme une séquence mixte de GC et prairie, (ii) une séquence mixte avec une (deux) année(s) de fourrage-GC aura une (deux) année(s) de prairie temporaire en moins, ce qui permet de recalculer la durée moyenne de prairie temporaire par UPC. Pour simplifier, une séquence comprenant des prairies et fourrage-prairies est affectée à l'une ou l'autre classe de prairie (temporaire ou permanente) uniquement suivant la dominance en nombre d'année de ces classes dans la séquence

Traitement des séquences partiellement reconstituées et extrapolation à l'ensemble des surfaces

La base de données des séquences inclut des séquences comportant des inconnues, c-à-d. des séquences pour lesquelles l'algorithme n'a pas permis de reconnaître la séquence de culture complète sur 7 ans (certaines années sont classées en « inconnu »). Ces séquences avec inconnue(s) représentent une surface de 4 423 058 ha, soit 17 % du total des surfaces de séquences, tous types confondus. Par ailleurs, sur une petite partie de la surface du RPG 2012, l'algorithme développée par l'UMR AGIR (INRA) n'a pas du tout permis de reconstituer de séquences. Pour pallier à ces surfaces non renseignées ou partiellement renseignées, les surfaces des séquences entièrement reconstituées ont été extrapolées aux surfaces RPG 2012 de l'UPC par catégorie de séquences. Autrement dit une homothétie des surfaces des séquences renseignées à l'ensemble des surfaces concernées a été réalisée. Cependant, cette extrapolation n'a été réalisée que dans les UPC dans lesquelles la surface renseignée représentée au moins 50 % des surfaces concernées.

Afin de caractériser le niveau de renseignement des UPC, la surface RPG 2012 en GC et prairies est comparée avec la surface en rotation GC, prairies et mixte. Si la surface des rotations est supérieure à 50 % de la surface

⁵ NB : Pour ces étapes de désagrégation de certaines classes de culture du RPG 28 classes *via* les données du RPG 128 classes, les surfaces de certains cantons qui se trouvaient sous secret ont été estimées en utilisant les données de surfaces des classes de cultures du RPG128 au niveau France entière et au niveau département. Ces dernières sont moins concernées par le secret que les données cantons. Les surfaces manquantes au canton, sont réparties au prorata des surfaces des classes de cultures du département. Une étape intermédiaire a été nécessaire afin d'estimer les surfaces en secret au niveau départemental. La méthode est détaillée en Complément 2.

RPG 2012 de l'UPC, cette dernière est considérée comme bien renseignée. 93 % des UPC ayant des surfaces en rotation prairies, grandes cultures et mixtes sont bien renseignées⁶.

Pour ces UPC qui sont suffisamment renseignées on extrapole les rotations aux surfaces non renseignées. La méthode d'extrapolation est la suivante : à l'échelle de l'UPC on fait une extrapolation des données sur les séquences de culture, au prorata de leur surface, aux surfaces déclarées dans les îlots du RPG de l'UPC non renseignée (autrement dit, on réalise une « homothétie » des surfaces des séquences au sein des UPC dans la limite des surfaces déclarées des îlots du RPG de cette UPC). Par exemple, si dans une UPC on a 10 ha de surfaces agricoles au total dont :

- 5 ha de séquence de GC,
- 3 ha de séquence de prairie,
- 1 ha de séquence de vigne et
- 1 ha non renseignés,

On augmente la surface des séquences GC de 5/9ème et la surface des séquences en prairie de 3/9ème afin de compléter l'ha non renseigné (reste 1/9 ème qui sera associé à la séquence de vigne et donc non pris en compte).

C.2. Caractérisation des séquences de prairies

L'analyse des séquences de couverts végétaux issus des traitements des RPG 2006 à 2012 a permis de déterminer au sein de chaque îlot du RPG 2012 le type et la surface des prairies considérant la typologie suivante (voir section 10.2 pour le détail sur la construction de cette typologie de surfaces en herbe) :

- les parcours et prairies peu productives, surfaces toujours en herbe, décrites sous l'appellation « *Parcours, landes et estives* » dans le RPG ;
- les prairies artificielles de légumineuses, le plus souvent temporaires, décrites sous l'appellation « *Fourrage* » dans le RPG et correspondant à des couverts de légumineuses ;
- les prairies temporaires correspondant à un enchaînement de prairies et de grandes cultures dans les séquences de couverts RPG 2006 à 2012 ;
- les prairies permanentes (plus de six ans) dans les séquences de couverts RPG 2006 à 2012.

Le croisement spatial entre les îlots du RPG 2012 et les UPC a permis de spatialiser finement les quatre types de prairies et d'estimer pour chacun d'eux la surface totale par UPC et donc la part relative de surfaces de types de prairies correspondante. La durée moyenne des prairies temporaires de type 3 par UPC a été estimée par calcul de la durée moyenne (pondérée par les surfaces) de couverts annuels consécutifs de prairie délimités par des couverts de grande culture dans les séquences dites mixtes par UPC (voir détail dans la section 10.2).

Le modèle PaSim ne permettant pas de simuler des couverts de légumineuses pures, les prairies de type 2 n'ont pas été simulées. En outre, considérant que PaSim ne permet pas de simuler les successions de prairies temporaires et de cultures annuelles, les prairies de type 3 n'ont pas été simulées comme telles. Cependant, afin d'approcher le comportement de ces écosystèmes agricoles dans les situations pédoclimatiques où ils sont très présents (ex. Bretagne, Pays de Loire, région Centre, Grand Ouest) des simulations de surfaces toujours en herbe conduites comme des prairies temporaires (c'est-à-dire avec des réimplantations des prairies, et des modes de fertilisation et de récolte de prairies temporaires) ont été simulées dans ces situations.

En conclusion, trois types de prairies peuvent être simulés avec PaSim (voir Tableau 3) :

- **les prairies permanentes peu productives (type 1) ;**
- **des artefacts de prairies temporaires avec (30 %) ou sans légumineuses, simulés comme des surfaces toujours en herbe conduite avec les modes d'exploitation des prairies temporaires (type 3) ;**
- **les prairies permanentes productives sans légumineuse suivant les modes d'exploitation de ce type de prairie (type 4).**

⁶ Par construction, 1 730 UPC ont des surfaces de rotations supérieures à leur surface en RPG 2012. En effet, les surfaces du RPG sont celles situées physiquement dans l'UPC, alors que les surfaces des séquences sont liées à l'UPC principale de chaque îlot.

Tableau 3. Correspondance entre type de rotation et type de surface simulée par PaSim

Types de surfaces issues de l'analyse des séquences 2006-2012 du RPG	Prairie simulée dans PaSim
Prairies en rotation avec des GC Rotations avec plus de prairie que de fourrage-prairie	artefacts de prairies temporaires avec (30 %) ou sans légumineuses
Prairies permanentes	Superficie toujours en herbe productive
Estives/ landes	Superficie toujours en herbe peu productive

Les prairies artificielles ne sont pas simulées par PaSim, cependant elles sont considérées dans l'étude. Ainsi, les fourrage-GC en rotation avec des GC et les rotations comportant plus de fourrage-prairie que de prairie sont considérées comme des prairies artificielles. La répartition des surfaces pour chaque type de prairie à l'issue de l'analyse des données RPG est présentée dans le tableau 4.

Tableau 4. Surfaces totale de chaque type de prairie

Types de prairie	Surface (ha)	Surface (% de surface de prairie)
1 : parcours et prairies peu productives	613 884	5.7
2 : prairies artificielles de légumineuses	229 489	2.1
3 : prairies temporaires	3 005 596	28
4 : prairies permanentes	6 909 058	64.2

C.3. Sélection des rotations/séquences dominantes simulées avec STICS et PaSim

L'objectif de cette étape est de déterminer les rotations de grandes cultures et séquences de prairies dominantes (en termes de surface) à simuler dans chaque UPC et de renseigner les informations sur la saisonnalité des cultures de pois et de blé (hiver/printemps) et la précocité et la nature de la production de maïs (grain-ensilage) en utilisant le RPG 128 classes.

Etape 1 – Etablissement de la correspondance entre types de cultures recensés dans le RPG et types de cultures simulés par le modèles STICS

Seules les principales grandes cultures de France, dont le paramétrage était stabilisé dans STICS, ont été simulées. Afin de garantir la robustesse des simulations, l'orge et le blé dur ont été assimilés à du blé tendre dans ce dispositif (voir tableau 5). En effet, les paramètres du blé tendre sont les plus stabilisés actuellement dans STICS. Dans la même logique, les classes *protéagineux* et *culture industrielle* du RPG ont été assimilées respectivement à du pois de printemps et des betteraves. Les féveroles et les pommes de terre, par exemple, n'ont donc pas été simulées.

Tableau 5. Correspondance RPG 28 classes et cultures simulées dans STICS

Classes de culture RPG28 correspondantes	Cultures simulées dans STICS
Blé tendre, Orge, autres céréales	Blé tendre d'hiver
Colza	Colza
Tournesol	Tournesol
Maïs (grain et ensilage)	Maïs grain et maïs fourrage
Protéagineux, légumineuses à grain	Pois de printemps et d'hiver
Autres cultures industrielles-Betteraves	Betteraves

Cas des betteraves sucrières :

Les betteraves sucrières sont contenues dans le groupe « autres cultures industrielles » du RPG 28 classes qui est lui-même contenu dans le groupe « AutreC » (avec légumes-fleurs, plantes à fibres, légumineuses à grains, riz, semence et canne à sucre) de la typologie de niveau 2 de la base de données des séquences de culture (Cf. Complément 5). L'identification des séquences dominantes étant faite au niveau de la typologie de niveau 2, afin d'identifier les séquences susceptibles de contenir des betteraves sucrières, on sélectionne les séquences de niveau 2 comportant des « AutreC » dont les séquences de niveau 1 correspondantes contiennent au moins un « autrecin » (autres cultures industrielles) et dont la culture industrielle majoritaire – identifiée à partir du RPG 128 classes – est la betterave sucrière. Cette méthode surestime la surface et la récurrence de betteraves sucrières (ex : une séquence de niveau 2 du type « CP_f_AutreC » peut correspondre à « blet-autrecin-blet-orge-autrecin-blet-fibre » ou « fibre-blet-fibre-blet-orge-autrecin-blet » et sera identifié comme « CP_f_bet » soit « CP_CP_bet_CP_bet »).

Saisonnalité du blé et du pois :

Les données du RPG en 128 classes de culture à l'échelle cantonale sur la part des cultures des blés de printemps et d'hiver d'une part, et des cultures de pois d'hiver et de printemps d'autre part, ont été utilisées pour sélectionner le type printemps/hiver dominant par UPC pour ces deux types de culture.

Précocité et nature de la production de maïs :

La précocité des variétés de maïs simulée par UPC a été estimée *via* une analyse fréquentielle du climat sur les années 1981-2013, afin que la somme de température nécessaire au cycle de la variété, entre la date de semis et de récolte régionale, soit atteinte 8 années sur 10. La nature de la production (grain ou fourrage) a été déterminée suivant la même méthode que la saisonnalité du blé et du pois, en appliquant aux surfaces de maïs de l'UPC le coefficient de répartition « grain / ensilage » connu à la résolution cantonale via le RPG 128 classes.

Le caractère dominant de chaque culture des séquences a été affecté à chaque séquence dominante de l'UPC de manière uniforme sur la séquence (même information affectée à une culture apparaissant plusieurs fois dans la séquence).

Etape 2 - Identification des types de rotations de grandes cultures et séquences de prairies dominants par UPC

La base de données INRA sur les séquences de culture en France associe aux principales séquences observées une rotation type⁷. Cette association à des rotations types est réalisée à deux niveaux de typologie de classe d'occupation du sol. La première association est réalisée au niveau de la séquence observée, la deuxième suite à l'agrégation des classes de céréales à paille et des classes de surface en herbe en une seule classe respectivement codées « CP » et « LandFouPrai » (Tableau 6 ; Cf. Complément 5).

L'objectif de cette étape est d'identifier les rotations de GC/séquences prairies types dominantes par UPC. Dans cette analyse, étant donné que seul le blé tendre est simulé avec STICS (Cf. ci-avant), toutes les céréales à paille sont associées à du blé tendre. Il est donc possible de sélectionner les rotations types sans distinction des différentes céréales à paille et donc au niveau 2 de la typologie de rotations. Par contre, comme ce niveau 2 agrège les surfaces de prairies, estives-landes et fourrage, c'est le niveau 1 de la typologie qui a été utilisé pour les prairies

⁷ Cette association est fournie quand l'algorithme de reconnaissance de récurrences de patrons d'enchaînement de culture a permis d'identifier une rotation type dans la séquence 2006-2012 observée.

Tableau 6 : Extrait de la base de données sur les séquences de culture présentant, à l'échelle de l'îlot, des exemples d'associations de séquences observées sur 2006-2012 et des types de rotations aux deux niveaux de typologie de classes d'occupation des sols.

Dans la typologie de rotations de niveau 1, seules les différentes classes de Gel du RPG 28 classes sont regroupées en une seule classe. Dans la typologie de niveau 2 les classes de céréales à paille et les classes de surface en herbe sont regroupées en une seule classe respectivement codées « CP » et « PraiLandFou ». Le symbole * signifie « rotation fixe », le symbole « _f_ » signifie rotation flexible (un type de culture dominant associés à d'autres cultures dont l'occurrence est plus variable).

id_îlot	Séquence observées	Typologie Rotations niveau 1	Typologie Rotations niveau 2
057-3933929	prairiep_prairiep_prairiep_prairiep_prairiep_prairiep_prairiep_prairiep_prairiep	prairie*	prairilandfou*
057-3945154	blet_gelind_blet_colza_blet_colza_blet_blet_colza	blet_f_colza_gel	CP_f_colza_gel
057-3924047	blet_colza_blet_colza_blet_colza_blet_colza_blet	blet-colza*	CP-colza*
057-3925368	orge_colza_blet_orge_colza_blet_mais_blet_colza	orge-colza-blet-orge-colza-blet-mais-blet-colza	CP_f_mais_colza
057-3913210	colza_blet_orge_colza_blet_orge_colza_blet_orge	blet-orge-colza*	CP-CP-colza*
057-3912916	blet_colza_blet_orge_colza_blet_mais_blet_mais	blet-colza-blet-orge-colza-blet-mais-blet-mais	CP_f_mais_colza
057-3955118	colza_blet_orge_colza_blet_colza_blet_mais_orge	colza-blet-orge-colza-blet-colza-blet-mais-orge	CP_f_mais_colza
057-3913279	colza_blet_orge_colza_blet_orge_colza_blet_blet	colza-blet-orge-colza-blet-orge-colza-blet-blet	CP-CP-colza*
057-3919390	gelind_blet_orge_colza_blet_orge_colza_blet_orge	gel-blet-orge-colza-blet-orge-colza-blet-orge	CP_f_colza_gel
057-3937800	orge_colza_blet_orge_colza_blet_colza_blet_proteagineux	orge-colza-blet-orge-colza-blet-colza-blet-proteagineux	CP_f_colza_proteagineux
057-3933600	blet_autrescereales_colza_blet_orge_colza_blet_orge_colza	blet-autrescereales-colza-blet-orge-colza-blet-orge-colza	CP-CP-colza*
057-3923533	blet_orge_colza_blet_orge_colza_blet_orge_colza	blet-orge-colza*	CP-CP-colza*
057-3929189	colza_blet_orge_colza_blet_orge_colza_blet_blet	colza-blet-orge-colza-blet-orge-colza-blet-blet	CP-CP-colza*
057-3951703	gelind_blet_orge_colza_blet_mais_blet_colza_blet	gel-blet-orge-colza-blet-mais-blet-colza-blet	CP_f_mais_colza_gel
057-3928610	orge_colza_blet_orge_colza_blet_orge_colza_blet	blet-orge-colza*	CP-CP-colza*
057-3914789	blet_orge_colza_blet_orge_colza_blet_proteagineux_blet	blet-orge-colza-blet-orge-colza-blet-proteagineux-blet	CP_f_colza_proteagineux

Pour les rotations de GC, le niveau 2 de la typologie de rotations est utilisé. Sont sélectionnées soit la rotation de GC qui représente plus de 50 % de la surface extrapolée de son groupe et plus de 10 % de la surface RPG 2012 de l'UPC, soit la ou les deux premières rotations de GC qui représentent chacune au moins 10 % de la surface RPG 2012 de l'UPC. Dans tous les cas, le type de rotation n'est retenu que s'il représente au moins 3 séquences brutes (c.-à-d. qu'il est observé sous forme de séquences appartenant au type considéré dans au moins trois îlots de l'UPC).

Pour les rotations comprenant des prairies (rotations composées de prairies uniquement ou rotations « mixtes » GC-prairies), le niveau 1 de la typologie de rotations est utilisé. Le type de rotation n'est retenu que s'il représente au moins 3 séquences brutes (c.-à-d. qu'il est observé sous forme de séquences appartenant au type considéré dans au moins trois îlots de l'UPC).

Chacun des types de rotation sélectionnés est identifié comme type de rotation dominant de la classe GC ou prairie. C'est sur cet ensemble de types de rotations de GC ou séquences de prairies par UPC (1 à 4 types de rotation) que les étapes suivantes sont appliquées.

Etape 3 – Sélection des types de rotations simulables par STICS et PaSim

Les rotations dominantes qui contiennent des classes de cultures non simulées par STICS ont été exclues du plan de simulation. Ainsi les rotations comportant la classe « Autres cultures industrielles » lorsqu'elle représente (après recouplement avec le RPG 128 classes) d'autres cultures que la betterave ne sont pas sélectionnées. Il en est de même pour la classe « autres oléagineux ». La surface représentée par les rotations dominantes en GC non simulables est de 50 315 ha, ce qui représente 1,38 % des surfaces des rotations GC dominantes.

Les séquences GC comportant du fourrage et dont le fourrage majoritaire du canton est fourrage GC ne sont pas simulées.

Etape 4 – Traduction des types de rotations de grandes cultures sélectionnées en rotations simulées avec STICS/PaSim.

L'objectif de cette étape est de passer de types de rotations retenues (étape 2 et 3) aux rotations simulées décrites de manière formelle. Les types de rotations fournies par la base de données INRA correspondent à des monocultures, semi-monoculture des rotations fixes ou flexibles. Les monocultures (codées « nom de culture* ») correspondent à des enchainements strictes d'une seule culture. Les semi-monocultures (codée « semi_nom de

culture ») correspondent à des séquences dans lesquelles une culture est très largement dominante. Les rotations fixes correspondent à des enchaînements strictes de plusieurs cultures (codée avec une étoile collée au patron récurrent, ex. CP⁸-Tournesol*). Par définition, les rotations flexibles correspondent à un ensemble de rotations possibles basées sur le même patron d'enchaînement de culture. Par exemple, une rotation type codée « CP_f_Tournesol », correspond à une rotation flexible de blé et tournesol qui regroupe les rotations du type CP-Tournesol, CP-CP-Tournesol, CP-Tournesol-Tournesol...

Dans l'étude EFESE-EA, pour assurer la cohérence des enchaînements de culture, seules des rotations ont été simulées. Aussi, seules les types de rotations de GC comportant un « * », « semi_ », « _f_ » ont été simulés (voir le cas particulier des séquences mixte GC-prairies ci-dessous).

Les rotations types comportant un « * » (ex. maïs*, CP-CP-maïs*) sont des rotations (séquences cycliques) qui peuvent être traduites directement en rotation de culture simulée sur 30 ans par reproduction stricte du schéma de la séquence type.

Les séquences comportant un « semi_Ci » (avec Ci : Culture i dominante STICS identifiée en étape 2 et 3) sont des semi monocultures de culture i, elles sont assimilées à des monocultures de culture i et donc sont traduites comme les séquences types monoculture « Ci* ».

Les rotations types comportant « _f_ » qui correspondent à des rotations flexibles sont traduites en « archétypes » de séquences :

- si la séquence est du type «C1_f_C2 » alors traduction par C1_C1_C2_C1_C2
- si la séquence est du type «C1_f_C2_C3 » alors traduction par C1_C1_C2_C1_C3
- si la séquence est du type «C1_f_C2_C3_C4 » alors traduction par C1_C1_C2_C1_C3_C1_C4

Cas particulier des séquences mixtes prairies-GC et autres cas particuliers

Les enchaînements de séquences composées de prairies temporaires ont été représentés via deux processus distincts. Lorsque la classe prairie apparaît après le symbole « _f_ » elle est traitée de la même manière que les grandes cultures (Cf. section précédente). Pour les autres séquences comportant des prairies et GC, étant donné que la typologie de rotations n'a pas été développée pour déterminer des rotations comportant des prairies temporaires de longue durée, la séquence dominante observée brute (non classée) est reproduite à l'identique sur la période de 30 ans. Dans tous les cas, bien que décrite finement, les séquences dominantes mixtes composées de GC et prairies, sont simulées comme des enchaînements de prairies temporaires (sans grandes cultures ; Cf. section sur prairies simulées).

Afin de conserver un maximum de séquences de culture dominantes par UPC, certaines séquences des groupes prairies et grandes cultures (GC) non classées (respectivement par la typologie de niveau 1 et 2 de rotations types) ont été simulées soit directement soit sous une forme transformée (p. ex. gel-gel-gel-prairie-prairie-prairie-prairie remplacée par prairie* c.-à-d. prairie permanente). Elles sont présentées en Complément 3. Ce sont donc des cas qui font exception à la règle générale décrite ci-dessus indiquant que « seules les types de rotations de GC comportant un « * », « semi_ », « _f_ » seront simulés ». Ce sont des cas particuliers de première séquence dominante en GC ou de première ou seconde séquence dominante en prairie (ex. présence de classes « divers » ou « gel » dans une séquence de prairies est transformée en prairie* c.-à-d. en STH). Lors de cette identification d'exceptions, une attention particulière a été portée pour retenir quelques séquences mixtes GC-prairies mal appréhendées par la typologie de rotations. Le développement d'algorithmes de classement de séquences mixtes GC-prairies serait à réaliser pour mieux identifier des types de rotations mixtes dominants (patrons de séquences mixtes) dans les UPC.

Au total, des séquences de GC sont simulées dans 10 263 UPC, 4425 de ces UPC comportant deux séquences. Côté prairies, 15 925 séquences de prairies sont simulées dans 15 623 UPC, 302 de ces UPC comportant deux types de prairies.

La distribution spatiale des rotations simulées avec STICS au sein des UPC considérant leurs principales caractéristiques est présentée dans les Figures 4 à 7. La distribution spatiale des différents types de prairies simulés avec PASIM au sein des UPC est présentée dans la Figure 8.

⁸ Céréales à paille.

Figure 4. Nombre de rotations simulées dans chaque UPC considérée dans l'étude

En gris : pas de simulation « GC »

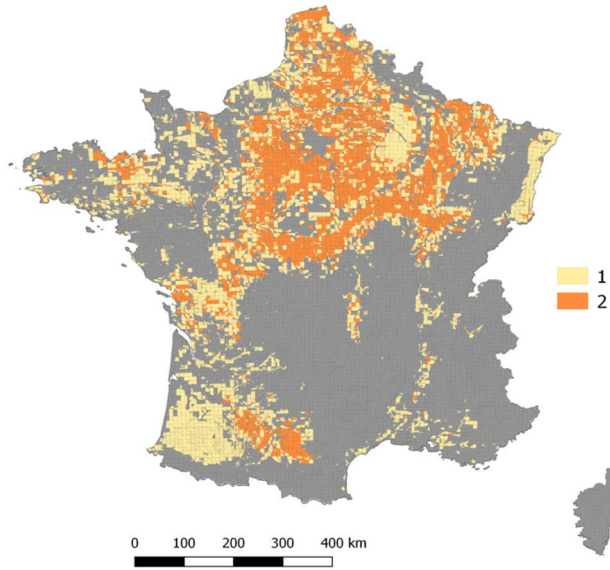


Figure 5. Proportion de monocultures simulées dans chaque UPC considérée dans l'étude

En gris : pas de simulation « GC »

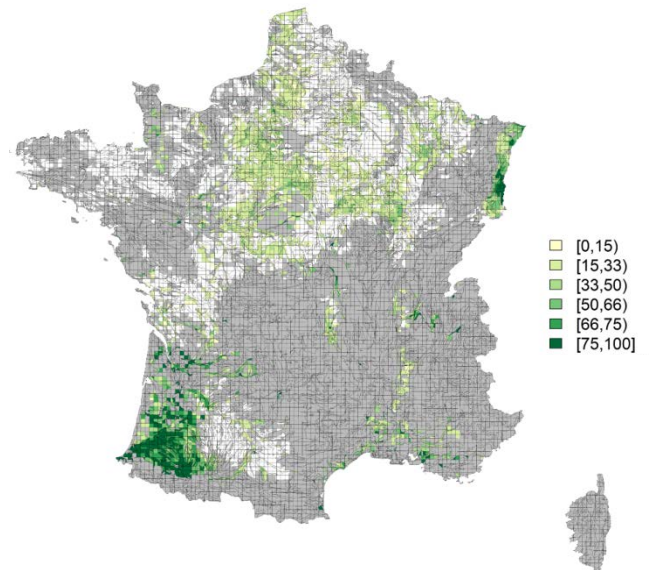


Figure 6. Proportion de séquences de cultures simulées dont la durée est de 2 à 3 ans dans chaque UPC considérée dans l'étude

En gris : pas de simulation « GC »

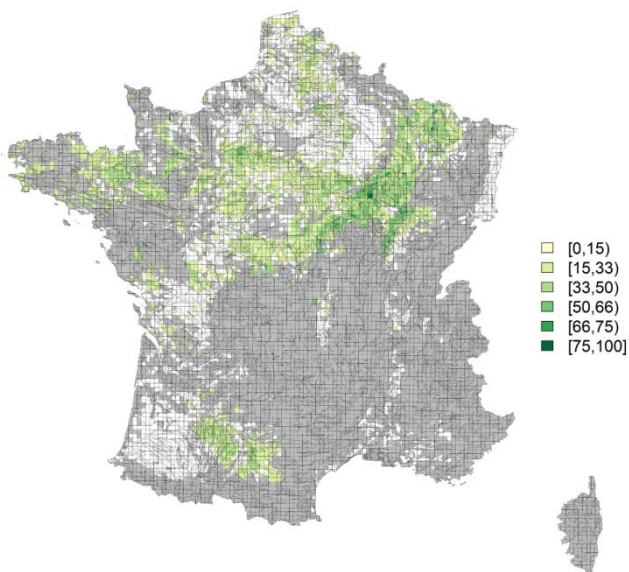


Figure 7. Proportion de séquences de cultures simulées dont la durée est supérieure ou égale à 4 ans dans chaque UPC considérée dans l'étude

En gris : pas de simulation « GC »

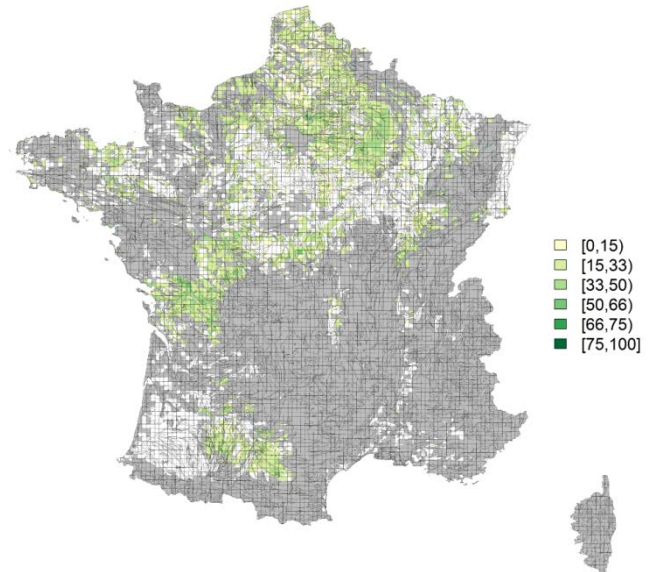
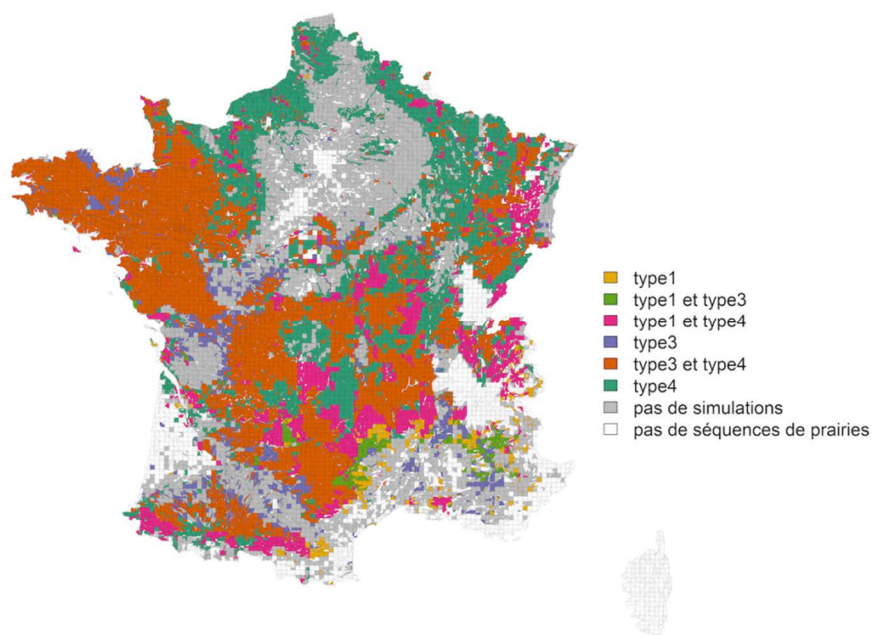


Figure 8. Distribution spatiale des différents types de prairies simulés avec PaSim au sein des UPC considérées dans l'étude

Type 1 : prairies permanentes peu productives (landes et estives).

Type 3 : prairies temporaires

Type 4 : prairies permanentes productives



D. Détermination des systèmes de grandes cultures

Considérant les séquences de cultures déterminées suivant la procédure décrite précédemment, cette section présente la manière dont ont été définies l'ensemble des caractéristiques des systèmes de cultures simulés : gestion de l'interculture (cultures intermédiaires), choix des variétés, des dates de semis et de récolte, modalités de gestion des résidus, travail du sol, irrigation et pratiques de fertilisation azotée.

L'objectif est d'estimer à l'échelle la plus fine possible des pratiques représentatives des pratiques actuelles. La majorité des informations sur les pratiques agricoles est issue des **enquêtes pratiques culturelles grandes cultures** conduites en 2006 et en 2011 par le Service de la statistique et de la prospective (SSP) du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF). Ces données ont été traitées et extraites par l'UR INRA ASTER via le CASD (Centre d'Accès Sécurisé aux Données). Selon le protocole d'enquête et dans le respect des règles d'utilisation des données⁹ établis par le SSP, nous obtenons une donnée par pratique par culture et par région administrative de 2012 (échelle spatiale minimale de représentativité de ces enquêtes). Selon la pratique étudiée et le type de variable considérée (date, dose, durée, etc.), la moyenne ou la médiane des valeurs individuelles est utilisée comme indicateur. Si les informations pour 2006 et 2011 sont disponibles, elles sont agrégées suivant une méthode adaptée à l'indicateur considéré.

Deux grands types de systèmes de culture ont été représentés : (i) les systèmes de grande culture à vocation de production de biens végétaux non consommés par les animaux et (ii) les systèmes de grande culture dont les productions sont utilisées pour la production de biens animaux. Les premiers sont représentés avec une fertilisation minérale uniquement et une exportation des grains uniquement. Les seconds sont représentés avec une fertilisation combinant apports de fertilisants organiques et minéraux, et avec, systématiquement, exportation des pailles et récolte du maïs en ensilage (exportation des grains et cannes).

D.1. Choix de la gestion de l'interculture et des cultures intermédiaires

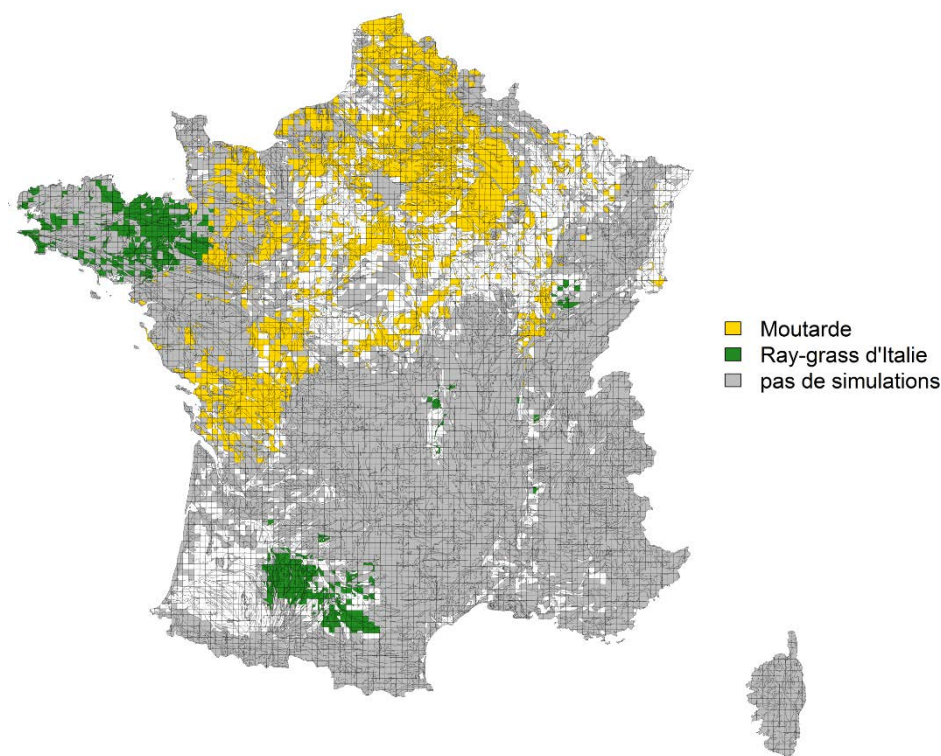
Considérant l'obligation de couverts intermédiaires dans les zones vulnérables de la Directive Nitrates en France, des couverts intermédiaires ont été simulés dans les séquences des UPC incluses dans le zonage Zone Vulnérable de 2012 (le plus récent sur la période de référence EFESE-écosystèmes agricoles, 2010-2012). Ils ont été simulés avant culture de printemps à l'exception des périodes d'interculture précédée de maïs grain ou de betteraves du fait des incompatibilités entre les dates de récoltes de ces cultures et les dates de semis des couverts intermédiaires.

L'enquête Pratiques culturelles a été utilisée pour déterminer les espèces implantées et leur date de semis et de destruction par région administrative. Considérant les principales cultures intermédiaires implantées en France et les capacités de STICS, les cultures intermédiaires qui sont simulées sont la moutarde blanche et le raygrass d'Italie. La distribution spatiale de ces deux espèces de couvert intermédiaire est présentée dans la Figure 9. Pour ces unités spatiales, la même séquence de cultures sans couverts intermédiaires est également simulée afin de mieux identifier l'impact de ces cultures sur les services écosystémiques évalués.

⁹ Échantillon minimum de 30 parcelles pour estimer un indicateur et respect des règles du secret statistique.

Figure 9. Distribution spatiale des deux espèces de couvert intermédiaire simulées dans les UPC considérées dans l'étude

UPC blanches : pas d'implantation de couvert intermédiaire



D.2. Choix des variétés, dates de semis et récolte

Une ou plusieurs variétés sont disponibles dans STICS selon les cultures considérées (blé et maïs notamment). Aucune variété présente issues des enquêtes « pratiques culturales » n'étant réellement dominante par région, la variété a été sélectionnée en fonction des disponibilités et de la qualité de calibration dans STICS et des caractéristiques climatiques de la maille. Pour le maïs grain et ensilage qui a une large gamme de précocité, c'est avant tout la somme de température atteinte 8 années sur 10 disponible dans l'UPC qui a déterminé l'affectation de la précocité de la variété (Cf. ci-dessus). Pour le blé, la question de la précocité n'étant pas un critère de choix important, le choix est fait d'utiliser une variété connue et pour laquelle le modèle a été calibré sur des situations contrastées, la variété Soissons (Tableau 7).

Tableau 7. Variétés disponibles par espèces dans STICS et choix faits pour EFESE

Culture	Variétés disponibles	Choix
Blé tendre d'hiver	9	Soissons
Maïs grain ou ensilage	6	f(maille, culture suivant)
Pois de printemps	1	Baccara
Colza	3	Goeland
Tournesol	2	Melody
Betterave	1	Betterave

A noter que **les paramètres standards des « plantes/variétés »** fournis avec le modèle STICS sont utilisés pour décrire les caractéristiques physiologiques et phénologiques des cultures/variétés simulées. Ces paramètres ont été évalués à l'échelle de la France à plusieurs reprises et pour différentes variables d'intérêt (Constantin et al., 2015; Coucheney et al., 2015).

Les **dates de semis** sont définies à partir des **enquêtes « pratiques culturales »** par région. On prend le jour médian de la quinzaine dominante. Les **récoltes** sont réalisées à maturité de la culture et donc calculées par le modèle.

D.3. Gestion de la fertilisation azotée

Les informations fournies par l'enquête Pratiques Culturales 2011 ont été utilisées pour déterminer le nombre moyen d'apports, les dates médianes des différents apports et les quantités d'**azote minéral et organique** apportées par culture et par région administrative 2012. Les mêmes fertilisations minérales et organiques sont simulées pour une culture donnée dans une région donnée quelle que soit la séquence de culture dans laquelle elle se trouve. Toutes les cultures simulées par UPC ont une modalité en fertilisation minérale et organique estimée *via* cette procédure.

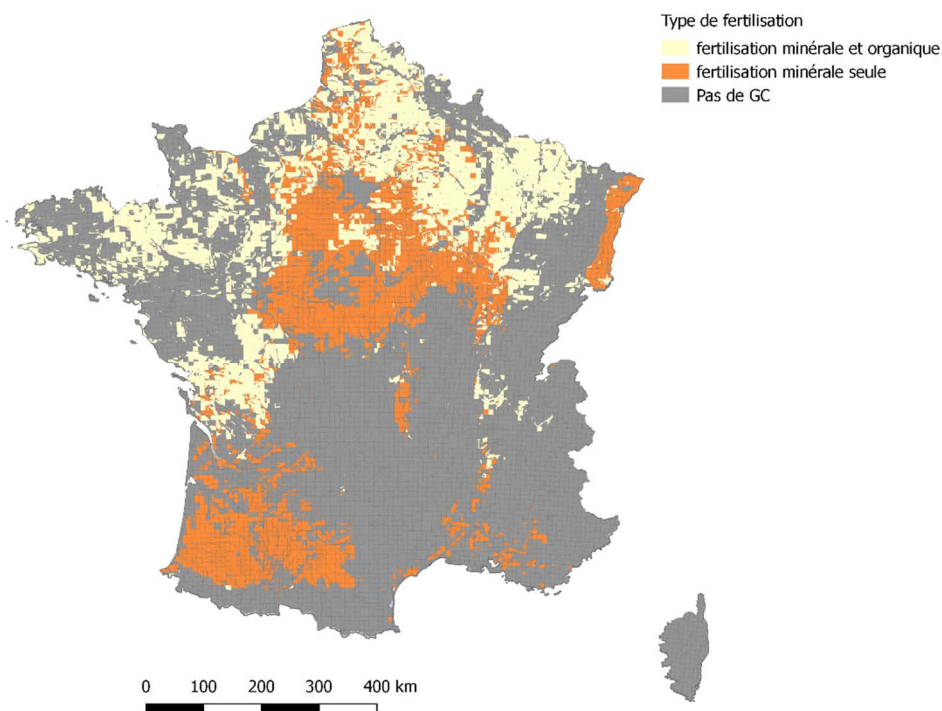
Deux grands types de pratiques de fertilisation ont été représentées : (i) fertilisation minérale uniquement (sans apport d'azote organique) et (ii) une fertilisation combinant apports de fertilisants minéraux et organiques.

Dans les enquêtes pratiques culturales, les informations sur la pratique de fertilisation minérale médiane en termes de dose et nombre d'apports représente la médiane des apports minéraux toutes pratiques de fertilisation minérales et organiques confondues. Aussi, pour estimer une pratique médiane de fertilisation minérale uniquement il a été nécessaire d'inférer à partir des pratiques au sein des régions et entre régions (avec plusieurs stratégies possibles en termes de nombre d'apports en particulier), la dose et le nombre d'apports représentatifs de la pratique de fertilisation minérale seule par culture. Pour réaliser ce choix, nous nous sommes appuyés sur les données de l'enquête 2006 qui nous informent par région et culture des doses d'azote minéral apporté pour les parcelles sans fertilisation organique. Pour toutes les combinaisons cultures-Région considérées une seule modalité de « fertilisation minérale uniquement » a été estimée et simulée.

La même source d'information a été utilisée pour déterminer les modalités de **fertilisation organique**. Une fertilisation organique a été déterminée pour une culture dans une région administrative donnée lorsque cette culture recevait une fertilisation organique sur au moins 25 % des parcelles enquêtées dans la région. Pour ces cultures, les informations de l'enquête ont permis de déterminer le type dominant d'apport organique (ex. fumier, lisier), la date et la quantité médianes (de matière) des apports associés et la fréquence annuelle des apports par culture et par région administrative de 2012. Considérant que les apports de fertilisants organiques sont très rarement réalisés seuls (Cf. chapitre 6), la dose de fertilisants minéraux complémentaire a été estimée de manière à obtenir un apport en azote minéral équivalent à celui apporté lors d'une fertilisation minérale seule (Cf. paragraphe précédent). Le nombre d'apports et les doses de ces apports minéraux complémentaires pour une culture dans une région administrative donnée ont été inférés à partir des pratiques de fertilisation minérale réalisée pour cette culture et région.

Etant donné que l'enquête Pratiques Culturales 2011 du SSP fournit des informations sur la fertilisation par culture (et non par rotation), la distribution temporelle des apports de fertilisants organiques dans les rotations dans les régions concernées par ce type de fertilisation a été réalisée par les experts d'EFESE-écosystèmes agricoles en considérant la ou les cultures recevant prioritairement une fertilisation organique et la fréquence des apports pour cette ou ces cultures. Cette opération a permis d'affecter une fréquence de fertilisation organique dans les rotations simulées en cohérence avec les données disponibles à l'échelle régionale sur le nombre d'apports organiques réalisés en moyenne.

La distribution spatiale des systèmes de culture en fonction du type de fertilisation est représentée dans la Figure 10. Les doses totales de fertilisation azotée par culture et région retenues pour les systèmes de cultures avec une fertilisation minérale uniquement sont présentées dans le tableau 8. Les quantités et natures des apports de matière organique par culture et région au sein des systèmes de cultures avec une fertilisation organique sont présentées dans les tableaux 9a et 9b.

Figure 10. Distribution spatiale des deux grands types de fertilisation azotée : minérale et organique (combinée avec une fertilisation minérale) dans les UPC considérées dans l'étude**Tableau 8.** Doses totales de fertilisation azotée (en kg d'azote par ha) par culture et région pour les systèmes de cultures avec une fertilisation minérale uniquement

Régions	Betteraves	Blé tendre	Colza	Maïs fourrage	Maïs grain	Tournesol
Alsace		180			170	
Aquitaine		180		200	200	70
Auvergne		170	140	170	170	50
Basse-Normandie	130	170	180	150	150	
Bourgogne		180	180	150	150	50
Bretagne		150	170	150	150	
Centre	130	180	180	170	170	50
Champagne-Ardenne	140	200	180	170	170	60
Franche-Comte		170	180	160	160	
Haute-Normandie	130	170	180	130		
ile-de-France	130	190	170		170	
Languedoc-Roussillon		160				40
Lorraine		180	170	150	150	
Midi-Pyrenees		160	180	190	190	50
Nord-Pas-de-Calais	130	180	170	120	120	
PACA		170				
Pays de la Loire		150	170	150	150	50
Picardie	120	180	170	140	140	
Poitou-Charentes		170	180	180	180	50
Rhone-Alpes		170		180	180	50

Tableau 9a. Quantités (t matière Fraiche/ha) et natures des apports de matière organique par culture et région au sein des systèmes de cultures avec une fertilisation organique.

	Betterave Quantité (tMF/h Nature)	Blé tendre Quantité (tMF/h Nature)	Colza Quantité (tMF/h Nature)	Maïs fourrage Quantité (tMF/h Nature)	Maïs grain Quantité (tMF/h Nature)	Tournesol Quantité (tMF/h Nature)
Alsace		27,75 fumier bovin				
Aquitaine				30 fumier bovin		
Auvergne			19 fumier bovin	30 fumier bovin		
Basse-Normandie	25 fumier bovin	18 fumier bovin	20 fumier bovin	30 fumier bovin	25 fumier bovin	
Bourgogne		22,5 fumier bovin		27,75 fumier bovin	22,5 fumier bovin	
Bretagne		27,75 lisier de porc		35 lisier de porc	33 lisier de porc	
Centre	3 vinasses			15,5 fumier bovin		
Champagne-Ardenne	3 vinasses			27,25 fumier bovin		
Franche-Comté		19 fumier bovin		20 fumier bovin	30 fumier bovin	30 fumier bovin
Haute-Normandie	30 fumier bovin		25 fumier bovin	32,5 fumier bovin	22,5 fumier bovin	
Île-de-France	3 vinasses					
Limousin				31 fumier bovin		
Lorraine		30 fumier bovin	30 fumier bovin	30 fumier bovin	28 fumier bovin	
Midi-Pyrénées				30 fumier bovin		
Nord-Pas-de-Calais	31,5 fumier bovin		15 fumier bovin	35 fumier bovin	24 fumier bovin	
Pays de la Loire		18 fumier bovin	20 fumier bovin	32,5 fumier bovin	23 fumier bovin	20 fumier bovin
Picardie	30 fumier bovin		20 fumier bovin	31,75 fumier bovin	32 fumier bovin	
Poitou-Charentes		27,25 fumier bovin	20 fumier bovin	30 fumier bovin	20 fumier bovin	
Rhône-Alpes				30,5 fumier bovin	30,25 fumier bovin	

Tableau 9b: Pourcentage de surfaces sans fumure organique, nombre d'apports de Nmin prévu et dose pour la fertilisation exclusivement minérale par région (en colonne).

Le drapeau jaune indique que la fertilisation minérale + organique est simulée. Le drapeau en vert indique que seule une fertilisation minérale uniquement est considérée.

		IdF	CA	Pi	HN	Ce	BN	Bo	NPdC	Lo	Al	FC	PdIL	Br	PC	Aq	MP	Li	RA	Au	LR	PACA
Betterave	pct ss fumorg	%	59%	46%	42%	28%	72%	71%	39%													
Betterave	nb apports Nmin	nb	1	1	1	1	1	1	1													
Betterave	DoseNmin ss fumorg	kgN/ha	130	140	120	130	130	130	130													
Blé tendre	pct ss fumorg	%	86%	83%	78%	82%	83%	84%	82%	79%	70%	73%	70%	74%	69%	74%	87%	79%	76%	78%	90%	93%
Blé tendre	nb apports Nmin	nb	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Blé tendre	DoseNmin ss fumorg	kgN/ha	190	200	180	170	180	170	180	180	180	170	150	150	170	180	160	170	170	160	170	170
Colza	pct ss fumorg	%	80%	64%	60%	72%	81%	66%	83%	65%	62%	70%	37%	18%	76%	95%						73%
Colza	nb apports Nmin	nb	2	3	2	3	3	3	3	2	3	3	2?	1?	3	3						2
Colza	DoseNmin ss fumorg	kgN/ha	170	180	170	180	180	180	170	170	180	180	132?	50?	180	180						140
Maïs Grain	pct ss fumorg	%	87%	74%	74%	77%	35%	60%	57%	70%	84%	55%	42%	25%	78%	77%	77%		61%	77%		
Maïs Grain	nb apports Nmin	nb	2	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	1	2	2	2		2	2		
Maïs Grain	DoseNmin ss fumorg	kgN/ha	170	170	140	170	80	150	120	150	170	160	90	70	180	200	190		180	170		
Maïs Fourrage	pct ss fumorg	%	24%	24%	17%	21%	19%	21%	24%	22%	28%	19%	26%	21%	32%	17%		12%	14%	17%		
Maïs Fourrage	nb apports Nmin	nb	2	1	1	2	1	2	1	2	2	1	1	2	2	2	2	?	2	2		
Maïs Fourrage	DoseNmin ss fumorg	kgN/ha	170	140	130	170	80	150	120	150	160	90	70	180	200	150	?	180	170			
Tournesol	pct ss fumorg	%	86%			82%		86%					62%	75%	91%	93%		84%	91%	96%		
Tournesol	nb apports Nmin	nb	1			1		1					1	1	1	1		1	1	1		
Tournesol	DoseNmin ss fumorg	kgN/ha	60			50		50					50	50	70	50		50	50	40		

Une des grandes limites de ce type d'approche est qu'il représente principalement le type de pratiques dans les grandes situations de production d'une région administrative et pas les pratiques mise en œuvre dans des situations couvrant peu de surfaces et présentant des potentiels de production très différents.

D.4. Gestion des résidus de cultures : exportation et enfouissement de la biomasse

L'analyse des données des enquêtes « pratiques culturales » permet d'estimer la part des modes de gestion des résidus de culture (exportés, laissés en surface, ou enfouis). Pour éviter une trop importante démultiplication du nombre de simulation, seul le mode de gestion principal est retenu pour la simulation.

Pour rappel, deux grands types de mode d'exportation de la biomasse des cultures de rente sont représentés. Dans les systèmes de culture avec fertilisation minérale uniquement, seuls les « grains » sont exportés. Dans les systèmes de culture avec fertilisations organique et minérale combinées, les pailles des céréales sont exportées et le maïs est récolté pour l'ensilage (exportation de la biomasse aérienne). Autrement dit, les premiers visent à représenter des systèmes orientés « grandes cultures » alors que les seconds visent à représenter des systèmes orientés « élevage » (la production de maïs ensilage est très majoritairement lié à un élevage de ruminants sur la même exploitation). La distribution spatiale de ces deux types de systèmes correspond à celle des modes de fertilisation présentée dans la Figure 10.

Deux grands types de gestion des résidus sont considérés : avec enfouissement et sans enfouissement suivant les objectifs des jeux de simulation en termes de détermination de l'impact de certaines pratiques sur la fourniture de services écosystémiques (voir ci-après la description des « Jeux de simulation »).

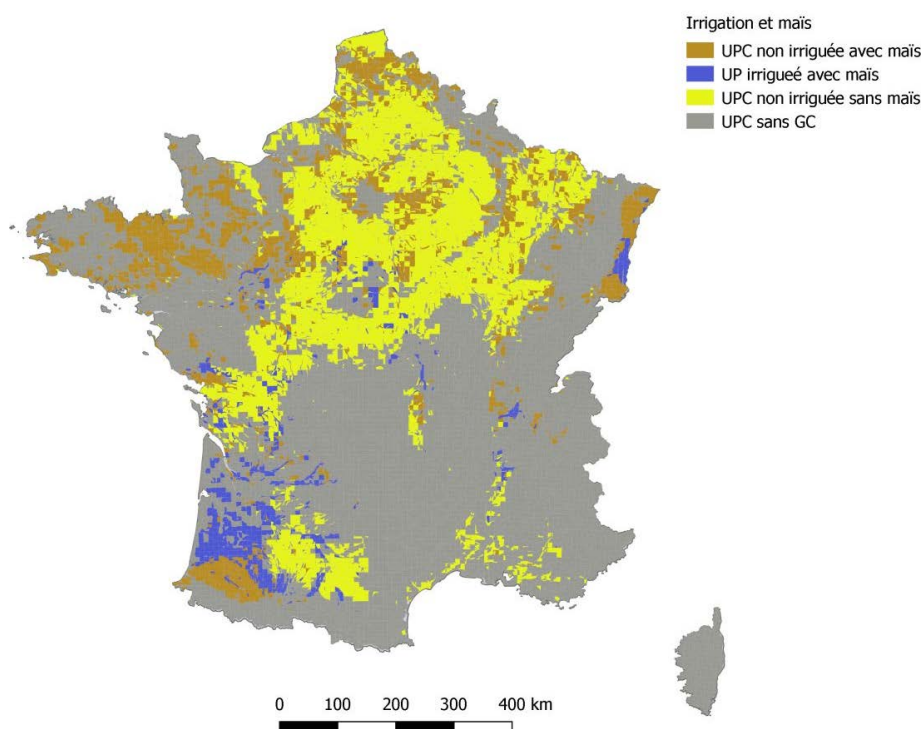
D.5. Travail du sol

Considérant que les performances du modèle STICS pour des systèmes en travail du sol simplifié ou non travail du sol (fonctionnement biologique, effet sur la structure du sol, propriétés hydrodynamique, cycle azote et carbone) restent à établir, ce type de système de culture n'a pas été simulé. De manière à évaluer le niveau d'incertitude lié à cette simplification, les statistiques sur les surfaces en non travail du sol par unités pédoclimatiques seraient à analyser.

D.6. Gestion de l'irrigation

Par souci de simplification, seul le maïs est simulé avec une irrigation, et ce uniquement dans les UPC où le maïs a été conduits majoritairement avec irrigation en 2009¹⁰, et comportant toujours du maïs en 2012. La distribution des UPC dans lesquelles le maïs est simulé irrigué ou non est représentée en Figure 11.

Figure 11. Distribution spatiale des UPC considérées dans l'étude dans lesquelles le maïs est simulé en modes irrigué et non irrigué



Du fait du manque de données sur les dates et les doses d'irrigation par année et par situation pédoclimatique, l'irrigation est simulée dans le dispositif de simulation EFESE-écosystèmes agricoles selon un protocole automatique géré par le modèle STICS. Le modèle calcule automatiquement les apports d'eau de façon à satisfaire les besoins en eau à hauteur d'un taux de satisfaction prédéfini. Les règles suivantes ont été appliquées pour le maïs :

- au moment du semis, 20 mm sont apportés à la culture s'il n'a pas plu (sol trop sec), pour permettre la germination ;
- hors semis, les apports d'eau par irrigation peuvent être effectués dans la période s'étendant de la fin du stade juvénile (accélération maximale de la croissance foliaire) jusqu'à la maturité physiologique de la culture. Dans

¹⁰ Dernière année avec une information sur l'irrigation disponible dans le RPG.

cette période, le modèle déclenche une irrigation chaque fois que l'indice de stress stomatique de la culture est inférieur à 85 % ;

- les apports d'eau sont compris entre 20 et 40 mm ;
- le modèle ne fixe aucune contrainte sur le temps de retour entre deux irrigations.

D.7. Ajustement des dates de début et de fin de simulation par culture

Suite aux étapes précédentes pour traduire les pratiques en paramètres techniques pour alimenter le modèle STICS, chaque combinaison culture/région/mode de fertilisation est associé avec un ensemble unique de paramètres, appliqué pour l'ensemble des UPC concernées de la région. Considérant les différentes modalités d'enchaînement pour simuler les différentes rotations, avec ou sans culture intermédiaire, il a été nécessaire d'attribuer à chaque culture de chaque rotation simulée une date de début et de fin, signalant au modèle le passage d'une simulation de culture à la simulation suivante. Le complément 6 rend compte des différents cas rencontrés et des modalités retenus pour déterminer ces dates. Le choix des dates de début et de fin est fonction de la nature de la culture (culture intermédiaire vs. culture principale) simulée, de la nature de la culture précédente ou suivante, de la présence ou non de fertilisation organique et de la cohérence entre dates d'implantation et de récolte (butoir). Certains ajustements ont ensuite été réalisés pour corriger les dates des opérations en fonction de l'ajustement des dates de début et de fin.

A l'issue de cette étape, l'ensemble des paramètres déterminants le plan d'expérience et les données d'entrée étaient disponibles et ont été implémentées par la plateforme RECORD (INRA Toulouse) pour l'exécution des simulations.

E. Caractérisation des modes de conduite des prairies

Comme pour la modélisation des systèmes de GC, les caractéristiques des systèmes prairiaux simulés ont été définies : part de légumineuses, modes d'exploitation et chargement animal.

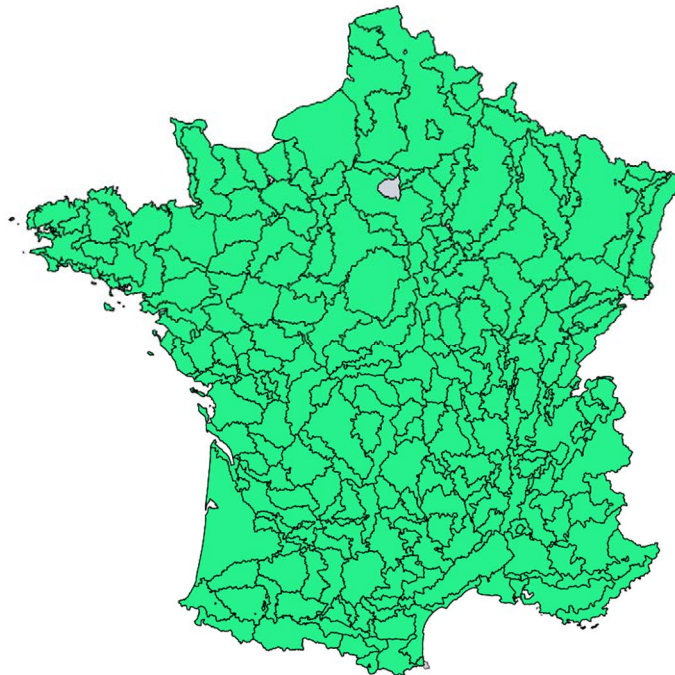
Comme exposé précédemment, trois types de prairies seront simulées avec PaSim :

- 1 099 UPC avec **prairies permanentes peu productives** (type 1) sur 466 495 ha,
- 3 501 UPC avec **prairies temporaires avec (30%) ou sans légumineuses** (type 3) sur 1 276 436 ha,
- 11 325 UPC avec **prairies permanentes productives sans légumineuse** (type 4) sur 5 879 759 ha.

E.1. Modes d'exploitation et part de légumineuses par type de prairie

Les modes d'exploitation des différents types de prairies dans les différentes situations pédoclimatiques ont été attribués à partir des résultats de l'analyse réalisée par Ruget et al. (2006) de l'enquête du SSP sur les prairies de 1998¹¹. Dans l'enquête de 1998, les pratiques étaient enregistrées en termes de type et nombre d'utilisations (fauche, ensilage, pâturage, fauche de refus) pour un échantillon de prairies représentatives par Région Fourragère (Ruget et al., 2006) (Figure 12), pour chacun des trois grands types de prairies (prairies artificielles, prairies temporaires et prairies permanentes productives) si le type de prairie envisagé représentait au moins 7000 ha dans la région fourragère.

Figure 12. Délimitation des régions fourragères en France



Pour déterminer ces modes de conduite des prairies, Ruget *et al.* (2006) ont classifié et modélisé la diversité des modes d'exploitation observés en un nombre limité de types d'enchaînements d'opérations techniques (30 – voir Figure 13). Le nombre et la nature des utilisations ont été estimés à partir des données de l'enquête, tandis que les intervalles entre défoliations ont été estimés en somme de degrés jours à dire d'expert afin de prendre en compte en compte la phénologie annuelle des espèces (Duru *et al.*, 2010a). Les modes de conduites déterminés par Ruget et al. (2006) ont été adaptés dans le cadre de l'étude à dire d'experts impliqués dans l'étude

¹¹ Des données plus récentes sur la conduite des prairies existent, mais seules les données de 1998 ont été traitées (Ruget et al., 2006) de manière à développer une typologie de mode d'exploitation des prairies, nécessaire pour pouvoir simuler les systèmes de prairies. Le traitement similaire des données récentes n'a pu être conduit dans le temps imparti à l'étude.

afin d'assurer leur représentativité des pratiques actuelles. Ils sont présentés en Figure 13 et en Complément 4. Les adaptations suivantes ont été réalisées :

- La première coupe est avancée de 200 degrés jour pour les modes d'exploitation 1, 2, 3
- La première coupe est avancée de 350 degrés jour pour les modes d'exploitation 15 à 18
- 1 pâturage supplémentaire est ajouté pour les modes d'exploitation 4 à 11 et 15 à 18
- 2 pâturages supplémentaires sont ajoutés pour les modes d'exploitation 12 à 14, 22, 23
- 3 pâturages supplémentaires sont ajoutés pour les modes d'exploitation 24 à 26
- 4 pâturages supplémentaires sont ajoutés pour les modes d'exploitation 27 à 31
- 1 apport d'azote supplémentaire est ajouté pour les modes d'exploitation 11, 16, 23, 26, 29, 30
- Ajout du mode d'exploitation 31 sur le modèle du mode d'exploitation 30, pour lequel la même quantité d'azote en un nombre d'apports plus réduit (4 apports au lieu de 6)

Figure 13a. Description des 30 modes d'exploitation des prairies en France déterminés sur la base des informations de l'enquête prairies de 1998, selon le niveau de fertilisation et les sommes de température entre coupes (Ruguet et al., 2006)

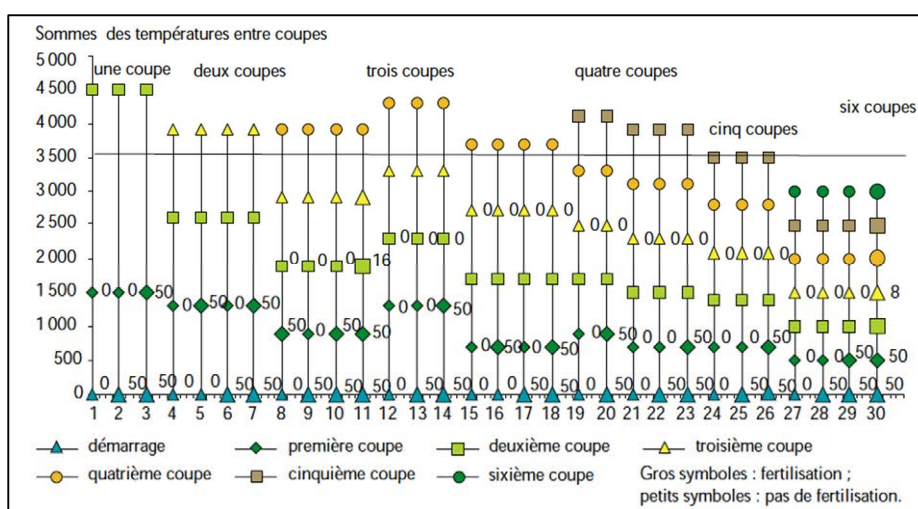
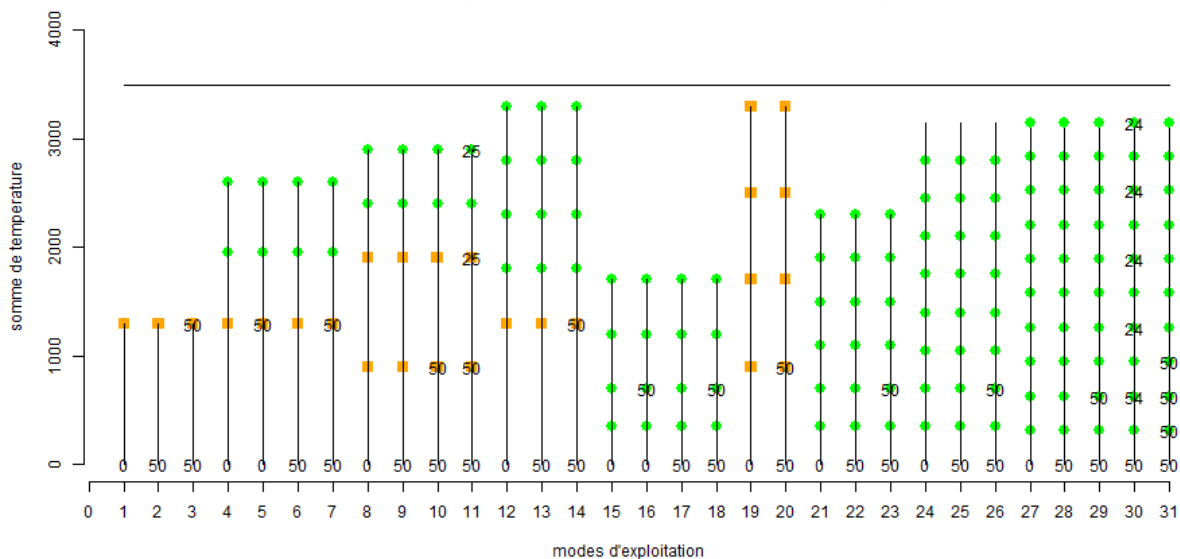


Figure 13b. Description des 30 modes d'exploitation des prairies estimés à dire d'experts via une adaptation ceux estimés par Ruguet et al. (2006) et présentés dans la Figure 13a



Chaque ligne verticale schématise un mode d'exploitation, avec les sommes de températures (sur l'axe vertical) auxquelles sont déclenchées les "défoliations", la quantité d'azote en kg N/ha apporté à chaque utilisation est indiquée sur l'axe et la forme du symbole indique le type de coupe : carré orange pour une coupe, rond vert pour un pâturage.

Le mode d'exploitation n°15 a été attribué à dire d'expert impliqués dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles pour les parcours et prairies peu productives (type 1) pour toute la France. Dans les Régions fourragères où les informations sur les modes d'exploitation d'un type de prairie étaient manquantes, essentiellement pour les prairies temporaires, les modes d'exploitation du type de prairies considéré des régions fourragères voisines a été affecté.

Les données de l'enquête fournissent aussi des informations sur la fertilisation minérale et organique appliquée en fonction du type et du rythme d'utilisation. L'information sur la fertilisation organique n'est disponible que sous la forme d'un équivalent en N minéral.

Les données sur le taux de légumineuses ne sont disponibles que pour les seules prairies temporaires (il est fixé à 0 % pour les prairies permanentes et 100 % pour les prairies artificielles). Les résultats de l'enquête ont été agrégés de façon à obtenir une valeur unique pour l'ensemble de la région fourragère, à partir de la distribution dans 4 classes de fréquence définies par les seuils 0, 25, 50 et 75 %. Les 2 classes les plus fréquentes étaient celles à moins de 25 % de légumineuses et celles avec 25 à 50 %. Considérant les connaissances sur les taux de légumineuses dans ces deux types de prairies (CF. section 10.2), seules les prairies temporaires avec un taux de légumineuses entre 25 et 50 % ont été caractérisées comme mixte avec un taux arbitrairement fixé à 30 % de légumineuses.

A partir des données de représentativité des échantillons de l'enquête prairies de 1998, Ruget *et al.* (2006) ont également estimés une proportion de chaque mode d'exploitation en termes de surface par région fourragère et une part de prairies temporaires avec un taux de 30 % de légumineuses. Ces données fournissent ainsi un poids relatif des modes d'exploitation par type de prairie par Région Fourragère.

Les évolutions relativement faibles de surfaces et production de fourrages rapportées par Devun et Legarto (2011) sur la période 1998-2009 nous permettent de considérer comme satisfaisantes les données recueillies par l'enquête SSP de 1998 pour représenter la diversité des modes d'exploitation des prairies à l'échelle française (Ruget *et al.* 2006) sur la période de référence de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles (2010-2012).

Le croisement spatial des données du RPG sur la surface des types de prairies et des régions fourragères a permis d'attribuer à chacun des trois grands types de prairies les modes d'exploitation correspondant à ceux de la région fourragère dans laquelle il se trouve, et ce pour chaque UPC. Pour cette étape les informations de l'enquête prairies de 1998 sont de nouveau utilisées afin de définir par région fourragère et type de prairie le pourcentage de chaque mode d'exploitation (Ruget *et al.*, 2006), sachant que chaque UPC est associée à une seule région fourragère (selon la règle de la surface majoritaire) et que donc toutes les prairies retenues pour simulation d'une UPC sont associées aux mêmes combinaisons de modes d'exploitation.

E.2. Chargement et types d'animaux

Afin d'évaluer l'effet des animaux sur l'écosystème agricole (ici les prairies), le chargement instantané, variable d'entrées de PaSim, a été déterminé. Il a été estimé, par région fourragère (RF), à partir des données du RA 2010 sur le nombre d'animaux pâturant sur les surfaces de l'exploitation (donc hors estives collectives) une période de l'année et la surface pâturée par ces animaux pour les 6 OTEX (Orientation Technico-Economique des exploitations) ruminants (bovin lait, bovin viande, bovin mixte, caprins, ovins et polyculture élevage) et pour 6 types d'animaux (vaches à lait, vaches allaitantes, bovins de moins de 1 an, bovins de plus de 1 an, brebis et chèvres). Les types de vaches (laitier ou allaitant) ont également été déterminés grâce au RA2010. Les nombres d'animaux ont été traduits en Unités Gros Bétail (UGB).

Méthode d'obtention des chargements moyens

Pour chaque RF, l'OTEX avec le nombre maximum d'UGB total est considérée comme le système d'élevage dominant et est sélectionné pour calculer le chargement moyen de la RF. Le nombre total d'UGB par RF et par OTEX dominant est calculé en utilisant les UGB alimentation grossières (Agreste, 2010), cf. Tableau 10. Les

catégories « bovins de moins de 1 an » et « bovins de plus de 1 an » n'existant pas dans le tableau des UGB d'agreste, ils sont obtenus en moyennant :

- les catégories autres veaux mâles et autres veaux femelles pour les bovins de moins de 1 an
- toutes les catégories de bovins entre 1 et 2 ans et de plus de 2 ans pour les bovins de plus de 1 an

Les données sur le nombre d'animaux sous secret sont considérées comme des données nulles, considérant qu'elles indiquent une pratique du pâturage non significative dans la RF.

Tableau 10. Coefficient (en millièmes) utilisés pour traduire des têtes en UGB

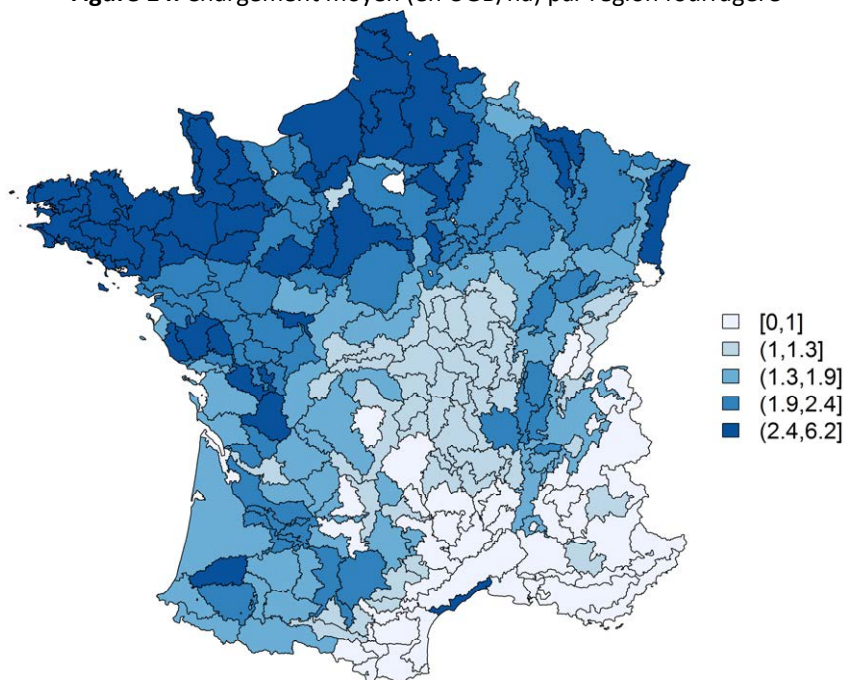
Catégories animales	Alimentation grossière (UGBAG)
Vaches lait	1000
Vaches viande	850
BOVmoins1an	380
BOVplus1an	711
Chèvres (y compris réforme)	170
Brebis mères nourrices (y compris réforme)	150
Brebis mères laitières (y compris réforme)	150

Le chargement annuel moyen est calculé en divisant le nombre d'UGB associé à cet OTEX dominant par la surface pâturée par ces UGB (animaux). Les résultats sont présentés dans le Tableau 11 et la Figure 14.

Tableau 11. Statistiques sur le chargement annuel moyen (en UGB/ha) des OTEX dominantes par région fourragère

Min.	1er Qu.	Médiane	Moyenne	3eme Qu.	Max.	Ecart type
0.237	1.137	1.674	1.758	2.248	6.224	0.92

Figure 14. Chargement moyen (en UGB/ha) par région fourragère



Estimation de chargements instantanés

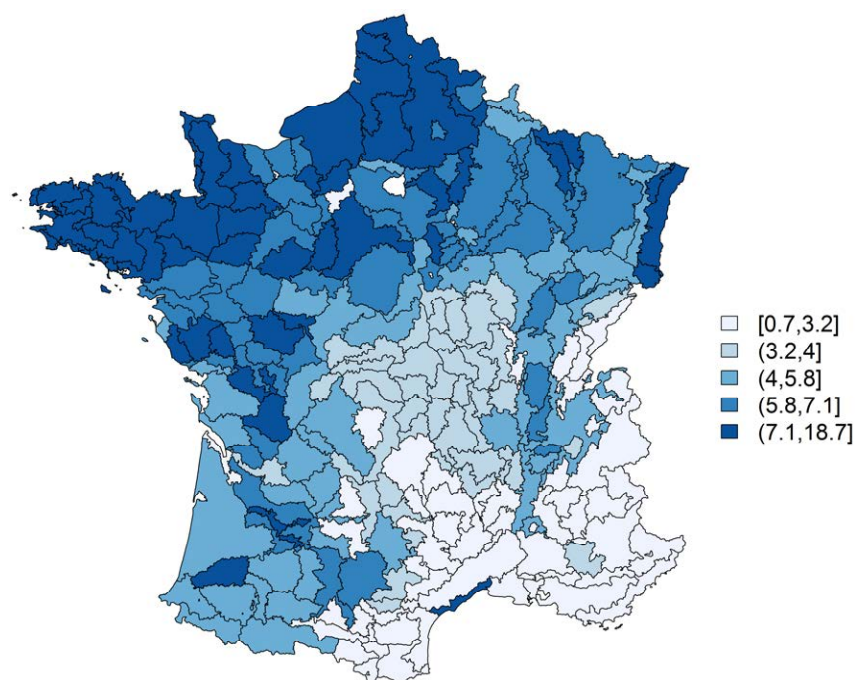
Pour PaSim, il est nécessaire de calculer un chargement instantané, i.e. le nombre d'UGB pâturant à un instant t sur une surface donnée. Au sein d'une exploitation, ce chargement instantané évolue au fil de l'année en fonction du régime de pousse de l'herbe, des surfaces affectées au pâturage et du nombre et types d'animaux pâturant. Ne disposant pas de données spatialisées précises pour réaliser la transformation des chargements moyens

annuels en chargements instantanés, cette transformation a été réalisée à dire d'experts impliqués dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles. Elle est basée sur les deux hypothèses générales suivantes : (i) en moyenne la durée de repousse de l'herbe entre deux pâturages ou une fauche et un pâturage, sur une même parcelle, est de l'ordre de 21 jours et (ii) la durée de pâturage moyen sur une unité spatiale de pâturage est de l'ordre de 10 jours. Considérant ces deux hypothèses, la surface pâturée est considérée comme organisée en trois unités de surface exploitées en pâturage de manière séquentielle : les animaux pâturent séquentiellement deux fois dix jours sur deux unités de surface avant de revenir sur la troisième. Le chargement instantané est alors estimé comme trois fois supérieur au chargement moyen annuel. Les résultats sont présentés dans le Tableau 12 et la Figure 15.

Tableau 12. Statistiques sur le chargement instantané des OTEX dominantes par région fourragère

Min.	1er Qu.	Médiane	Moyenne	3eme Qu.	Max.	Ecart type
0.7111	3.41	5.021	5.275	6.744	18.67	2.77

Figure 15. Chargement instantané par région fourragère



Les résultats de chargement instantané ont été confrontés aux connaissances des experts qui ont validé la cohérence générale des ordres de grandeur et de leur distribution spatiale. Ces choix de modélisation, visant à pallier le manque de données disponibles dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, ne permettent pas d'estimer finement un chargement instantané et de le faire varier au fil de la saison. Cependant, le modèle PaSim module la durée de présence des animaux en fonction de l'herbe disponible pour un chargement instantané donné. Aussi, lors des simulations, lorsqu'il n'y a plus d'herbe dans la parcelle les animaux sortent automatiquement de celle-ci et attendent le déclenchement du pâturage suivant (du mode d'exploitation) pour y revenir.

F. Jeux de simulation pour les grandes cultures

Le dispositif de simulation ainsi élaboré a tout d'abord permis de simuler les « systèmes actuels », autrement dit les systèmes de cultures et de prairies conduits avec les pratiques dominantes actuelles (en termes de fertilisation azotée, de mode d'exportation de la biomasse, d'enfouissement des résidus de culture, d'irrigation du maïs, d'implantation de couverts intermédiaires en Zone Vulnérable, de mode d'exploitation des prairies et de chargement animal) pour les huit cultures et les trois types de prairies considérés dans cette analyse.

Plusieurs jeux de simulation alternatifs ont également été construits afin de tester l'effet de certaines pratiques sur le niveau de fourniture des SE (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations "systèmes actuels") :

- simulations alternatives « sans irrigation du maïs » dans les UPC où il est classiquement irrigué ;
- simulations alternatives « sans fertilisation azotée » pour toutes les UPC concernées ;
- simulations alternatives « sans intrant », soit sans fertilisation, sans irrigation et sans enfouissement des résidus de culture, par déclinaison des simulations comportant l'une ou l'autre (dans ce jeu de simulation alternatif, les résidus restent donc en surface du sol car les enfouir nécessite un intrant sous forme d'énergie mécanique) ;
- simulations alternatives « sans couverts intermédiaires » dans les UPC situées en Zone Vulnérable.

Le jeu de simulation alternatif « sans irrigation du maïs » présente le même nombre de simulations que le jeu « systèmes actuels » avec maïs.

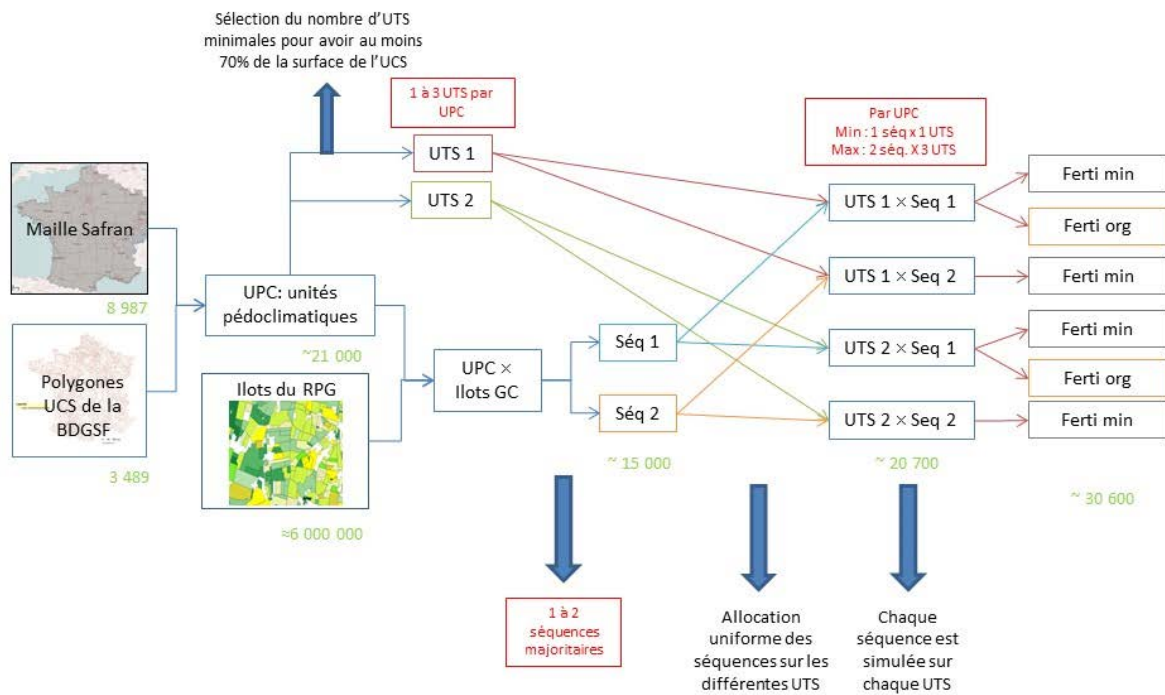
Les jeux de simulation « sans fertilisation azotée » et « sans intrant » ont un nombre de simulations identiques mais inférieur au jeu « systèmes actuels » du fait qu'il n'y a sont potentiellement le contre-poids des deux types de fertilisation (minérale et organique combinée à une fertilisation minérale) en même temps.

Le jeu de simulation « sans couverts intermédiaires » présente le même nombre de simulations « systèmes actuels » réalisées dans les seules UPC situées en Zone Vulnérable.

La cohérence des résultats de simulation annuels en termes de rendement et biomasse aérienne à la récolte a été vérifiée. Les rendements issus des simulations ont été comparés avec les rendements régionaux moyens observés de 1989 à 2012 via la statistique agricole annuelle (Agreste, n.d.). A la suite de cette analyse, il a été décidé qu'une culture de rente a un rendement faible lorsque son rendement en grains récoltés est inférieur à 0.5 T/ha. Pour le maïs fourrage, un rendement est considéré comme faible lorsque le rendement en matière sèche est inférieur à 4 T/ha. Les simulations dont le nombre d'années à rendement faible sur trente ans est strictement supérieur à trois ne sont pas prises en compte (c.-à-d. quand il y a plus de 10% des années avec des rendements faibles). Suite à cette analyse de cohérence, pour les systèmes de culture « actuels », sur 32 318 simulations de combinaisons [séquences de culture x ferti x UPC x UTS], seules 30 580 simulations de systèmes de culture ont été conservées pour les analyses qui sont présentées dans ce rapport.

Le schéma ci-après présente une UPC comportant 2 séquences et 2 sols (UTS), la première séquence est déclinée en deux systèmes de culture l'un avec fertilisation minérale uniquement et l'autre avec une fertilisation minérale et organique, la deuxième est décliné seulement avec le mode fertilisation minérale uniquement. Les chiffres en vert indiquent le nombre d'observations/unités correspondantes et concernent seulement les systèmes de culture actuels.

Séquence de culture x sol x climat x fertilisation



G. Variables de sortie et analyse des résultats pour les grandes cultures

G.1. Procédures de changement d'échelle

Les variables des sorties STICS sont des variables annuelles, soit moyennées sur l'année (fichier annuel) ou soit indiquant la situation à la récolte (fichier récolte). Ces résultats sont ensuite agrégés sur 30 ans selon les besoins pour l'analyse (ex. moyenne sur 30 ans, différence entre état initial et état final, cf Tableau 13).

Pour l'**analyse des résultats**, les résultats obtenus pour toutes les combinaisons [séquence de culture x pratiques de fertilisation x unité typologique de sol] sont agrégés par une procédure de changement d'échelle à l'UPC et à la PRA en fonction du poids attribuée à chaque simulation au sein de l'entité spatiale d'agrégation.

La formule pour le **changement d'échelle d'une sortie de STICS vers l'UPC** est la suivante (cas d'une UPC avec deux séquence*deux types de fertilisation et deux UTS) :

$$\begin{aligned}
 Val_{UPC-ci} = & \left([Val_{UTS1-seq1-Nmin} \times Poids_{ParcNmin-seq1} + Val_{UTS1-seq1-Norg} \times Poids_{ParcNorg-seq1}] \right. \\
 & \times Poids_{seq1-UPC} \\
 & + [Val_{UTS1-seq2-Nmin} \times Poids_{ParcNmin-seq2} + Val_{UTS1-seq2-Norg} \times Poids_{ParcNorg-seq2}] \\
 & \times Poids_{seq2-UPC} \left. \right) \times Poids_{UTS1} \\
 & + \left([Val_{UTS2-seq1-Nmin} \times Poids_{ParcNmin-seq1} + Val_{UTS2-seq1-Norg} \right. \\
 & \times Poids_{ParcNorg-seq1}] \times Poids_{seq1-UPC} \\
 & + [Val_{UTS2-seq2-Nmin} \times Poids_{ParcNmin-seq2} + Val_{UTS2-seq2-Norg} \times Poids_{ParcNorg-seq2}] \\
 & \left. \right) \times Poids_{seq2-UPC} \left. \right) \times Poids_{UTS2}
 \end{aligned}$$

Avec :

- Val_{UPC} : Valeur d'une sortie pour une UPC donnée (ci : pour une culture donnée)
- $Val_{UTS-seq-ferti}$: valeur d'une sortie pour une UTS donnée, une séquence donnée et un type de fertilisation donné
- $Poids_{ParcNmin-seq}$: poids de la fertilisation minérale pour une séquence donnée
- $Poids_{ParcNorg-seq}$: poids de la fertilisation organique pour une séquence donnée
- $Poids_{UTS}$: poids d'une UTS donnée dans l'unité cartographique de sol (UCS) de l'UPC
- $Poids_{seq-UPC}$: poids de la séquence simulée par rapport à l'ensemble des séquences simulées contenant la culture ci dans l'UPC

Tableau 13. Variables de sorties STICS par biens et services écosystémiques analysés

Service écosystémique	Variables de sortie du modèle (unités – nom dans STICS)	Construction de l'indicateur à partir de la (des) variable(s) de sortie	Période sur laquelle est estimé l'indicateur	Modalités de simulation utilisées → objectif poursuivi	Variables d'interprétation (le cas échéant)
Capacité de l'écosystème à stocker et restituer de l'eau aux plantes cultivées	cep (mm)	Quantité d'eau transpirée par la culture de rente pendant sa période de croissance pour les simulations sans irrigation	cycle de culture	- simulations "sans irrigation" → évaluation du niveau de SE - simulations "sans CI" → tester l'effet de l'implantation des CI	
Capacité de l'écosystème à stocker et restituer de l'eau bleue	rr_mm (mm) : précipitations, calculées à partir des données météo France airg_n_sum (mm) : irrigation et (mm) : évapotranspiration = ep_sum + esol_sum + emulch_sum (actual transpiration flux + actual soil evaporation flux + amount of water directly evaporated after mulch interception)	Rendement en eau annuel	Année calendaire	- simulations "sans irrigation" → évaluation du niveau de SE - simulations "systèmes actuels" → tester l'effet de l'irrigation	
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	QNplante_from_ea (kg.ha-1) = Nmineral_from_plt (kg.ha-1) + Qfix (kg.ha-1)	Quantité d'azote fourni par l'écosystème durant le cycle de culture = Quantité d'azote minéralisée à partir de l'humus + quantité d'azote minéralisée à partir des résidus	cycle de culture	- simulations "systèmes actuels" → évaluation du niveau de SE	totapN (kg.ha-1) : Quantité d'azote apportée
	QNpltsolcroiss (kg.ha-1) = azomes_sowing (kg.ha-1) + Nmineral_from_plt (kg.ha-1) + Qfix (kg.ha-1)	Quantité d'azote que le sol peut fournir à la plante pour sa croissance = Quantité d'azote dans le sol au moment du semis + Quantité d'azote minéralisée à partir de l'humus + quantité d'azote minéralisée à partir des résidus + quantité d'azote fixée par fixation symbiotique			
	Qnplante (kg.ha-1)	Quantité d'azote moyenne contenue dans la culture de rente à la récolte			
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N	(1) Nretenu_moyen_absolu (kg.ha-1) = totapN + cumvminh_sum + cumvminr_sum + lessiv_sum (2) Nretenu_relatif (kg.ha-1) = (totapN + minN_sum - lessiv_sum) / (totapN + minN_sum)	Indicateurs de SE : (1) Quantité annuelle de N non lixivié = N apporté + N minéralisé provenant de l'humus + N minéralisé provenant de la matière organique – N lixivié (2) Proportion du N entrant qui n'est pas lixivié = (N apporté + N minéralisé – N lixivié) / (N apporté + N minéralisé)		- simulations "systèmes actuels" → évaluation du niveau de SE - simulations "sans CI" → tester l'effet de l'implantation des CI - simulations "sans irrigation" → tester l'effet de l'irrigation	
	(1) lessiv_sum (kg.ha-1) (2) NO3 (mg NO3/L) = 443 * lessiv_sum / drain_sum	Indicateurs d'impact : (1) Quantité annuelle d'azote lixivié (2) Concentration annuelle en NO ₃ - dans les eaux drainées		- simulations "systèmes actuels" → évaluation du niveau d'impact	
Régulation du climat global	chumt_0109 (kg.ha-1) = chumt_0109 (2013) – chumt_0109 (1983)	Indicateur de SE : Variation annuelle du stock de C organique du sol		- simulations "systèmes actuels" → évaluation du niveau de SE - simulations "sans CI" → tester l'effet de l'implantation des CI	
	bilan_annuel_moyen_ges_n20 = em_N20 (kg.ha-1) * 1.57 * 298 bilan_annuel_moyen_ges_c02 = (chumt_0109 (2013) – chumt_0109 (1983)) * 3.67 / 31	Indicateur d'impact : bilan net annuel des échanges de CO ₂ et de N ₂ O		- simulations "systèmes actuels" → évaluation du niveau d'impact	
Part de la production de biens végétaux permise par les SE de régulation de l'azote et de l'eau	Maïs fourrage : pct_rdt_permis_par_se := masec_n_n0 / masec_n_n1 * 100 Autres culture : pct_rdt_permis_par_se := mafruit_n0 / mafruit_n1 * 100	Indicateur du SE : rendement sans intrants (sans fertilisation ni irrigation) / rendement avec intrant		- simulations "systèmes actuels" et simulations "sans intrant"	

G.2. Stratégie d'analyse des résultats de simulation

Pour chaque indicateur de SE évalué à partir des simulations de STICS et de PaSim, l'analyse des principaux déterminants potentiels des résultats de simulation a été conduite selon trois grands axes :

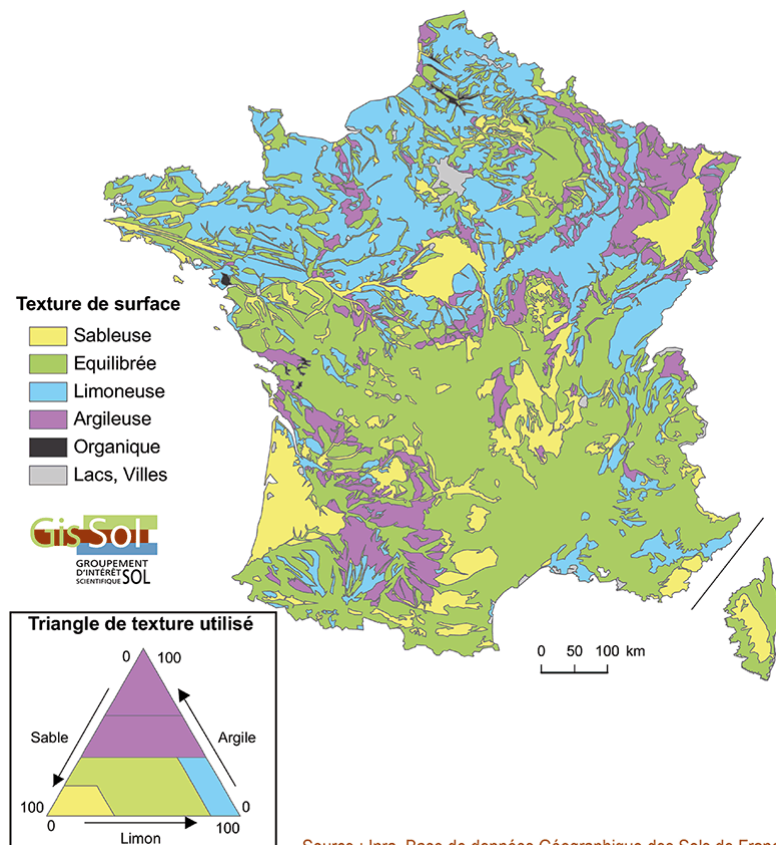
- **l'effet de la nature de la séquence de couverts végétaux** via l'utilisation de plusieurs critères classiques de caractérisation des séquences : (i) durée des séquences de culture – monocultures, rotations « courtes » (durée inférieure ou égale à trois ans), rotations « longues » (durée supérieure ou égale à quatre ans) –, (ii) nombre d'espèces de cultures de rente, (iii) % de cultures d'hiver, (iv) % de céréales à paille et de maïs, (v) % de légumineuses, (vi) % de couverts intermédiaires (cf. figure 8) ;
- **l'effet du sol** via l'utilisation d'une typologie de texture de sol développées par le GIS SOL (INRA, 1998) et présentée en figure 14 ;
- **l'effet des caractéristiques du climat** via l'utilisation d'une typologie en huit grands types de climats proposée par Joly et al. (2010). Cette typologie est basée sur l'analyse des précipitations annuelles et de la température de l'air moyenne annuelle. Elle est présentée dans la figure 15.

Chaque UPC a ainsi été caractérisée en fonction de ces déterminants pour les mettre en regard avec les résultats issus des simulations les concernant (voir les figures rapatriées des section 10.1 et 10.2).

NB : Considérant le temps et les moyens à disposition du collectif d'experts, l'ensemble de ces critères n'a pu être utilisé de façon exhaustive dans la phase d'analyse des indicateurs estimés via le dispositif de simulation.

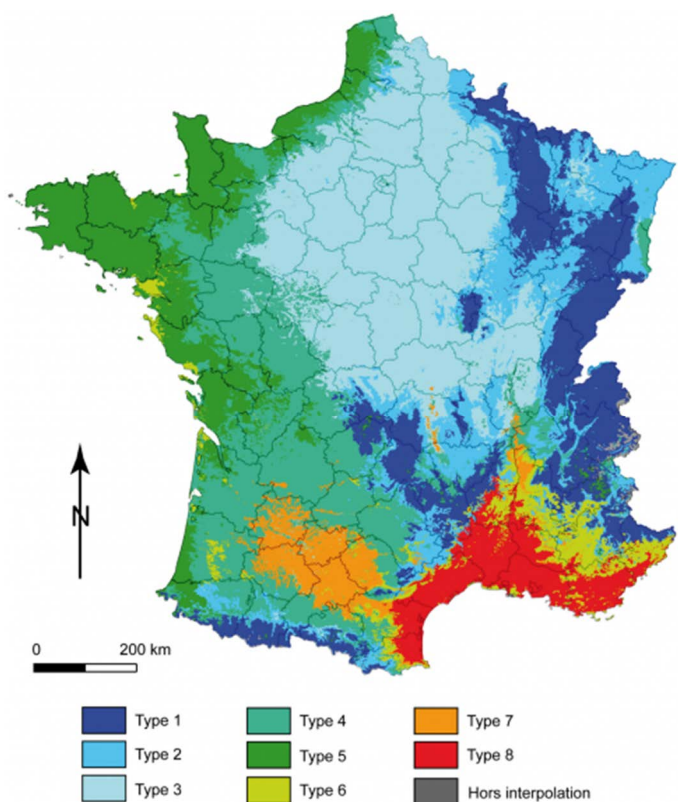
Figure 14. Les 5 classes de texture dominantes de l'horizon de surface des sols de France (Inra, 1998)

Source : Inra, Base de données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000, 1998.



Source : Inra, Base de données Géographique des Sols de France.

<https://www.gissol.fr/donnees/cartes/la-texture-des-horizons-superieurs-du-sol-en-france-metropolitaine-1883>

Figure 15. Les 8 grands types de climat en France selon Joly *et al.* (2010).

Type 1 : les climats de montagne - Les influences montagnardes et/ou semi-continentales y sont prépondérantes, c'est-à-dire que le cumul de précipitation est élevé, avec une forte variabilité interannuelle des précipitations du mois de juillet. La température moyenne est inférieure à 9,4°C. Ce climat s'étend sur l'ensemble des zones de montagne.

Type 2 : le climat semi-continental et le climat des marges montagnardes – ces climats regroupent les zones de périphérie montagnarde, avec des températures moins froides qu'en montagne, et des précipitations légèrement plus faibles. Ils s'étendent en Bourgogne, Alsace et Lorraine.

Type 3 : Le climat océanique dégradé des plaines du Centre et du Nord - Les précipitations sont faibles (moins de 700 mm de cumul annuel), surtout en été, et la variabilité interannuelle des précipitations est faible. Les températures sont intermédiaires (environ 11°C en moyenne annuelle) mais leur variabilité interannuelle est élevée. Ce climat s'étend sur l'ensemble du Bassin Parisien, dans la vallée moyenne de la Loire, le Nord du Massif central et la vallée de la Saône.

Type 4 : Le climat océanique altéré (transition entre le climat océanique franc de type 5 et le climat océanique dégradé de type 3) - Les précipitations moyennes cumulées sont de l'ordre de 800 à 900 mm et tombent surtout l'hiver, l'été étant assez sec. La température moyenne annuelle est assez élevée (12,5°C). Ce climat s'étend, d'une part, le long d'une fine bande entre le Nord-Pas-de-Calais et la Normandie et, d'autre part, vers le sud-ouest du Massif central et le nord des Pyrénées.

Type 5 : Le climat océanique franc - Les précipitations sont annuellement abondantes (un peu plus de 1000 mm) : elles sont fréquentes en hiver, avec une forte variabilité interannuelle. L'été est également pluvieux mais les cumuls sont réduits. Les températures sont modérées, avec de faibles amplitudes annuelles. Ce climat s'étend en bordure de la mer du Nord, en Normandie, Bretagne, Vendée, Charentes.

Type 6 : Le climat méditerranéen altéré - Les précipitations moyennement abondantes (800-950 mm) mais réparties très inégalement au cours de l'année : l'automne et l'hiver sont humides (avec des variabilités interannuelles cependant), tandis que l'été est sec. La température moyenne annuelle est élevée, et l'été est toujours chaud. Ce climat s'étend sur les Alpes de Haute-Provence et la Drôme, en Ardèche, et entre les Pyrénées et l'Hérault.

Type 7 : Le climat du Bassin du Sud-Ouest - Les précipitations sont peu abondantes en cumul annuel (moins de 800 mm), avec une faible variabilité interannuelle ; leur intensité est faible l'hiver (précipitations océaniques) et plus élevées l'été (perturbations orageuses venant de l'Espagne ou du golfe de Gascogne). La température moyenne annuelle est élevée (supérieure à 13°C), avec une forte amplitude thermique annuelle. Ce climat est centré sur le bassin moyen de la Garonne/

Type 8 : Le climat méditerranéen franc - Les caractères climatiques de ce climat sont très tranchés, plus que dans chacun des sept précédents types. Le cumul annuel des précipitations est faible avec un été aride mais un hiver plutôt bien arrosé malgré un faible nombre de jours de pluie. Les températures annuelles sont élevées, associées à des jours froids rarissimes et des jours chauds fréquents. Ce climat s'étend en bordure de la Mer Méditerranée, en Camargue, dans la Vallée du Rhône jusque dans la Drôme.

Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailhes, J., Hilal, M., Wavresky, P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. Cybergeog : European Journal of Geography [En ligne], URL : <http://cybergeog.revues.org/23155>, Cartographie, Imagerie, SIG, document 501.

Références

- Agreste, 2010. Unité Gros Bétail (UGB). Recens. Agric. 2010.
- Agreste, n.d. La statistique agricole annuelle [WWW Document]. URL http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_methosaa.pdf (accessed 10.19.15).
- Constantin, J., Le Bas, C., Justes, E., 2015. Large-scale assessment of optimal emergence and destruction dates for cover crops to reduce nitrate leaching in temperate conditions using the STICS soil-crop model. *Eur. J. Agron.* doi:10.1016/j.eja.2015.06.002
- Coucheney, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K.S., Le Bas, C., Justes, E., Léonard, J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environ. Model. Softw.* doi:10.1016/j.envsoft.2014.11.024
- Devun, J., Legarto, J., 2011. Fourrages conservés et modes de récolte : la situation selon les systèmes d'élevage en France. *Fourrages* 91–105.
- Faïq, C., Fuzeau, V., Cahuzac, E., Allaire, G., Therond, O., Bortzmeyer, M., 2013. Les prairies permanentes : Evolution des surfaces en France - Analyse à travers le Registre Parcellaire Graphique. *Etudes Doc.* 96, 1–14.
- Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailhes, J., Hilal, M., Wavresky, P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. *Cybergeo*. doi:10.4000/cybergeo.23155
- Mulder, V.L., Lacoste, M., Martin, M.P., Richer-de-Forges, A., Arrouays, D., 2015. Understanding large-extent controls of soil organic carbon storage in relation to soil depth and soil-landscape systems. *Global Biogeochem. Cycles* 29, 1210–1229. doi:10.1002/2015GB005178
- Ruget, F., Novak, S., Granger, S., 2006. Du modèle STICS au système ISOP pour estimer la production fourragère. Adaptation à la prairie, application spatialisée. *Fourrages* 186, 241–256.

Complément 1 : paramètre sol pour STICS à partir de la BDGSF

Données d'entrée Sol		
Code variable	Libellé Variable	Disponibilité et méthode (Infosol)
Informations nécessaire pour le profil		
arg	Teneur en argile du premier horizon (% pondéral)	estimation par règle de pédotransfert basée sur valeur médiane calculée sur des profils Donesol
Norg	Teneur en azote organique du premier horizon (% pondéral)	estimation du stock d'azote organique. Obtenu à partir du Corg estimé à partir de Mulder et al. (2015). La teneur en N org est ensuite recalculée via le rapport C/N.
profhum	Profondeur d'humification (cm)	à 30 cm
calc	Teneur en CaCO3 du premier horizon (%)	règle de pédotransfert disponible
pH	pH (-)	règle de pédotrasfert
conceuil	Concentration minimale du sol en NH (kg N ha-1 mm-1)	défaut (0,01)
albedo	Albédo du sol nu à l'état sec (-)	une règle qui donne 3 valeurs d'albédo.
q0	Limite d'évaporation de la phase potentielle d'évaporation du sol (mm)	Equations de Ritchie et Crum 1989 reprises dans le livre rouge de Stics
ruisolnu	Fraction de la pluie ruisselée en conditions de sol nu (par rapport à la pluie totale)	défaut
obstarac	Profondeur d'un obstacle à l'enracinement (cm)	règle de pédotransfert disponible
pluiebat		défaut
mulchbat		défaut
zesx	Profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation (cm)	défaut
cfes	Paramètre de décroissance de l'évaporation en fonction de la profondeur (-)	défaut
z0solnu	Rugosité du sol nu (m)	défaut
csurNsol	Rapport C sur N du sol	valeur par défaut (autour de 10)
penteruis		défaut
Options à activer/désactiver		
codecailloux	Prise en compte des cailloux dans le bilan hydrique	Pas activé ?
codemacropore	Création d'un compartiment dans le bilan hydrique pour la macroporosité	Pas activé ?
codefente	Création d'un compartiment supplémentaire dans le bilan hydrique	Pas activé
codedrainage	Activation des calculs de drainage	Pas activé
profimper	Profondeur de l'horizon imperméable (cm)	valeur non utilisée
Ecartdrain	Ecartement entre drains (cm)	valeur non utilisée
Ksol	Conductivité hydraulique à saturation (cm j-1)	valeur non utilisée
Profdrain	Profondeur des drains (cm)	valeur non utilisée
coderemontca	Activation des remontées capillaires	Pas activé
capiljour	Remontées capillaires (mm j-1)	valeur non utilisée
humcapil	Teneur en eau minimale pour l'activation des remontées capillaires (g eau g sol-1)	valeur non utilisée
codenitrif	Activation du calcul de la nitrification	activé
codedenit	Activation du calcul de la dénitrification	activé
profdenit	profondeur de sol où a lieu la dénit (cm)	pas d'info: règle de pédotransfert ou constante ou autre?
vpotdenit	Vitesse potentielle de dénitrification (kg NO ha j-1 cm-1)	pas d'info: règle de pédotransfert ou constante ou autre?
Informations nécessaires pour chaque horizon		
epc	Epaisseur des horizons	règle de pédotransfert disponible
HCCF	Teneur en eau à la capacité au champ (g g-1)	règle de pédotransfert disponible
HMINF	Teneur en eau minimale exploitable par la plante (g g-1)	règle de pédotransfert disponible
DAF	Masse volumique (g cm-3)	règle de pédotransfert disponible
infil	Infiltrabilité à la base de chaque horizon (mm j-1)	valeur non utilisée
epd	Epaisseur de mélange de l'azote (cm)	défaut
cailloux	Teneur volumique en cailloux (%)	règle de pédotransfert disponible
typecailloux	Type de cailloux : calcaires, graviers, silex, granits, autre	règle de pédotransfert disponible (attention suppose de changer les types de cailloux dans les param généraux)

Complément 2 : méthode d'estimation des cellules sous secret statistique, dans le RPG 128 classes au département et au canton

Elise Maigné (US ODR)

Le RPG 128 classes au département est considéré comme une matrice qui comporte 19968 croisements entre la catégorie RPG 128 et le département, puisqu'il y a en réalité dans les données 208 classes du RPG.

Sur l'ensemble de ces cellules, il y en a 2883 soumises au secret statistique (14,4%).

Pour estimer les valeurs sous secret, considérées a priori comme non nulles, nous utilisons les données de marge dont nous disposons : les données par classe 128 France entière, et les données de superficie totale du département.

Le RPG 128 classes au canton est considéré comme une matrice qui comporte 728000 croisements entre la catégorie RPG 128 et le canton, puisqu'il y a en réalité dans les données 208 classes du RPG.

Sur l'ensemble de ces cellules, il y en a 55720 soumises au secret statistique (7,6%).

Pour estimer les valeurs sous secret, considérées a priori comme non nulles, nous utilisons les données de marge dont nous disposons : les données par classe 128 au département, et les données de superficie totale du canton.

1. Estimation évidente

Nous appliquons tout d'abord un algorithme « évident », d'abord sur le niveau département puis sur le niveau canton qui permet de combler les cellules pour lesquelles, en marge, il n'y a qu'une valeur manquante. Ceci se fait dans les deux marges, et se répète jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de valeurs à remplacer.

Au département, aucune valeur ne peut être remplacée par ce principe. Le même algorithme est utilisé pour le niveau canton et permet de remplacer 283 cellules (au sein d'un même département et d'une même classe ou au sein du canton, une seule valeur était manquante).

2. Estimation

Nous commençons à estimer le RPG 128 classes au département, puisqu'il servira de référence pour l'estimation du RPG 128 classes au canton.

Notations :

d = département

r = classe RPG 128

s = cellule sous secret statistique (associée à une classe r et un département d)

Méthode :

1. Pour chaque département d , on calcule la valeur connue sur tout le département : $valeur_connue_d$

2. Pour chaque classe RPG r , on calcule la valeur connue sur toute la classe 128 : $valeur_connue_r$

3. Tant qu'il reste des valeurs à estimer, on répète l'algorithme suivant :

a. Calcul de la valeur restant à attribuer sur le département, pour chaque département :

$$valeur_restante_d = valeur_connue_d - valeur_marge_d$$

b. Calcul de la valeur restant à attribuer sur la classe, pour chaque classe 128 :

$$valeur_restante_r = valeur_connue_r - valeur_marge_r$$

c. On calcule un pourcentage de répartition sur chaque cellule s :

$$pct_{distrib_s} = \frac{valeur_{restante_r}}{\sum_{s \in d} valeur_{restante_r}}$$

d. On répartit la valeur restant du département selon les pourcentages calculés

$$valeur_estimée_s = valeur_restante_d * pct_distrib_s$$

e. Pour chaque classe 128, r , on vérifie :

i. Si le montant estimé sur la classe 128 dépasse France entière le montant restant à attribuer pour cette même classe : on a trop distribué sur cette classe 128, on va recalculer une valeur estimée.

- ii. Sinon on a sous-estimé la classe 128, on conserve la valeur estimée dans une variable qui sert de réservoir : *valeur_keep* et qui est augmentée à chaque étape de l'algorithme, tant que la classe 128 n'a pas été vidée.

$$\text{Si } \sum_{s \in r} (\text{valeur_estimée}_s) > \text{valeur_restante}_r :$$

$$\text{valeur_estimée}_s^* = \frac{\text{valeur_estimée}_s \times \text{valeur_restante}_r}{\sum_{s \in r} (\text{valeur_estimée}_s)}$$

$$\text{Si } \sum_{s \in r} (\text{valeur_estimée}_s) < \text{valeur_restante}_r :$$

$$\text{valeur_keep}_s = \text{valeur_estimée}_s + \text{valeur_keep}_s$$

*valeur_keep*_s a été initialisée au début de l'algorithme à zéro.

- f. La valeur connue dans les marges est augmentée des valeurs finales estimées *valeur estimée** et des valeurs dans le réservoir.

$$\text{valeur_connue}_d = \sum_{s \in d} \text{valeur_estimée}_s^* + \sum_{s \in d} \text{valeur_keep}_s$$

$$\text{valeur_connue}_r = \sum_{s \in r} \text{valeur_estimée}_s^* + \sum_{s \in r} \text{valeur_keep}_s$$

- g. Les valeurs finales sont remplacées si la valeur connue d'une classe 128 est égale à la valeur restante de cette classe (toute la surface de la classe a été répartie). Elles prennent :

$$\text{valeur_finale}_s = \text{valeur_estimée}_s^* + \text{valeur_keep}_s$$

Cette méthode permet de répartir les valeurs manquantes du département, en suivant la répartition des classes 128 au niveau supérieur connu (ici France entière). Si ces valeurs sont surestimées pour la classe, elles sont diminuées pour atteindre la surface à répartir totale de la classe, et toutes les valeurs pour cette classe à estimer sont ainsi fixées et connues.

Le fait de diminuer les valeurs surestimées « recrée » de la surface à répartir par département, que l'on redistribue ensuite sur les classes 128 qui avaient été sous-estimées.

Après application de cette méthode par département, toutes les valeurs manquantes sont estimées, sauf 6 pour lesquelles la valeur en marge (classe 128) n'est pas connue France entière.

Une fois les estimations faites au département, on applique la même méthode au canton, en utilisant pour marges :

- Les valeurs connues ou estimées du département et de la classe 128
- Les valeurs connues de la superficie totale du canton.

Notations :

c = canton

d = département

r = classe RPG 128

s = cellule sous secret statistique (associée à un canton *c*, une classe *r* et un département *d*)

Méthode :

1. Pour chaque département *d* et classe 128 *r*, on calcule la valeur connue, en sommant les données du niveau canton hors secret statistique : *valeur_connue*_{*d,r*}
2. Pour chaque canton *c*, on calcule la valeur connue sur tout le canton en sommant les données du niveau canton hors secret statistique : *valeur_connue*_{*c*}
3. Tant qu'il reste des valeurs à estimer, on répète l'algorithme suivant :
 - a. Calcul de la valeur restant à attribuer sur le canton, pour chaque canton : *valeur_restante*_{*c*} = *valeur_connue*_{*c*} - *valeur_marge*_{*c*}
 - b. Calcul de la valeur restant à attribuer sur la classe, pour chaque classe 128 dans chaque département : *valeur_restante*_{*d,r*} = *valeur_connue*_{*d,r*} - *valeur_marge*_{*d,r*}
 - c. On calcule un pourcentage de répartition sur chaque cellule *s* :

$$pct_{distrib_s} = \frac{valeur_{restante_{d,r}}}{\sum_{s \in d,r} valeur_{restante_{d,r}}}$$

- d. On répartit la valeur restante du canton selon les pourcentages calculés

$$valeur_{estimee_s} = valeur_{restante_c} * pct_{distrib_s}$$

- e. Pour chaque classe 128 r et par département d , on vérifie :

- i. Si le montant estimé sur la classe 128 dans le département le montant restant à attribuer pour cette même classe dans ce département : on a trop distribué, on va recalculer une valeur estimée.
- ii. Sinon on a sous-estimé la classe 128 du département, on conserve la valeur estimée dans une variable qui sert de réservoir : $valeur_{keep}$ et qui est augmentée à chaque étape de l'algorithme, tant que la classe 128 n'a pas été vidée dans le département.

$$\text{Si } \sum_{s \in d,r} (valeur_{estimee_s}) > valeur_{restante_{d,r}} :$$

$$valeur_{estimee_s}^* = \frac{valeur_{estimee_s} \times valeur_{restante_{d,r}}}{\sum_{s \in d,r} (valeur_{estimee_s})}$$

$$\text{Si } \sum_{s \in d,r} (valeur_{estimee_s}) < valeur_{restante_{d,r}} :$$

$$valeur_{keep_s} = valeur_{estimee_s} + valeur_{keep_s}$$

$valeur_{keep_s}$ a été initialisée au début de l'algorithme à zéro.

- f. La valeur connue dans les marges est augmentée des valeurs finales estimées $valeur_{estimee}^*$ et des valeurs dans le réservoir.

$$valeur_{connue_c} = \sum_{s \in c} valeur_{estimee_s}^* + \sum_{s \in c} valeur_{keep_s}$$

$$valeur_{connue_{d,r}} = \sum_{s \in d,r} valeur_{estimee_s}^* + \sum_{s \in d,r} valeur_{keep_s}$$

- g. Les valeurs finales sont remplacées si la valeur connue d'une classe 128 dans un département est égale à la valeur restante de cette classe et dans ce département (toute la surface de la classe a été répartie). Elles prennent :

$$valeur_{finale_s} = valeur_{estimee_s}^* + valeur_{keep_s}$$

L'application de cette méthode a permis d'estimer au niveau canton 54878 valeurs.

Il ne reste ainsi que 549 valeurs sous secret pour lesquelles les données en marge ne sont pas disponibles (surface totale du canton ou surface de la classe 128 dans le département).

Complément 3 : Liste des cas particuliers de 1^{ère} et deuxième séquences dominantes non classées et mode de traitement dans le plan de simulation STICS/PaSim

Prairies :

1 ^{ère} ou deuxième séquences dominantes non classées par la typologie niveau 1 d'AGIR et reclassée par expertise, non retenues ou simulée comme une rotation (itération cyclique de la séquence observée sur la période de simulation)	Séquence à simuler
divers-prairie-prairie-prairie-prairie-prairie	prairie*
gel-gel-gel-gel-prairie-prairie-prairie	prairie*
gel-gel-gel-prairie-prairie-prairie-prairie	prairie*
gel-gel-prairie-prairie-prairie-prairie-prairie	prairie*
prairie-fourrage-prairie-prairie-prairie-prairie-prairie	prairie*
prairie-prairie-divers-prairie-prairie-prairie-prairie	prairie*
prairie-prairie-fourrage-prairie-prairie-prairie-prairie	prairie*
prairie-prairie-prairie-gel-prairie-prairie-prairie	prairie*

Grandes cultures :

1 ^{ère} séquence dominante non classées par la typologie de niveau 2 d'AGIR et reclassée par expertise	Séquence à simuler (exceptions aux règles générales)
colza-colza-CP-colza-CP-CP-CP	CP_f_colza
colza-CP-CP-colza-CP-CP-CP	CP_f_colza
colza-CP-CP-CP-colza-CP-colza	CP_f_colza
CP-CP-CP-colza-CP-CP-colza	CP_f_colza
CP-CP-CP-tour-CP-CP-proteagineux	CP_f_tour_proteagineux
CP-CP-CP-tour-CP-tour-CP	CP_f_tour
CP-tour-mais-mais-tour-mais-tour	CP-tour-mais-mais-tour-mais-tour
mais-CP-CP-mais-mais-CP-mais	mais_f_CP

Complément 4 : Modes d'exploitations des prairies

a) Développés par Ruget et al. (1998) et basés sur les données de l'enquête Prairies 1998)

Numéro	Mode*	Nombre de coupes	Azote fin hiver (kg/ha)	Première coupe			Coupes suivantes		
				Somme des températures	Hauteur de coupe (cm)	Azote (kg/ha)	Somme des températures	Hauteur de coupe (cm)	Azote (kg/ha)
1	F	1	0	1500	5	0			
2	F	1	50	1500	5	0			
3	F	1	50	1500	5	50			
4	FP	2	0	1300	5	0	1300	5	0
5	FP	2	0	1300	5	50	1300	5	0
6	FP	2	50	1300	5	0	1300	5	0
7	FP	2	50	1300	5	50	1300	5	0
8	EFP	3	0	900	5	50	1000	5	0
9	EFP	3	50	900	5	0	1000	5	0
10	EFP	3	50	900	5	50	1000	5	0
11	EFP	3	50	900	5	50	1000	5	16
12	FPP	3	0	1300	5	0	1000	5	0
13	FPP	3	50	1300	5	0	1000	5	0
14	FPP	3	50	1300	5	50	1000	5	0
15	PPP	3	0	700	5	0	1000	5	0
16	PPP	3	0	700	5	50	1000	5	0
17	PPP	3	50	700	5	0	1000	5	0
18	PPP	3	50	700	5	50	1000	5	0
19	EEEE	4	0	900	5	50	800	5	0
20	EEEE	4	50	900	5	50	800	5	0
21	PPPP	4	0	700	5	0	800	5	0
22	PPPP	4	50	700	5	0	800	5	0
23	PPPP	4	50	700	5	50	800	5	0
24	PPPPP	5	0	700	5	0	700	5	0
25	PPPPP	5	50	700	5	0	700	5	0
26	PPPPP	5	50	700	5	50	700	5	0
27	PPPPPP	6	0	500	5	0	500	5	0
28	PPPPPP	6	50	500	5	0	500	5	0
29	PPPPPP	6	50	500	5	50	500	5	0
30	PPPPPP	6	50	500	5	50	500	5	8

* F : foin ; E : ensilage ; P : pâture

B) Adaptés et simulés par PaSim

Numéro	Mode*	Nombre de coupes	Azote fin hiver (kg/ha)	Première coupe			Coupes suivantes		
				Somme des températures	Hauteur de coupe (cm)	Azote (kg/ha)	Somme des températures	Hauteur de coupe (cm)	Azote total (kg/ha)
1	F	1	0	1300	5	0			
2	F	1	50	1300	5	0			
3	F	1	50	1300	5	50			
4	Fp	3	0	1300	5	0	650	5	0
5	Fp	3	0	1300	5	50	650	5	0
6	Fp	3	50	1300	5	0	650	5	0
7	Fp	3	50	1300	5	50	650	5	0
8	EFp	4	0	900	5	50	1000 puis 500	5	0
9	EFp	4	50	900	5	0	1000 puis 500	5	0
10	EFp	4	50	900	5	50	1000 puis 500	5	0
11	EFp	4	50	900	5	50	1000 puis 500	5	50
12	Fpp	5	0	1300	5	0	500	5	0
13	Fppp	5	50	1300	5	0	500	5	0
14	Fppp	5	50	1300	5	50	500	5	0
15	PPPp	4	0	350	5	0	350 puis 500	5	0
16	PPPp	4	0	700	5	50	350 puis 500	5	50
17	PPPp	4	50	700	5	0	350 puis 500	5	0
18	PPPp	4	50	700	5	50	350 puis 500	5	50
19	EEEE	4	0	900	5	50	800	5	0
20	EEEE	4	50	900	5	50	800	5	0
21	PPpp	6	0	700	5	0	800	5	0
22	PPpp	6	50	700	5	0	800	5	0
23	PPpp	6	50	350	5	50	350 puis 400	5	50
24	PPpppp	8	0	350	5	0	350 puis 400	5	0
25	PPpppp	8	50	350	5	0	350 puis 400	5	0
26	PPpppp	8	50	350	5	50	350	5	50
27	PPpppppp	10	0	315	5	0	315	5	0
28	PPpppppp	10	50	315	5	0	315	5	0
29	PPpppppp	10	50	315	5	50	315	5	50
30	PPpppppp	10	50	315	5	0	315	5	150
30	PPpppppp	10	50	315	5	50	315	5	100

Complément 5 : Description de la base de données INRA sur les séquences et rotations de culture en France

Le RPG disponible pour la recherche publique sur les années 2006-2012 décrit l'occupation du sol au sein des îlots suivant 28 classes de culture.

L'analyse des RPG 2006-2012 a permis à l'UMR AGIR (INRA Toulouse) de développer une base de données sur les séquences de cultures au sein de chacun des îlots de chaque exploitation agricole qui a réalisé une déclaration PAC sur les années 2006 à 2012.

L'analyse de récurrence des patrons d'enchaînement de cultures au sein de ces séquences observées a permis, sur la majorité des surfaces, de déterminer un type de rotation associé aux séquences dominantes en termes de surface.

Au niveau 1 de typologie de rotation : toutes les classes de cultures sont conservées à l'exception des classes de gel qui sont regroupées :

- Classe [Gel] : {gel sans production, gel industriel, gel autres}

Au niveau 2 de typologie de rotation: Les céréales à paille et les prairies sont regroupées.

- [CP¹²] : {blé tendre, orge, autres céréales}
- [Prairie] : {prairies permanentes, prairies temporaires, landes/estives, fourrages}

Le tableau suivant présente les codages de classes d'occupation du sol utilisés pour la description des séquences observées (séquences brutes) et la description des rotations types associées suivant deux niveaux d'agrégation des classes d'occupation des sols du RPG 28 classes.

Code_RPG28	Libelle dans RPG 28 classes	Codage séquence	Codage Typologie Rotation niveau 1	Codage Typologie Rotation niveau 2
1	BLE TENDRE	blet	blet	CP
2	MAIS GRAIN ET ENSILAGE	mais	mais	mais
3	ORGE	orge	orge	CP
4	AUTRES CEREALES	autrescereales	autrescereales	CP
5	COLZA	colza	colza	colza
6	TOURNESOL	tour	tour	tour
7	AUTRES OLEAGINEUX	autresoleagineux	autresoleagineux	autresoleagineux
8	PROTEAGINEUX	proteagineux	proteagineux	proteagineux
9	PLANTES A FIBRES	fibre	fibre	AutreC
10	SEMENCES	semence	semence	AutreC
11	GEL (surfaces gelées sans production)	gel	gel	gel
12	GEL INDUSTRIEL	gel	gel	gel
13	AUTRES GELS	gel	gel	gel
14	RIZ	riz	riz	AutreC
15	LEGUMINEUSES A GRAINS	leggrains	leggrains	AutreC
16	FOURRAGE	four	four	PraiLandFou
17	ESTIVES LANDES	lande	lande	PraiLandFou
18	PRAIRIES PERMANENTES	prairiep	Prairie	PraiLandFou
19	PRAIRIES TEMPORAIRES	prairiet	Prairie	PraiLandFou
20	VERGERS	vergers	vergers	perenne
21	VIGNES	vigne	vigne	perenne
22	FRUITS A COQUE	fruitcoq	fruitcoq	perenne
23	OLIVIERS	oliviers	oliviers	perenne
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES	autreclin	autreclin	AutreC
25	LEGUMES-FLEURS	legfleur	legfleur	AutreC
26	CANNE A SUCRE	sucre	sucre	AutreC
27	ARBORICULTURE	arbo	arbo	perenne
28	DIVERS	divers	divers	divers

¹² Céréales à paille.

Les rotations types sont décrites suivant la procédure suivante :

- Les monocultures pures sont décrites par la mention de la culture suivie d'un astérisque, ex. maïs*

- Les semi-monocultures de céréales à paille (codées « semi_CP ») ou de maïs (codée « semi_maïs ») correspondent à la présence d'un patron du type :

CP*	-- 0 à plusieurs CP
NON_CP	-- 1 non céréale
(CP[3-n]NON_CP)*	-- 0 à plusieurs (3 à plusieurs CP suivi d'un non CP)
CP*	-- 0 à plusieurs CP

et

maïs*	--0 à plusieurs maïs
NON_maïs	--1 non maïs
(maïs[2-n]NON_maïs)*	-- 0 à plusieurs (2 à plusieurs maïs suivi d'un non maïs)
maïs*	--0 à plusieurs maïs

- Les rotations flexibles de céréales à paille (« CPfNON_CP ») ou de maïs (« MaisfNON_CP ») avec les patrons suivants:

CP[0-2]	--0 à 2 céréales à paille
NON_CP	--1 non céréale
(CP[1-2]NON_CP)*	--0 à plusieurs (1 ou 2 Céréale à Paille suivi d'un non céréale)
CP[0-2]	--0 à 2 céréales à paille

et

maïs [0-2]	--0 à 2 maïs
NON_maïs	--1 non maïs
(maïs[1-2]NON_maïs)*	--0 à plusieurs (1 ou 2 maïs suivi d'un non maïs)
maïs[0-2]	--0 à 2 maïs

Rq : dans ces rotations les noms des cultures qui apparaissent dans la séquence autres que CP ou maïs sont mentionnés après le « f » signifiant « flexible »

- Les rotations fixes sont indiquées par le nom des cultures suivies d'un astérisque, ex. Blé-Tournesol*

- Les autres séquences de culture ne sont pas classées

Complément 6 : Règles de décision EFESE pour les dates de début et fin de chaque culture des séquences GC

Lexique :

CP= culture principale de vente

CI = culture intermédiaire

n = culture concernée par la règle / n-1 : culture qui la précède /n+1 : culture suivante

iplt : date de semis de la culture, fixée par la région

julres : date d'apport de la fumure organique (toujours avant le semis)

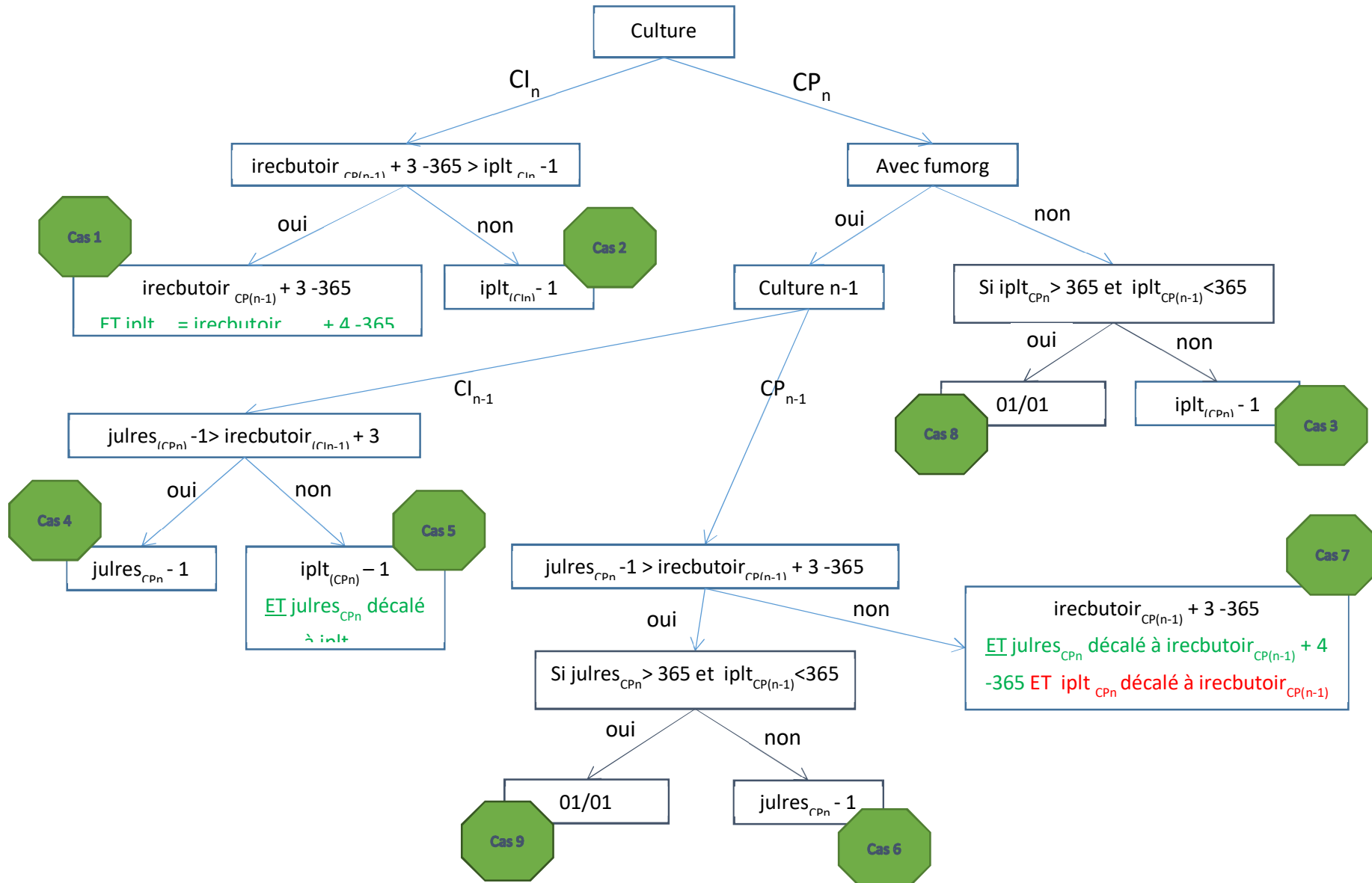
irecbutoir : date de récolte maximale de la culture principale ou date de destruction de la culture intermédiaire, fixée par région.

Jultrav : date du travail du sol qui enfouit les résidus de culture après récolte

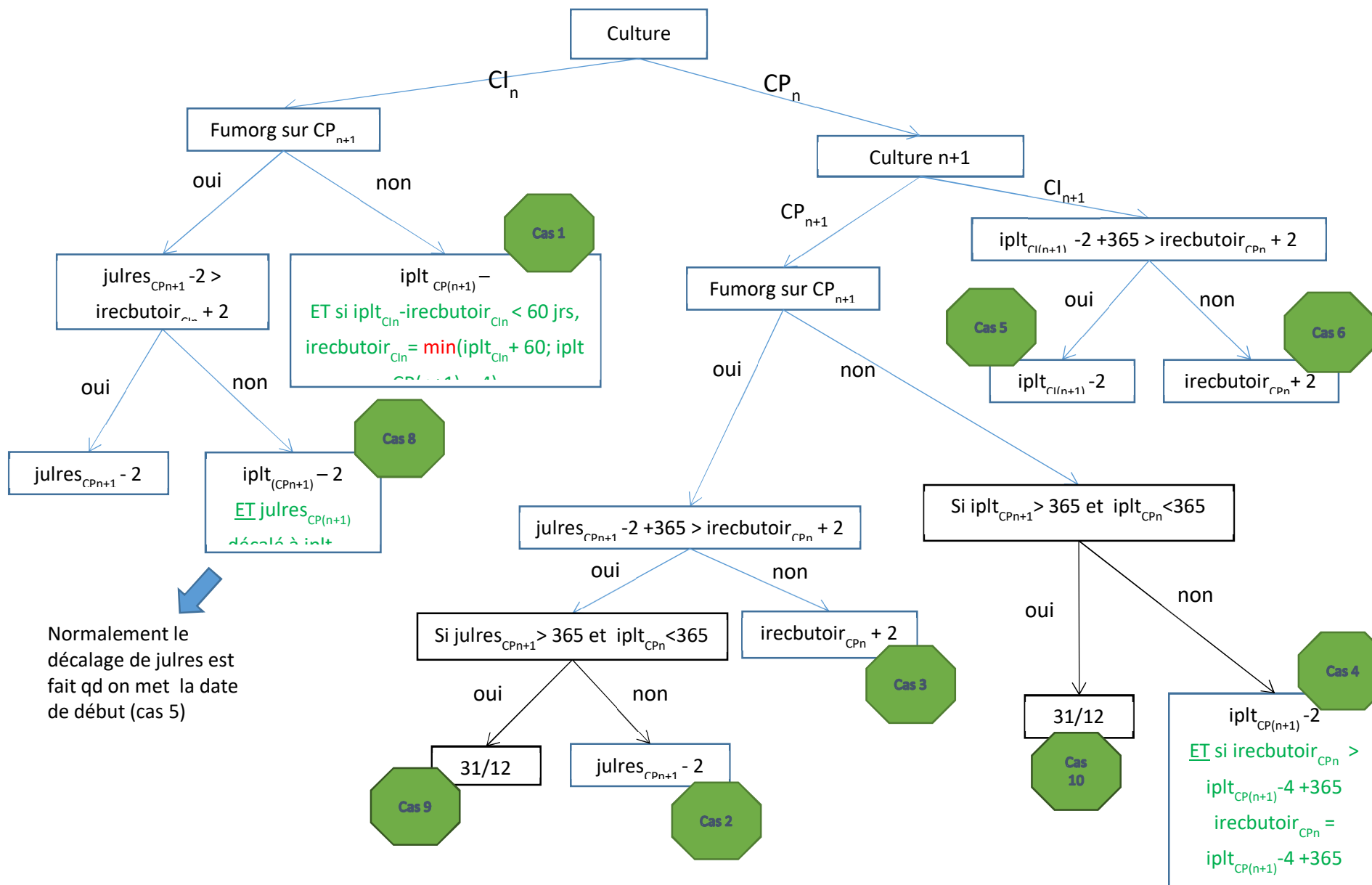
Date_deb = date de début de la simulation pour une culture

Date_fin = date de fin de la simulation pour une culture

Règle Date_deb

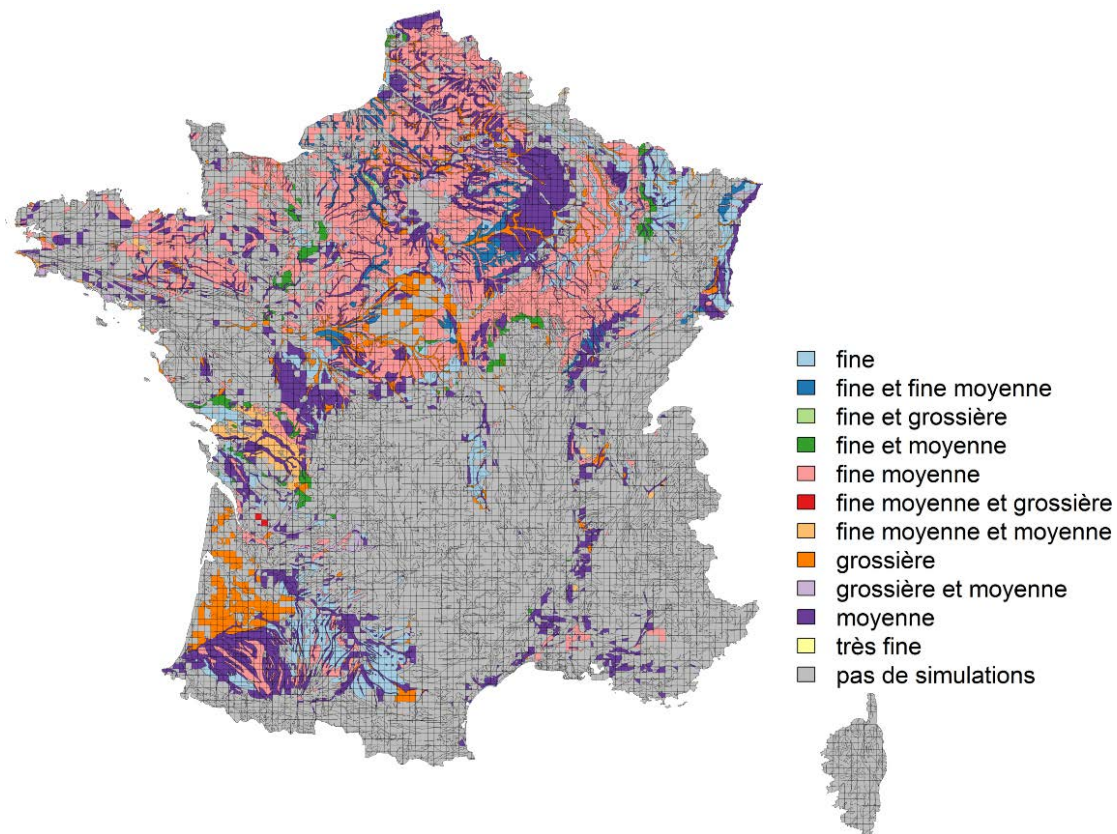


Règle Date_fin



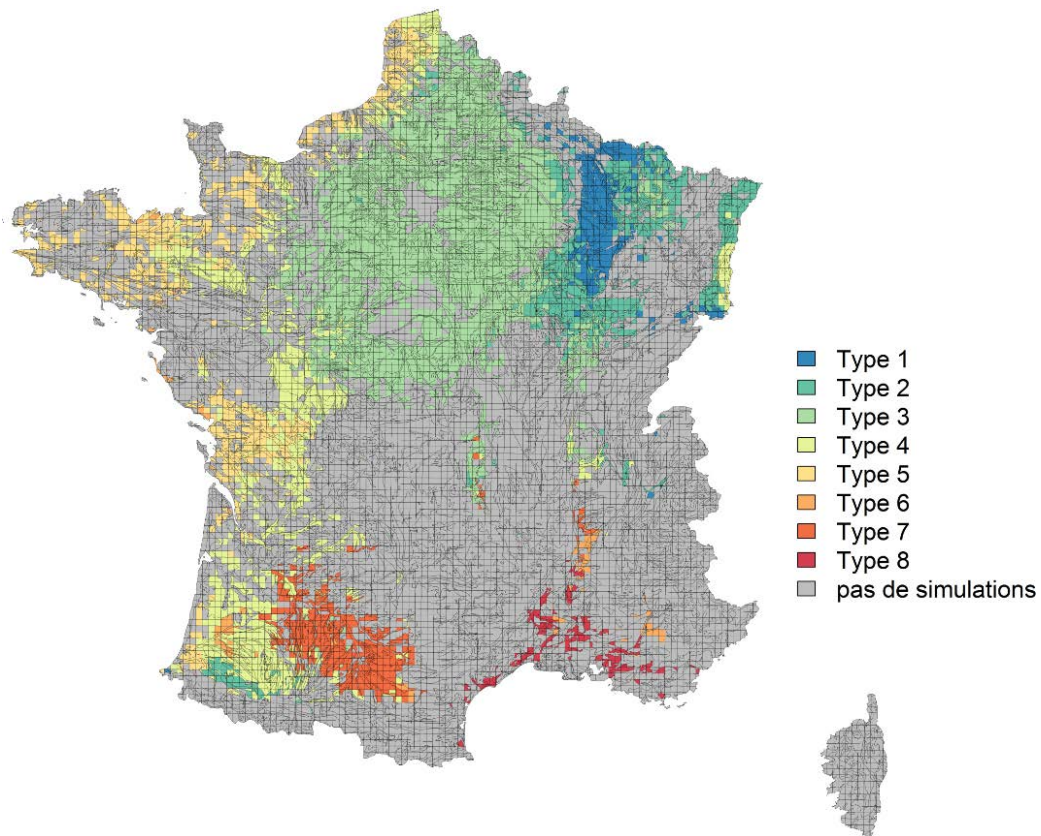
Complément 7 : figures complémentaires

Figure 1. Cartes et description des textures de sol dominantes par UPC dans lesquelles des simulations de systèmes de grandes cultures sont réalisées



Libellé	Caractéristiques
Type 1 - grossier	argile < 18 % et sable > 65 %
Type 2 - moyen	18% < argile < 35% et sable > 15%, ou argile < 18% et 15% < sable < 65%
Type 3 – fin - moyen	argile < 35 % et sable < 15 %
Type 4 – fin	35 % < argile < 60 %
Type 5 – très fin	argile > 60 %

Figure 2. Cartes et description des climats dominants par unité pédoclimatique EFESE-écosystèmes agricoles dans lesquelles des simulations de systèmes de grandes cultures sont réalisées.



Numéro de climat	Libellé
Type 1	climats de montagne
Type 2	climat semi-continentale et climat des marges montagnardes
Type 3	climat océanique dégradé des plaines du Centre et du Nord
Type 4	climat océanique altéré
Type 5	climat océanique franc
Type 6	climat méditerranéen altéré
Type 7	climat du Bassin du Sud-Ouest
Type 8	climat méditerranéen franc

Figure 3. Pourcentage de surfaces totales de séquences de prairies dans la somme des surfaces de prairies et grandes cultures.

Les parts relatives de surfaces des séquences de prairies et de grandes cultures ont été estimées à partir de l'analyse des séquences de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou de grandes cultures ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies.

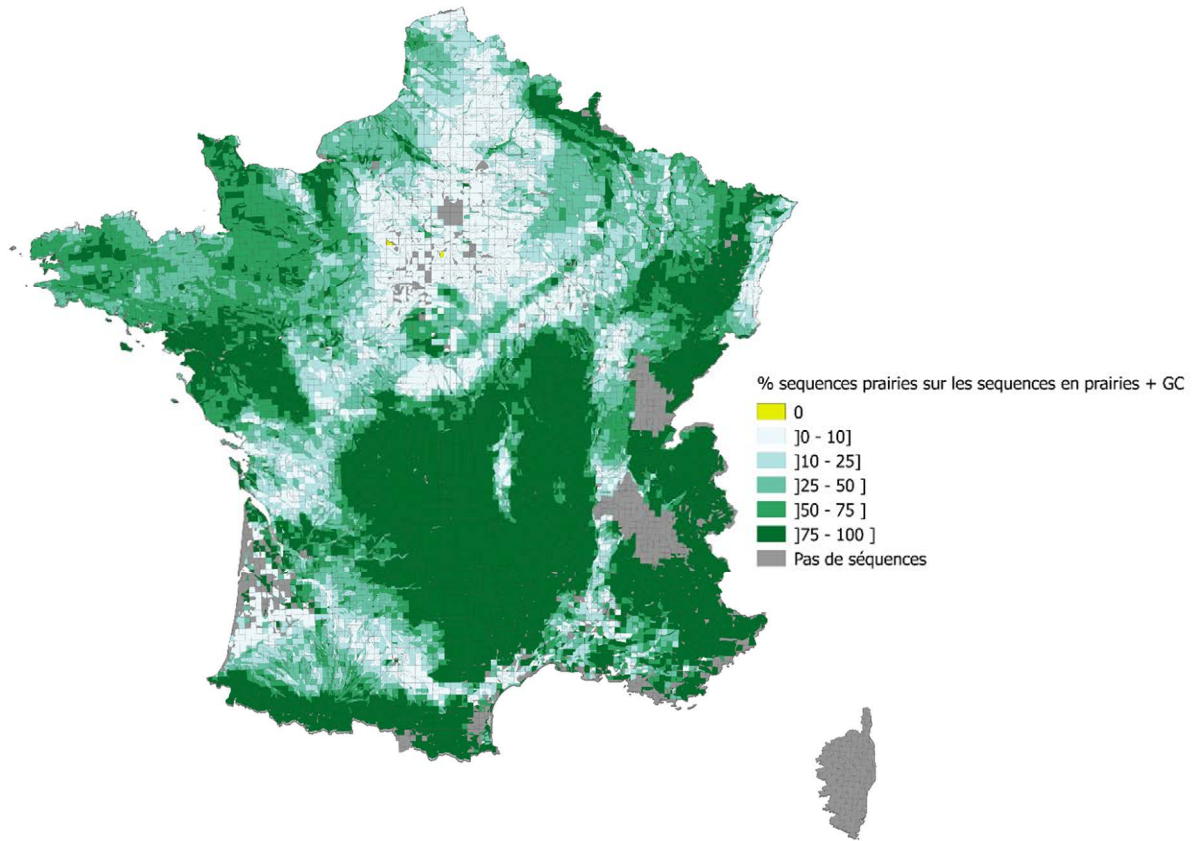


Figure 4. Pourcentage de parcours et prairies (semi)naturelles non fertilisés (type 1) dans la surface totale de prairies par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Les parts relatives de surfaces des différents types de prairies ont été estimées à partir de l'analyse des séquences de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies.

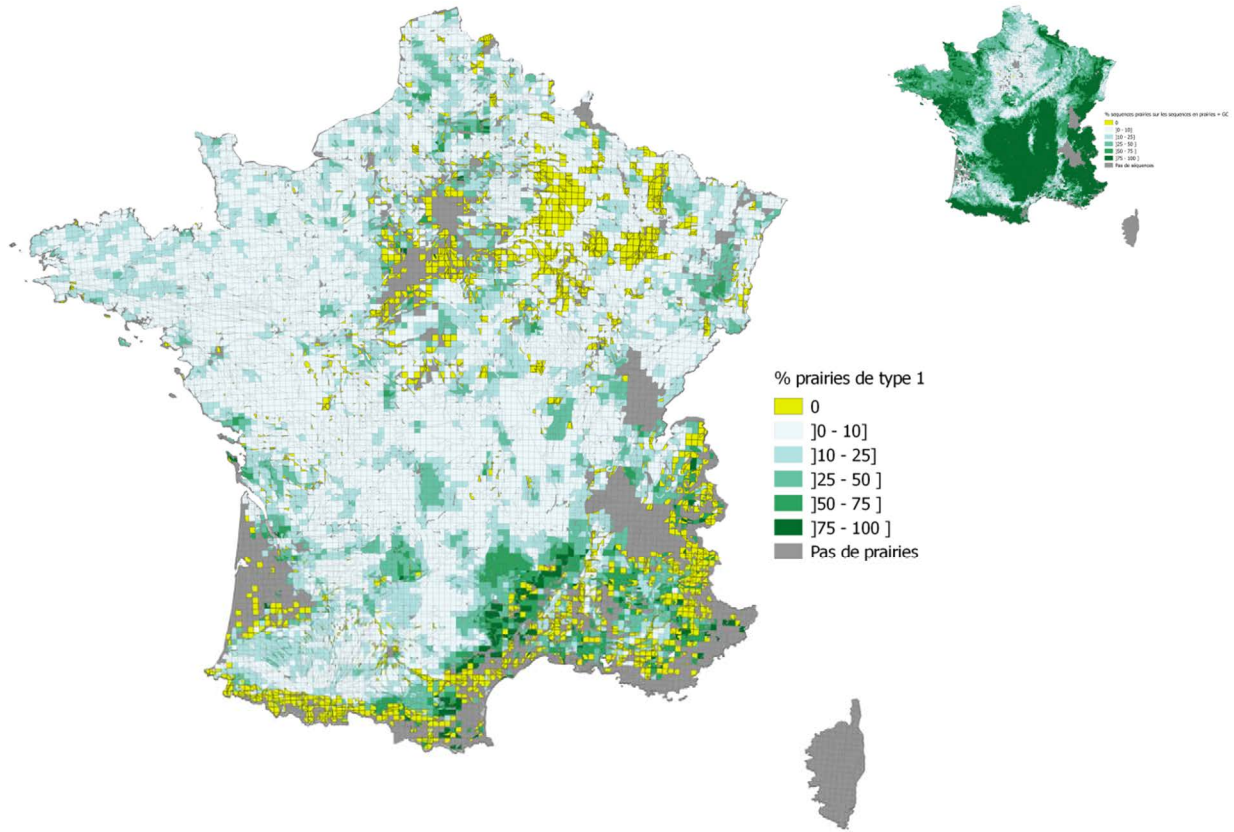


Figure 5. Pourcentage de prairies de légumineuses semées (type 2) dans la surface totale de prairies par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Les parts relatives de surfaces des différents types de prairies ont été estimées à partir de l'analyse des séquences de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies. La carte en bas à droite représente la part des surfaces de séquences de prairies dans la somme des surfaces de séquences de prairies et de grandes cultures.

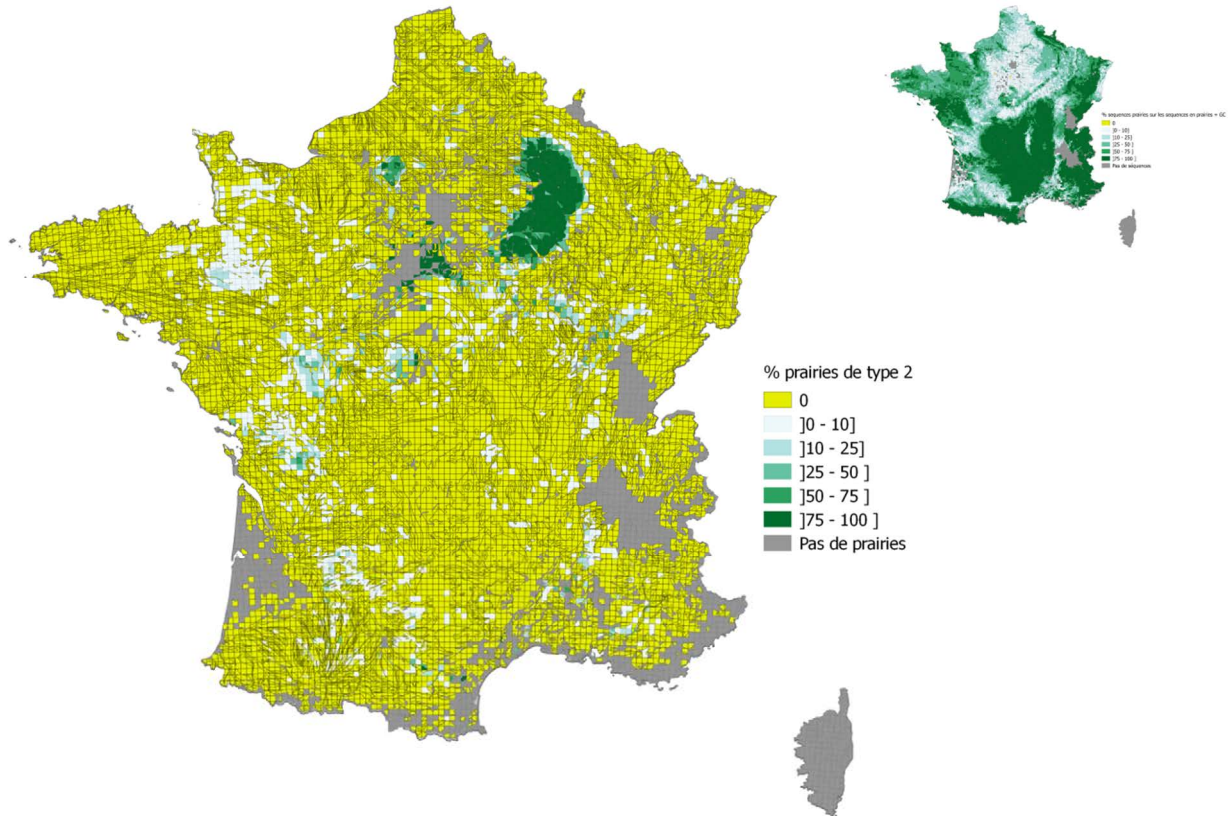


Figure 6. Pourcentage de prairies temporaires (Type 3 et 4) dans la surface totale de prairies par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Les parts relatives de surfaces des différents types de prairies ont été estimées à partir de l'analyse des séquences de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences cultures et/ou prairies. La carte en bas à droite représente la part des surfaces de séquences de prairies dans la somme des surfaces de séquences de prairies et de grandes cultures.

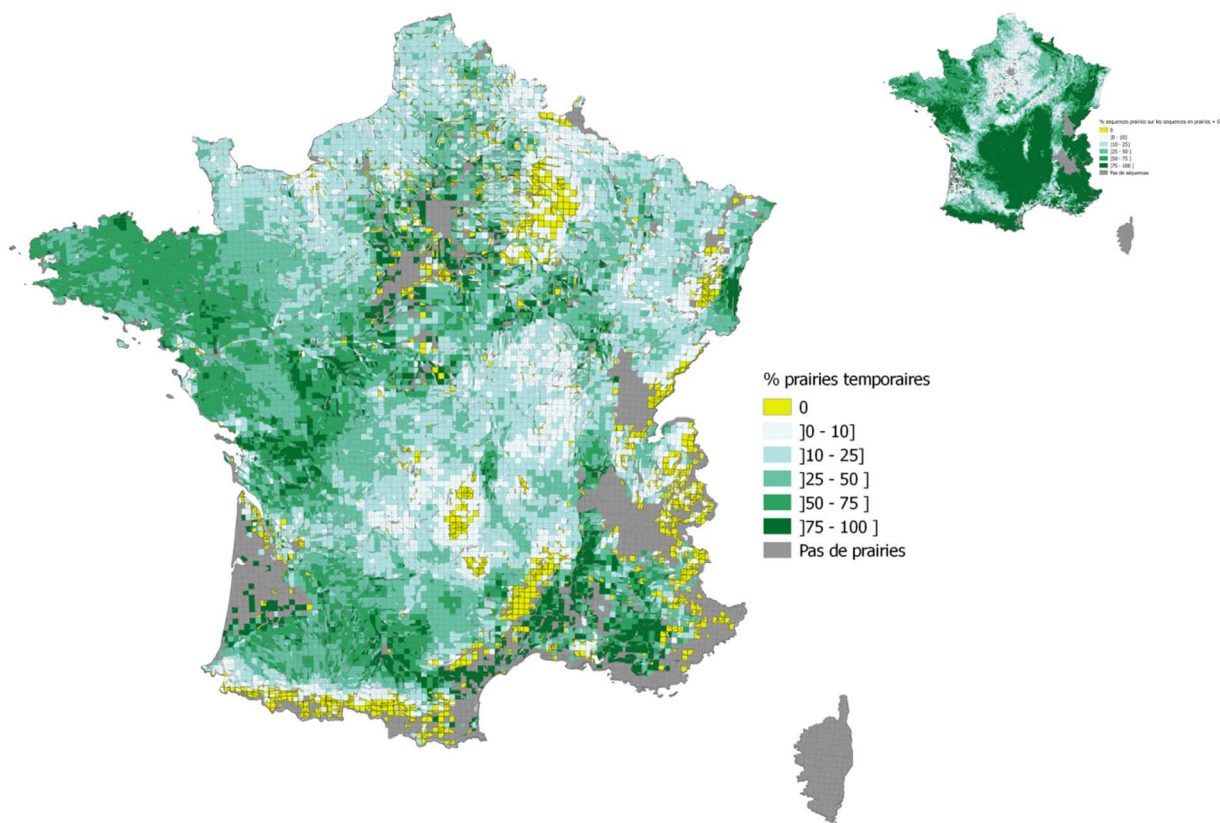


Figure 7. Pourcentage de prairies permanentes intensifiées sans ou avec très peu de légumineuses (Type 4) dans la surface totale de prairies par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Les parts relatives de surfaces des différents types de prairies ont été estimées à partir de l'analyse des séquences cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies. La carte en bas à droite représente la part des surfaces de séquences de prairies dans la somme des surfaces de séquences de prairies et/ou grandes cultures.

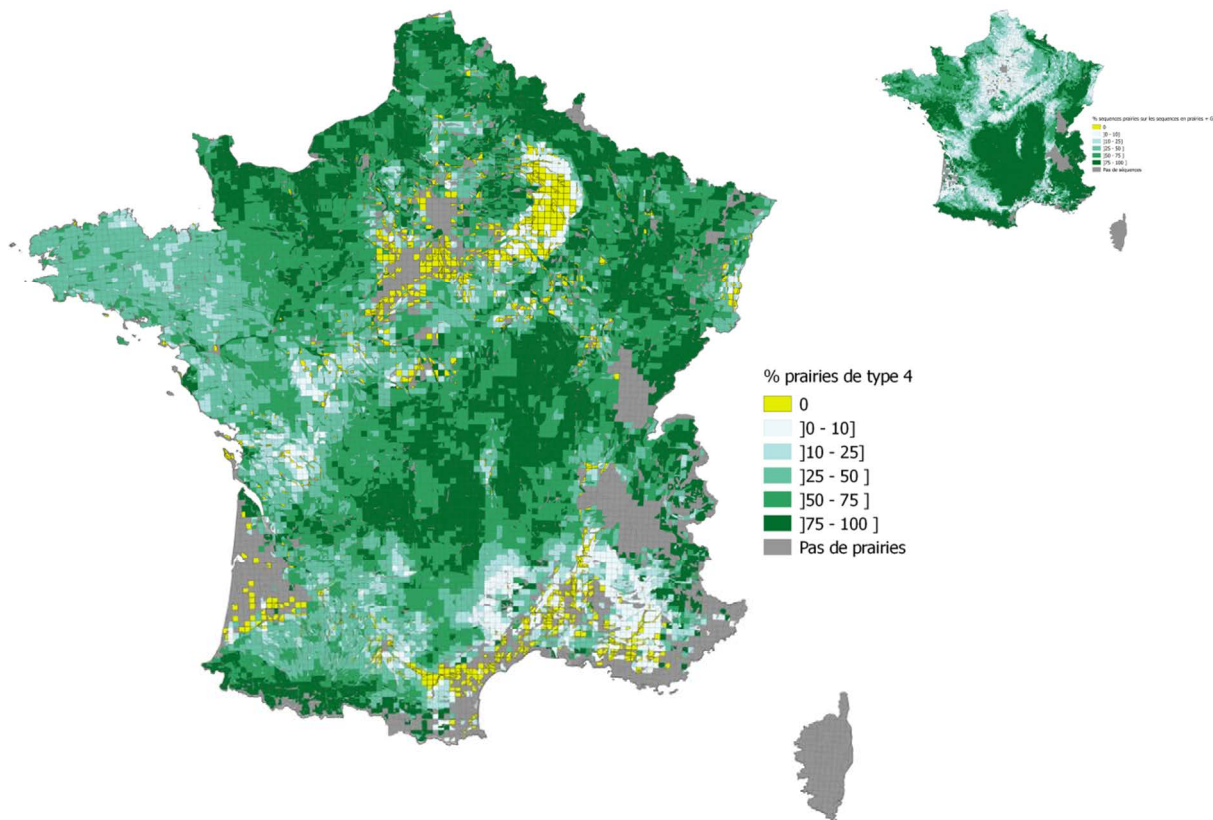
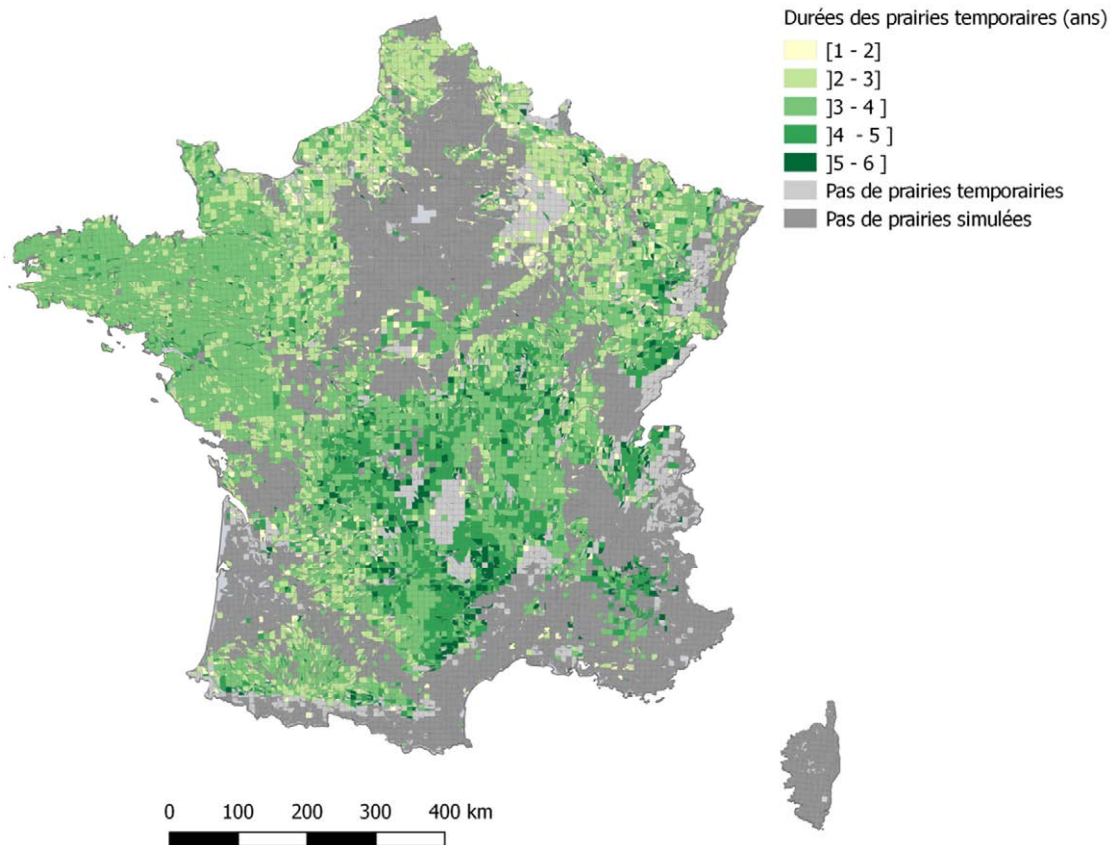


Figure 8. Durées moyennes (année) des prairies temporaires (Type 3 et 4) par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles estimées à partir de l'analyse des séquences de couverts de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012.

Les unités pédoclimatiques en gris clair correspondent à des zones dans lesquelles il n'y a pas de prairie temporaire alors qu'il y a d'autres types de prairies. Les unités pédoclimatiques en gris foncé correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y a pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies. La carte en bas à droite représente la part des surfaces de séquences de prairies dans la somme des surfaces de séquences de prairies et/ou grandes cultures.



Annexe 8-B. Notes techniques pour l'évaluation du SE « pollinisation »

1. Calcul de l'indicateur biophysique basé sur les rendements

Expert coordinateur : Emmanuelle Porcher

Mise en œuvre de l'évaluation : Colin Fontaine, Annette Girardin, Gabrielle Martin

Cartographie : Francesco Accatino, Anne Meillet

Analyse des résultats : Colin Fontaine et Gabrielle Martin

Bases et sources de données utilisées (cf. descriptif en fin de document) :

- **Statistique Agricole Annuelle** : fournit des données sur le rendement de chaque espèce cultivée, par département. La période 2000-2010 a été retenue, pour deux raisons :

- Le protocole de collecte des données a changé en 2000, ce qui rend les données antérieures difficilement comparables
- Les données de certaines cultures (notamment les espèces dépendantes des pollinisateurs) ne sont plus disponibles après 2010.

Il ne s'agit donc pas de la période de référence retenue globalement dans EFESE-écosystèmes agricoles (2010-2012), mais il a été jugé préférable de travailler sur des données pluriannuelles, plutôt que sur la seule année 2010, pour mieux tamponner les variations interannuelles des rendements.

- article **Klein *et al.* (2007)** : fournit une information sur la dépendance des cultures aux pollinisateurs.

Détail de chaque étape de la méthode :

Toutes ces étapes sont réalisées avec le logiciel libre de statistiques R.

Etape 1 : Choix des espèces cultivées à retenir pour l'analyse

(1) On ne retient que les espèces à production par graines ou par fruits (et on élimine donc les espèces dont le rendement est calculé sur la base d'une production végétative (ex. tubercules) : pommes de terre, betteraves, etc.).

(2) Les doublons sont éliminés (ex. on ne retient que les « Cerises » et on élimine les « Bigarreaux » etc.). La liste des espèces retenues est fournie en fin de document.

(3) Les données correspondant à la fois à un rendement nul et une superficie nulle sont éliminées du jeu de données ; en revanche les rendements nuls sur une superficie non nulle sont conservés.

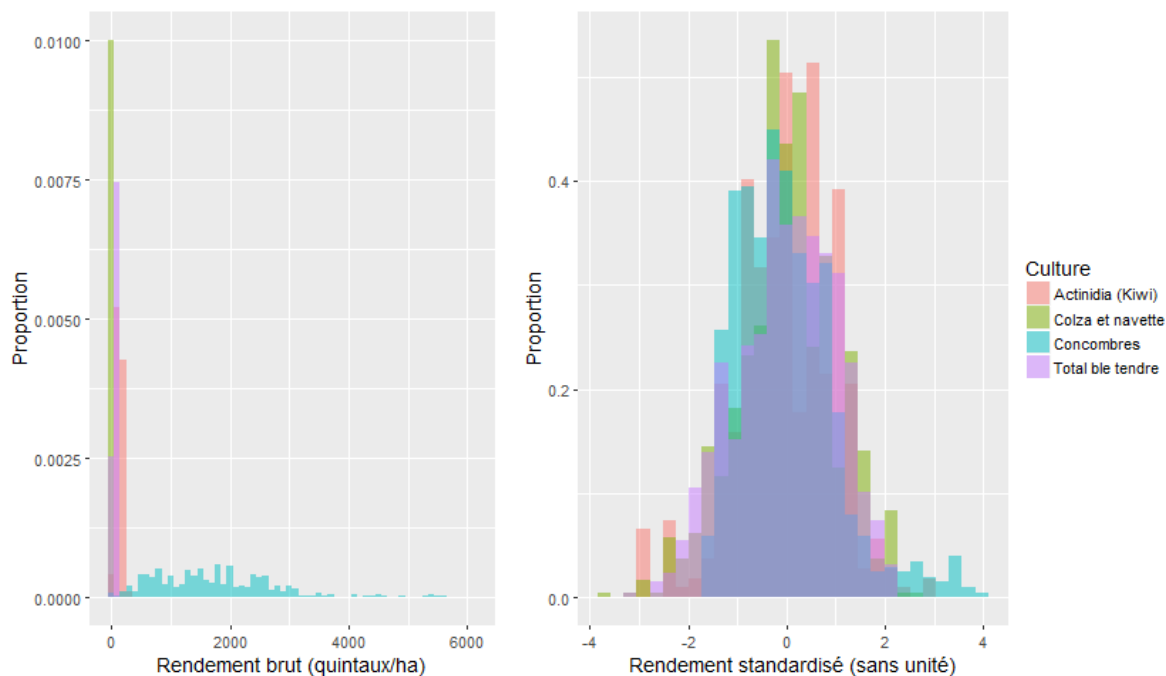
Etape 2 : Standardisation des données pour permettre une comparaison entre cultures avec des rendements très différents

Les rendements sont standardisés pour chaque culture, en soustrayant la moyenne et en divisant par l'écart-type. Moyenne et écart-type sont calculés pour chaque culture sur l'ensemble de la France métropolitaine et sur toutes les années confondues. Toutes les cultures ont alors le même rendement moyen (=0) et la même variance du rendement (=1). Voir Figure 1 pour une illustration. On ne raisonne donc pas sur le rendement brut, mais sur une comparaison du rendement par rapport à la moyenne : pour un département, une année et une culture donnés, le rendement est-il supérieur ou inférieur à la moyenne nationale calculée sur 11 ans ?

Figure 1. Illustration de l'étape de standardisation pour quatre cultures plus ou moins dépendantes des pollinisateurs

A gauche, distribution des données brutes de rendement, toutes années et tous départements confondus. A droite, les mêmes données après standardisation.

Coefficients de dépendance aux pollinisateurs : Kiwi = 0.95 ; colza et navette = 0.25 ; concombre = 0.65 ; blé tendre = 0



Etape 3 : Obtention de l'indicateur d'efficacité de la pollinisation

Dans chaque département, on réalise une régression linéaire entre les rendements standardisés de toutes les cultures et la dépendance de ces cultures aux pollinisateurs, comme variable explicative. On rajoute une seconde variable explicative, l'année (sous forme d'une variable factorielle et non numérique), et son interaction avec la dépendance aux pollinisateurs. Les effets de ces différentes variables s'interprètent comme suit :

- La pente de la régression avec la dépendance aux pollinisateurs indique (entre autres, cf. ci-dessous) l'efficacité de la pollinisation :

- Une pente négative indique que, dans un département donné, les cultures très dépendantes des pollinisateurs ont un rendement relatif moindre que les cultures peu dépendantes, donc, si les conditions biophysiques d'expression du rendement sont similaires, un possible défaut de pollinisation.
- Une pente nulle, voire positive indique que les cultures très dépendantes des pollinisateurs maintiennent le même niveau de rendement que les cultures peu dépendantes, si les conditions biophysiques d'expression du rendement sont similaires, donc une pollinisation efficace.

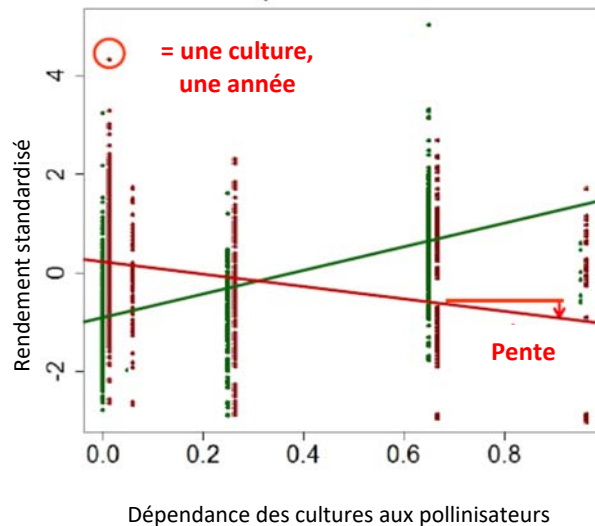
- L'effet année englobe les variations interannuelles des rendements dues par exemple aux variations du climat, mais également des tendances plus systématiques, telle l'augmentation des rendements due au progrès génétique et à l'intensification des pratiques.

- Une interaction entre l'année et la dépendance des cultures indique que le service de pollinisation varie au cours du temps.

C'est donc la pente de la relation entre rendement standardisé et dépendance aux pollinisateurs qui est utilisée comme indicateur du service de pollinisation (Figure 2).

Figure 2. Illustration de la relation entre rendement standardisé des cultures et dépendances des cultures aux pollinisateurs, pour deux départements contrastés : un département avec un bon service de pollinisation (points et droite verts) vs un département avec une pollinisation déficiente (points et droite rouges).

Chaque point représente le rendement d'une culture pour une année.



Remarques et mise en garde générale

Cet indicateur n'a pas été publié et est encore **à l'état de test**. Beaucoup de précautions sont à prendre quant à son interprétation, notamment par rapport aux deux points suivants :

- Qualité des données de rendement à l'échelle du département : problème de secret statistique notamment, qui empêche la diffusion des données qui permettraient d'identifier un producteur (par exemple dans le cas d'une culture produite par une seule exploitation dans un département). Ce secret statistique empêche l'accès à certaines données de petites productions qui pourraient cependant étoffer les données pour les cultures très dépendantes des pollinisateurs notamment.
- Possible effet confondant de l'adaptation locale des cultures dépendantes et non-dépendantes des pollinisateurs : si dans un département donné, les cultures non dépendantes des pollinisateurs sont mieux adaptées en moyenne aux conditions pédoclimatiques et aux pratiques culturales que les cultures fortement dépendantes des pollinisateurs, cela peut aussi conduire à une relation négative entre rendement et dépendance aux pollinisateurs, indépendamment du service de pollinisation. Ce biais reste à approfondir. Par définition, cet indicateur a tendance à **sous-estimer** le service de pollinisation.
- La quantité de données n'est pas suffisante pour obtenir une estimation dans les départements de la petite couronne (92, 93, 94) et, bien sûr, Paris.

Descriptif des sources de données utilisées et références bibliographiques

Nom : Statistique agricole annuelle

Fournisseur/source : Ministère de l'agriculture – SSP Agreste

Années : 2000-2010

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : département

Variable nécessaire au calcul de l'indicateur : rendement de chaque espèce cultivée, par département

Nom : Dépendance des cultures aux pollinisateurs

Fournisseur/source : Klein *et al.*, 2007

Années : NA

Couverture géographique : NA

Résolution géographique (maille) : NA

Information nécessaire au calcul de l'indicateur : réduction du rendement en l'absence de pollinisateur, pour chaque espèce cultivée

Dequines, N., C. Jono, M. Baude, M. Henry, R. Julliard, C. Fontaine. 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Front. Ecol. Environ.* 12:212–217.

Klein, A.-M., B. E. Vaissiere, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, T. Tscharntke. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 274:303–313.

Liste des cultures retenues pour l'analyse

Abricots	Fraises	Noisettes	Protéagineux
Actinidia (Kiwi)	Framboises	Noix	Prunes
Amandes	Groseilles	Oléagineux	Riz
Aubergines	Haricots à écosser et demi-secs (grain)	Olives (pour la bouche et à huile)	Seigle et méteil
Autres céréales non mélangées	Haricots secs (y compris semences)	Pamplemousses	Soja
Autres oléagineux	Haricots verts (y c. haricots beurre)	Pastèques	Sorgho
Avocats	Haricots verts (y c. haricots beurre)	Petits pois (grain)	Tomates
Cassis et myrtilles	Lentilles (y compris semences)	Poires de table	Total avoine
Cerises	Lin oléagineux	Pois protéagineux	Total blé dur
Châtaignes	Lupin doux	Pois secs (pois de casserie) (y compris semences)	Total blé tendre
Clémentines, mandarines	Mais (grain et semence)	Poivrons et piments	Total orge et escourgeon
Colza et navette	Mais doux	Pommes à cidre	Total pavies, pêches, nectarines et brugnons
Concombres	Mélanges de céréales (hors méteil)	Pommes de table	Tournesol
Cornichons	Melons	Potirons, courges, citrouilles, giraumon	Triticale
Courgettes			
Féveroles et fèves			
Figues			

2. Calcul de l'indicateur biophysique « richesse des morpho-espèces de pollinisateurs »

Expert coordinateur : Emmanuelle Porcher

Mise en œuvre de l'évaluation : Francesco Accatino, Colin Fontaine

Cartographie : Francesco Accatino, Anne Meillet

Analyse des résultats : Francesco Accatino, Colin Fontaine

Bases et sources de données utilisées (cf. descriptif en fin de document) :

- **Suivi photographique des insectes pollinisateurs (SPIPoll)** : programme de suivi participatif des interactions plantes-pollinisateurs à l'échelle de la France. Depuis 2010, ce programme a permis de répertorier plus de 215 000 interactions plante-pollinisateur sur plus de 22 000 plantes échantillonnées, à partir d'un protocole standardisé. En bref, l'observateur choisit un individu ou massif d'une espèce de plante et prend des photos de tous les butineurs pendant une durée déterminée (20 min ou plus). Il trie et identifie les butineurs grâce à un outil d'aide à la détermination en ligne, permettant d'obtenir une classification homogène entre observateurs. Cette identification aboutit à des morpho-espèces, c'est-à-dire des groupes d'individus définis sur la base de caractéristiques morphologiques visibles sur des photographies d'insectes prises en conditions naturelles. La résolution taxonomique des 650 taxons de butineurs proposés varie du niveau de l'espèce jusqu'à inclure plusieurs familles pour certaines morpho-espèces. Une morpho-espèce peut donc inclure une ou plusieurs espèces, mais chaque espèce n'appartient qu'à une seule morpho-espèce. Les identifications sont ensuite corrigées/validées par des experts (OPIE, Office Pour les Insectes et leur Environnement). Les photos, identifications, localisation de l'échantillonnage ainsi que d'autres informations sont ensuite mis en ligne et consultable par tous (<http://www.spipoll.org>).

- **CORINE Land Cover 2012** : permet d'obtenir le type d'utilisation du sol aux points d'échantillonnage.

- **Europe 2011 (European Environmental Agency)** : ce jeu de données contient les délimitations officielles des régions biogéographiques utilisées pour la Directive Habitats (92/43/EEC) et pour le réseau EMERALD mis en place lors de la Convention de Bern.

Détail de chaque étape de la méthode :

Etape 1 : Sélection des données Spipoll intégrées à l'analyse.

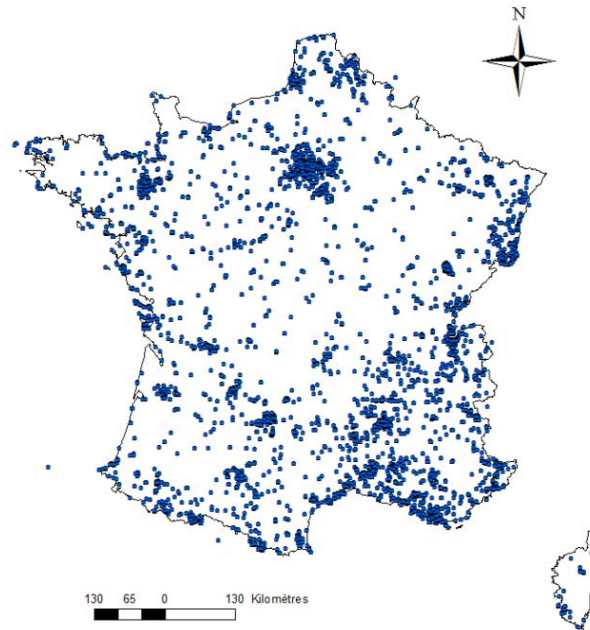
Seules les données issues du protocole flash (20 min d'échantillonnage exactement), échantillonnées de mars à octobre entre 2010 et 2015 ont été utilisées. Afin de pouvoir prendre en compte l'effet de l'identité des plantes sur le nombre de morpho-espèces de butineurs observé, nous avons sélectionné les genres de plantes ayant été échantillonnés plus de 100 fois. Ces genres sont : *Lotus*, *Thymus*, *Lamium*, *Achillea*, *Salvia*, *Hedera*, *Euphorbia*, *Bellis*, *Mentha*, *Buddleja*, *Rosa*, *Senecio*, *Trifolium*, *Scabiosa*, *Prunus*, *Leucanthemum*, *Ranunculus*, *Heracleum*, *Rubus*, *Centaurea*, *Cirsium* et *Cardus*, *Taraxacum*, *Daucus*, *Lavandula*.

Etape 2 : Sélection des types d'utilisation du sol analysés.

A partir du niveau 3 de Corine Land Cover, sept types d'utilisation des sols ont été définis, en fonction de leur pertinence pour les communautés de pollinisateurs et de leur intensité d'échantillonnage :

- | | |
|-----------------------------|--------------------------|
| - zone urbaine d'habitation | codes Corine : 111, 112 |
| - zone urbaine équipement | codes Corine : 121 à 142 |
| - terres arables | codes Corine : 221 à 223 |
| - zone agricole hétérogènes | codes Corine : 241 à 244 |
| - prairie | code Corine : 231 |
| - milieu ouvert | codes Corine : 321 à 340 |
| - forêt | codes Corine : 311 à 320 |

Ces processus de post-stratification des données aboutissent à un jeu de données de 30 529 butineurs observés sur 4 538 plantes échantillonnées, soit un effort d'échantillonnage total de plus de 1 500 heures d'observation (cf. figure 1).

Figure 1. Répartition des plantes échantillonnées dans le cadre du SPIPoll**Etape 3 : Estimation de la richesse de butineurs attendue en 20 min d'observation.**

Nous avons estimé, avec des modèles linéaires mixtes, le nombre de morpho-espèces par ordre de butineur (Hyménoptères, Diptères, Coléoptères, Lépidoptères) attendu en 20 min d'observation. Nous avons choisi cette variable car elle est un bon estimateur de la richesse en espèces attendue pour 20 min d'observation (la probabilité d'observer beaucoup d'espèces cryptiques, c'est-à-dire appartenant à la même morpho-espèce, en 20 min est faible). Le nombre de morpho-espèces par ordre de butineur a été log transformé afin d'assurer la normalité des résidus ainsi que leur homoscedasticité.

Pour chacun des ordres, le modèle complet incluait (i) les covariables suivantes :

- latitude
- jour d'observation (t = nombre de jours depuis le premier janvier de l'année d'observation)
- jour d'observation au carré, afin de détecter un éventuel maximum intermédiaire dans le nombre de morpho-espèces (par exemple en été)
- heure d'observation
- heure d'observation au carré (même explication que pour le jour d'observation : l'abondance totale et donc le nombre de morpho-espèces est souvent maximum aux heures chaudes de la journée)

(ii) les facteurs suivants :

- année d'observation
- classe d'habitat
- couverture nuageuse (0-25% ; 25-50% ; 50-75% ; 75-100%)
- ombrage (oui / non)
- température (>10 ; 10-20 ; 20-30 ; >30)
- région biogéographique (Continental, Méditerranéen, Atlantique, Alpin)

(iii) l'interaction suivante :

- région biogéographique * classe d'habitat

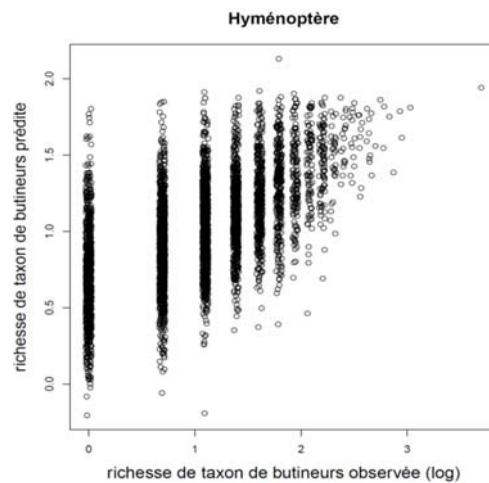
(iv) les effets aléatoires suivant

- genre de plante, affectant le jour d'observation ainsi que le jour d'observation au carré
- identité de l'observateur

Ces modèles ont ensuite été simplifiés pour obtenir le modèle adéquat minimum pour chacun des ordres de butineurs. Ces modèles minimums ont ensuite été utilisés pour prédire le nombre de morpho-espèces attendu dans chacune des régions biogéographiques et classe d'habitat de France ; et cela pour le jour 180 (=28 juin), une couverture nuageuse de 25-50%, une fleur au soleil et à une température de 20-30°C.

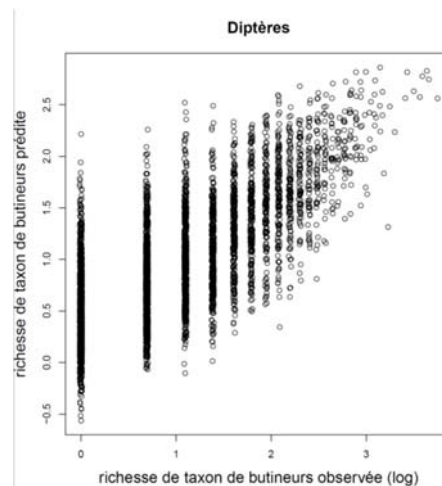
Le modèle minimum adéquat pour les Hyménoptères a un $R^2 = 0.37$ et n'inclut que les effets fixes simples suivants :

	Chi sq	Df	Pr(>Chi sq)	
t	26.7844	1	2.275e-07	***
t ²	33.2789	1	7.984e-09	***
heure	26.3202	1	2.892e-07	***
heure ²	28.0933	1	1.156e-07	***
année	50.8311	5	9.366e-10	***
habi tat	35.2303	6	3.889e-06	***
nuages	22.2009	3	5.924e-05	***
ombrage	8.8834	1	0.002878	**
température	21.9660	3	6.630e-05	***
région biogéo	19.8197	3	0.000185	***



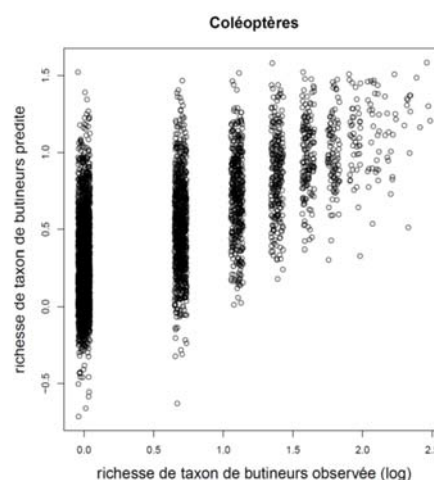
Le modèle minimum adéquat pour les Diptères a un $R^2 = 0.49$ et inclut les effets fixes simples et interaction suivants :

	Chi sq	Df	Pr(>Chi sq)	
t	8.1010	1	0.004424	**
t ²	5.4049	1	0.020080	*
heure	4.1111	1	0.042602	*
heure ²	4.2980	1	0.038158	*
année	72.3887	5	3.260e-14	***
habi tat	53.4301	6	9.611e-10	***
nuages	11.4909	3	0.009347	**
ombrage	10.3314	1	0.001308	**
température	34.4570	3	1.586e-07	***
région biogéo	21.3990	3	8.699e-05	***
habi tatxrégion	30.3271	18	0.034385	*



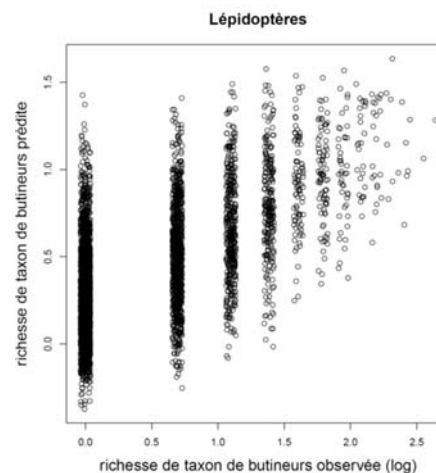
Le modèle minimum adéquat pour les Coléoptères a un $R^2 = 0.46$ et n'inclut que les effets fixes simples suivants :

	Chi sq	Df	Pr(>Chi sq)	
lat	20.1508	1	7.157e-06	***
t	9.8187	1	0.001727	**
t ²	20.3033	1	6.609e-06	***
heure	2.8989	1	0.088641	.
année	14.7662	5	0.011410	*
habi tat	55.6037	6	3.501e-10	***
nuages	13.9837	3	0.002927	**
région biogéo	7.1376	3	0.067639	.



Le modèle minimum adéquat pour les Lépidoptères a un $R^2 = 0.34$ et n'inclut que les effets fixes simples suivants :

	Chi sq	Df	Pr(>Chi sq)	
lat	25.395	1	4.671e-07	***
t	14.241	1	0.0001608	***
t ²	10.351	1	0.0012944	**
heure	12.278	1	0.0004583	***
année	22.483	5	0.0004237	***
habitat	108.013	6	< 2.2e-16	***
nuages	28.611	3	2.703e-06	***
ombrage	17.279	1	3.227e-05	***
température	55.386	3	5.681e-12	***
région biogéo	18.224	3	0.0003954	***



Etape 4 : Cartographie du nombre de taxon de butineurs attendu en 20 min d'observation au travers de la France

Les prédictions des modèles présentés ci-dessus ont ensuite été représentées sous forme de carte, en attribuant la valeur de la prédiction à chacune des régions biogéographiques et classes d'habitat de France.

Descriptif des sources de données utilisées et références bibliographiques

Nom : données collectées dans le cadre du SPIPoll (suivi photographique des insectes pollinisateurs)

Fournisseur/source : MNHN

Années : 2010 à 2015

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : observations ponctuelles (points d'échantillonnage choisis par les participants)

Variable nécessaire au calcul de l'indicateur : nombre de taxon de chacun des ordres d'insectes observés pour 20 min d'observation

Nom : CORINE Land Cover 2012

Fournisseur/source : Copernicus

Année : 2012

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : 25ha / 100m

Variabes/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : type d'occupation des sols aux points d'échantillonnage.

Nom : Europe 2011

Fournisseur/source : European Environmental Agency

Année : 2016

Couverture géographique : Europe

Résolution géographique (maille) : 1:1 000 000

Variabes/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : identité des régions biogéographiques

3. Calcul de la valeur économique du service de pollinisation entomophile

Expert coordinateur : Jean-Michel Salles

Mise en œuvre de l'évaluation : Thomas Poméon

Cartographie : Thomas Poméon

Bases et sources de données utilisées (cf. descriptif en fin de document) :

- **Statistique Agricole Annuelle** : fournit des données sur la production de chaque espèce cultivée, par département. L'indicateur a été calculé pour les années 2010-2011-2012 (période de référence dans EFESE-écosystèmes agricoles)
- **FAOSTAT – Prix à la production - Annuels**: fournit des données sur les prix à la production. Toutefois l'ensemble des couples types de production/années ne sont pas disponibles.
- article **Leonhardt et al. (2013)** : fournit la base d'information la plus récente sur la dépendance des cultures aux pollinisateurs (l'IPBES en est resté à des niveaux qualitatifs de dépendance – none-little-modest-great-essential – sans doute plus réalistes, mais ne permettant pas les calculs)

Détail de chaque étape de la méthode :

La valeur économique du service de pollinisation entomophile (VESPE) est obtenue en faisant la somme sur l'ensemble des cultures $i \in [1 ; I]$ et sur l'ensemble des régions $j \in [1 ; J]$ de la perte de récolte qui serait théoriquement induite par la disparition des pollinisateurs. La valeur de la part de la récolte permise par les pollinisateurs, toute chose étant supposée égale par ailleurs, est obtenue à partir du prix de production P_i par unité produite de la culture i à l'échelle nationale (le prix est supposé uniforme à l'échelle du pays pour une année donnée), de la quantité produite Q_{ij} , et du ratio de dépendance de la culture i aux insectes pollinisateurs D_i :

.... * *

Certaines valeurs de production sont manquantes dans la SAA pour 2011 et 2012, pour certaines cultures et certains départements (valeurs soumises au secret statistiques ; ou indisponibles). Afin d'obtenir un jeu de données complet et comparables entre les 3 années, ces valeurs ont été interpolées à partir de la valeur régionale de 2010 et d'un coefficient de répartition de la production régionale entre les différents départements en 2010 (année pour laquelle les données son exhaustives).

Par construction, seules les cultures dépendantes aux pollinisateurs contribuent à la valeur de l'indicateur. Le tableau 1 présente la liste des cultures prises en compte dans le calcul.

Cette liste a été établie à partir de la liste des cultures pour lesquelles on dispose d'un coefficient de dépendance aux pollinisateurs (d'après Klein *et al.*, 2007). Dans cette liste, un certain nombre de cultures ne figurent pas dans la base de données **FAOSTAT – Prix à la production - Annuels** recensant les prix de production (voir tableau 2). Ces cultures ont donc été exclues du calcul, même si certaines d'entre elles présentent un coefficient de dépendance aux pollinisateurs élevé et un volume de production non négligeable. En conséquence, leur exclusion du calcul (par manque de données) contribue à sous-estimer la VESPE, et ce de façon plus ou moins marquée selon les départements (du fait de la localisation de ces cultures). La plupart de ces productions sont assez négligeables en termes de volumes de production (et donc de VESPE), mais pour certaines on peut penser qu'elles pourraient avoir un impact significatif sur la VESPE (courgettes, melons et prunes, entre autres).

Tableau 1. Liste des cultures dépendantes aux pollinisateurs prises en compte dans le calcul de la VESPE

Catégorie (SAA)	Produit (SAA)	Coefficient de dépendance aux pollinisateurs
Fruits à noyau	Abricots	0,65
	Cerises	0,65
	Total pavies, pêches, nectarines et brugnons	0,65
Fruits à pépins	Poires de table	0,65
	Pommes à cidre	0,65
	Pommes de table	0,65
Légumes à cosse	Haricots à écosser et demi-secs (grain)	0,05
	Haricots verts (y c, haricots beurre)	0,05
Légumes cultivés pour le fruit	Tomates	0,05
	Fraises	0,25
	Concombres	0,65
	Cornichons	0,65
	Poivrons et piments	0,65
Légumes feuillus et à tige	Choux brocolis à jets	0,95
	Choux-fleurs	0,95
Oléagineux	Colza et navette	0,25
	Soja	0,25
	Tournesol	0,25

Tableau 2. Liste des cultures dépendantes aux pollinisateurs dont le prix de production n'est pas recensé par la FAO (donc exclues du calcul de la VESPE)

Catégorie (SAA)	Produit (SAA)	Coefficient de dépendance aux pollinisateurs
Agrumes	Clémentines, mandarines	0,05
	Pamplemousses	0,05
Baies	Groseilles	0,25
	Actinidia (Kiwi)	0,65
	Cassis et myrtilles	0,65
	Framboises	0,65
Fruits à coque	Amandes	0,65
Fruits à noyau	Prunes	0,65
Fruits divers	Figues	0,25
	Avocats ¹	0,65
Légumes cultivés pour le fruit	Aubergines	0,25
	Courgettes	0,25
	Melons	0,95
	Pastèques	0,95
	Potirons, courges, citrouilles, giraumon	0,95
Légumes feuillus et à tige	Choux à choucroute	0,95
	Choux de Bruxelles	0,95
Oléagineux	Autres oléagineux	0,2
	Lin oléagineux	0,05
Plantes aromatiques, médicinales et à parfum	Lavande (en kg d'essence)	0,5
	Lavandin (en kg d'essence)	0,5
Protéagineux	Féveroles et fèves	0,05

¹ Mais cultivé uniquement en 2B et très faibles surfaces

Descriptif des sources de données utilisées et références bibliographiques

Nom : Statistique agricole annuelle

Fournisseur/source : Ministère de l'agriculture – SSP Agreste

Années : 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : département

Variable nécessaire au calcul de l'indicateur : production de chaque espèce cultivée, par département

Nom : Dépendance des cultures aux pollinisateurs

Fournisseur/source : Klein *et al.*, 2007

Années : NA

Couverture géographique : NA

Résolution géographique (maille) : NA

Information nécessaire au calcul de l'indicateur : réduction du rendement en l'absence de pollinisateur, pour chaque espèce cultivée

Leonhardt, S. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A., Kuhlmann, M., & Klein, A. M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 14(6), 461-471.

Nom : FAOSTAT – Prix à la production - Annuels

Fournisseur/source : Food and Agriculture Organization

Années : 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : France entière

Variable nécessaire au calcul de l'indicateur : prix annuels des cultures à la production

Annexe 8-C. Note technique pour l'évaluation biophysique du SE « Régulation des graines d'adventices »

1. Calcul de l'indicateur d'abondance potentielle de la banque de graines d'adventices du sol

Expert coordinateur : David Bohan

Mise en œuvre de l'évaluation : Stéphane Derocles, Luc Biju-Duval, Annette Girardin, Anne Meillet

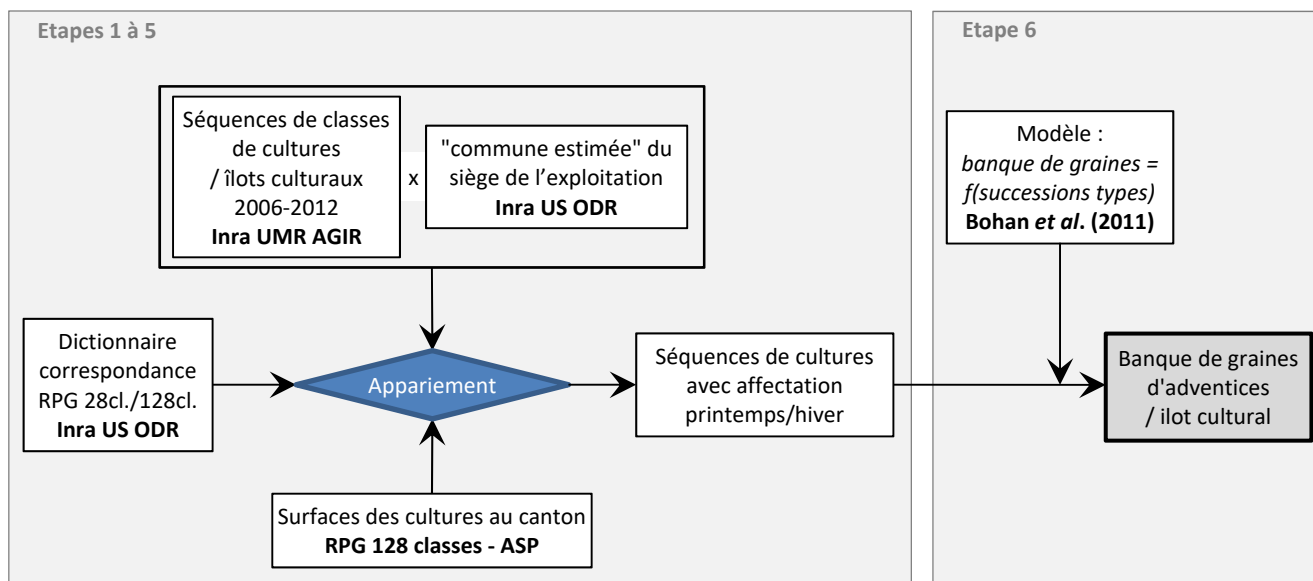
Cartographie : Luc Biju-Duval

Bases de données utilisées (cf. descriptif en fin de document) :

- **Appendix S2 de Bohan et al. (2011)** : fournit un niveau potentiel de banque de graines du sol pour une liste de séquences de familles de culture et de période de semis sur trois ans.
- **Séquences de culture de l'UMR Agir de 2006-2012** (Leenhardt et al., 2012): base de données sur les séquences des cultures au sein de chaque îlot de culture du RPG en France de 2006 à 2012. Les cultures sont décrites suivant les classes de culture du RPG 28 classes. Pas d'information sur période de semis et certaines classes sont très agrégées (ex. la classe « autres céréales » agrège blé dur, sorgho, avoine, triticale...)
- **Registre Parcellaire Graphique (RPG) 128 classes au canton pour les années 2010, 2011, 2012** qui fournit des informations beaucoup plus fines sur les classes de culture et les périodes de semis (pour les cultures principales) mais dont la résolution est au canton et les surfaces sont rattachée via le canton du siège de l'exploitation.
- **Table exploitation** : base créée par l'ODR qui identifie pour chaque îlot la commune où l'exploitation possède la plus grande surface primée dans le département de rattachement de cette exploitation. Cette commune est considérée comme la commune estimée du siège d'exploitation.

Démarche générale (cf. figure 1) :

Figure 1. Schéma de la démarche calculatoire adoptée



L'objectif ici est de traduire des séquences de 7 ans de 28 groupes de cultures différents sans mention de période de semis en séquence de 3 ans (2010-2011-2012) avec période de semis, correspondant au tableau de l'appendix 2 de Bohan et al. (2011).

Etape 1 : Correspondance de l'affectation des îlots culturaux¹ entre le RPG 128 classes par canton du siège de l'exploitation et le RPG 28 classes par îlot cultural

Afin d'utiliser les informations sur la nature précise des cultures ou la période de semis (hiver-printemps) du RPG 128 classes pour caractériser les séquences de culture, il est nécessaire d'établir une correspondance entre ces deux types de données.

Les séquences de cultures générées par l'UMR AGIR (INRA) sont issues du traitement du RPG 28 classes à la résolution de l'îlot cultural². Le RPG 28 classes fournit une géolocalisation précise du contour des îlots de culture ce qui permet, par croisement spatial, leur rattachement à tout zonage, par ex. administratif. Le RPG 128 classes fournit les informations sur la part de surface par classe de culture par canton considérant les surfaces des exploitations dont le siège de l'exploitation agricole est situé dans le canton considéré.

Pour établir une relation entre ces deux bases de données, les îlots culturaux du RPG ont été rattachés aux cantons dans lesquels se trouvent le siège estimé de l'exploitation à laquelle ils sont rattachés. Pour cela, l'ODR a développé une procédure pour estimer le siège de l'exploitation (information non fournie par le RPG). Cette commune « estimée » est désignée par l'intitulé « commune siège estimée ». Elle correspond à la commune, du département de rattachement de l'exploitation (renseigné dans le RPG), dans laquelle la plus grande surface déclarée de l'exploitation est regroupée. Chaque îlot du RPG a donc été réaffecté à la commune estimée du siège de l'exploitation concernée, puis, par correspondance administrative, au canton estimé du siège de l'exploitation.

[A noter : Si une exploitation ne possède aucun îlot dans son département de rattachement (DD) la *commune siège* devient la *commune « virtuelle »* codée *DD000*, dite commune zéro du département DD. Les îlots ayant une commune siège virtuelle n'auront pas de correspondance avec le RPG 128 classes par de canton. Cette information est donnée dans une table « pseudo parcelles 2012 » construite pour EFESE par l'ODR.]

Sortie de l'étape 1 : Une table Séquences de culture par îlot agricole pour la France basée sur les groupes de culture du RPG 2 classes, référencée au canton siège des exploitations (nommée T1 par la suite)

Etape 2 : Calcul des proportions de cultures à l'échelle du canton

L'objectif ici est de désagréger les classes de culture utilisées pour décrire les séquences de culture en sous-classe renseignant sur la famille de culture et la période de semis nécessaires pour l'application du modèle de Bohan et al. (2011). Ce dernier estime une banque de graines du sol potentielle en fonction des caractéristiques (famille de culture et période de semis) de séquences de culture sur trois années. Seules les informations des séquences de culture sur les années 2010, 2011, 2012, années de référence de l'étude EFESE-EA, ont été conservées pour les traitements décrits ci-après.

Tout d'abord, l'ODR a établi un dictionnaire de correspondance entre les classes de cultures du RPG 28 et celles du RPG 128 classes (ex. Blé tendre (RPG 28) = Blé tendre hiver + Blé tendre printemps (RPG 128)). Puis, pour chaque classe du RPG 28 classes la proportion de chaque classe de culture du RPG 128 classes dans chaque canton pour chaque année a été calculée.

[A noter : Dans certains cas, l'attribution d'une classe de culture du RPG 128 classes dans une classe de culture du RPG 28 classes varie selon les départements. Par exemple, le maïs doux se retrouve soit dans la classe maïs, soit dans la classe légumes-fleurs. Les classes de cultures évoluant avec la réglementation, le dictionnaire a été réalisé pour toutes les années considérées. Par exemple, les classes Chanvre oléagineux, Chanvre sans contrat, Chanvre fibres, Semences de chanvre et Semences de chanvre & contrat textile du RPG 128 classes 2011 sont regroupés dans la classe Chanvre du RPG 128 classes 2012.]

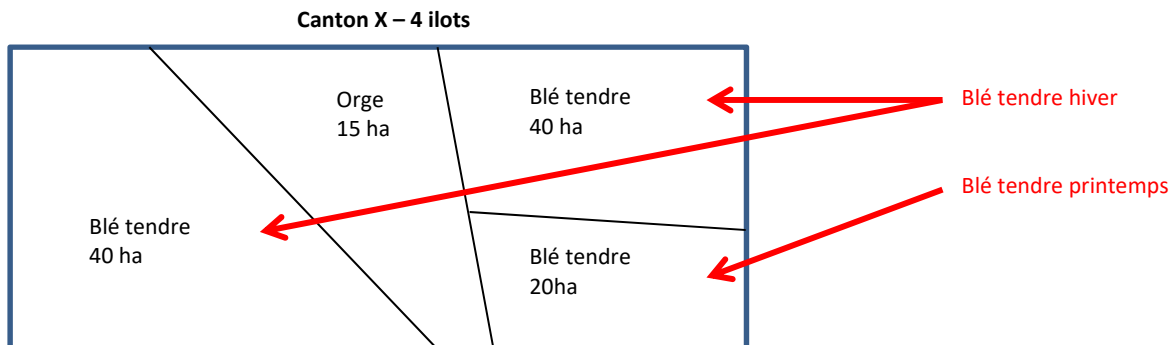
Sortie de l'étape 2 : une table de proportion de classes de cultures du RPG 128 classes pour chaque classe définie dans le le RPG 28 classes et pour chaque canton pour les années 2010, 2011 et 2012 (T2).

¹ Îlot cultural : ensemble de parcelles contigües, entières ou partielles, homogènes du point de vue de la culture, de l'histoire culturale (succession de culture et apports de fertilisants), et de la nature du terrain [arrêté du 19/12/01]

² Le RPG 28 classes décrit le type et les surfaces des groupes de cultures de chaque îlot PAC

Etape 3 : Réaffectation des classes de cultures aux îlots de la T1

L'objectif ici est de désagréger les informations de la T2 au sein des îlots de la T1. Au sein d'un canton, les cultures de chaque îlot telles qu'indiquées dans la T1 ont été précisées au prorata de leur surface cantonale, à l'aide de la T2.



Exemple sur un canton X présentant 4 îlot (Figure ci-dessus): l'objectif était de préciser le type de blé tendre (hiver/printemps) dans les 3 îlots concernés.

Surface totale du canton en Blé tendre : 100ha

Suite au calcul des proportions de cultures (T2)

- Part du blé tendre hiver : 80%
- Part du blé tendre printemps : 20%

Nous précisons la culture Blé tendre sur le canton en blé tendre hiver vs. blé tendre printemps en attribuant au hasard « blé tendre hiver » à chaque surface de la séquence pour une année donnée jusqu'à ce que la somme cumulée des surface avec blé tendre hiver atteigne le ratio de blé tendre hiver du canton. Les surfaces en blé tendre restante seront considérées comme étant du blé tendre de printemps.

Sortie de l'étape 2 : une base T2 qui précise les cultures de la T1

Etape 4 : Répartition des cultures de la base T2 dans les types de culture définis dans Bohan *et al.* (2011)

Dans Bohan *et al.* (2011), les cultures sont réparties en 6 familles de culture : Céréales, Oléagineux, Protéagineux incluant les tubercules (Vegetables), Prairie, Jachère, Divers, cf tableau 1.

Une colonne a été ajoutée à la base T2 afin de préciser le type de culture pour chaque îlot par année (voir Appendix S1 dans Bohan *et al.* 2011). Le modèle de Bohan *et al.* exclut les cultures permanentes : ces dernières sont donc marquées comme telles dans la T2. Egalement, si une prairie temporaire ou autre était présente sur un îlot donné toutes les années de 2006 à 2012, cette séquence a été également marquée comme permanente car cette prairie est alors considérée comme permanente.

Sortie de l'étape 4 : une base T3 qui répartit les cultures de la T2 dans chaque famille de cultures définis par Bohan *et al.* (2011).

Tableau 1. Nom de culture, groupes de culture et saisons attribués aux classes du RPG28 classes à l'aide des ratios du RPG128 classes

code_rpg28	libelle_rpg28	precision_culture	groupe_culture	saison_culture
1	BLE TENDRE	bletendre	cereal	printemps
1	BLE TENDRE	bletendre	cereal	hiver
2	MAIS GRAIN ET ENSILAGE	mais	cereal	printemps
3	ORGE	orge	cereal	printemps
3	ORGE	orge	cereal	hiver
4	AUTRES CEREALES	hiver	cereal	hiver
4	AUTRES CEREALES	printemps	cereal	printemps
5	COLZA	colza	oilseed	hiver
5	COLZA	colza	oilseed	printemps
6	TOURNESOL	tournesol	oilseed	printemps
7	AUTRES OLEAGINEUX	hiver	oilseed	hiver
7	AUTRES OLEAGINEUX	printemps	oilseed	printemps
8	PROTEAGINEUX	hiver	vegetables	hiver
8	PROTEAGINEUX	printemps	vegetables	printemps
9	PLANTES A FIBRES	chanvre	oilseed	printemps
9	PLANTES A FIBRES	lin	oilseed	printemps
10	SEMENCES	cereal_hiver	cereal	hiver
10	SEMENCES	cereal_printemps	cereal	printemps
10	SEMENCES	ley	ley	misc
10	SEMENCES	oilseed	oilseed	printemps
10	SEMENCES	vegetables	vegetables	printemps
11	GEL (surfaces gelées sans production)	setaside	setaside	misc
12	GEL INDUSTRIEL	setaside	setaside	misc
13	AUTRES GELS	setaside	setaside	misc
14	RIZ	riz	cereal	printemps
15	LEGUMINEUSES A GRAINS	Lentilles	vegetables	printemps
15	LEGUMINEUSES A GRAINS	Pois chiche	vegetables	printemps
15	LEGUMINEUSES A GRAINS	Vesces	vegetables	printemps
16	FOURRAGE	ley	ley	misc
17	ESTIVES LANDES	ley	ley	misc
18	PRAIRIES PERMANENTES	ley	ley	misc
19	PRAIRIES TEMPORAIRES	ley	ley	misc
20	VERGERS			
21	VIGNES			
22	FRUITS A COQUE			
23	OLIVIERS			
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES	betterave	vegetables	printemps
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES	chicoree	vegetables	printemps
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES	houblon	vegetables	printemps
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES	moutarde	oilseed	printemps
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES	tabac	vegetables	printemps
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES	plantes	supprimer	printemps
25	LEGUMES-FLEURS	PommeTerre	vegetables	printemps
25	LEGUMES-FLEURS	Autres_leg_fleurs	vegetables	misc
26	CANNE A SUCRE			
27	ARBORICULTURE			
28	DIVERS			

Etape 5 : Répartition des cultures de la base T2 suivant les saisons définies dans Bohan *et al.* (2011)

Le modèle de Bohan *et al.* (2011) nécessite d'identifier la saisonnalité des cultures présentes dans les îlots : culture de printemps ou culture d'hiver (définie sur la période de semis, voir Appendix S1 dans Bohan *et al.* 2011)). Pour cela, les informations du RPG 128 classes ont été utilisées quand disponibles (ex. distinction entre blé de printemps et d'hiver, Cf. étape 3). Comme indiqué dans Bohan *et al.* (2011), quand la saison était non évidente, la dénomination « miscellaneous » a été attribuée. Par exemple, nous ne pouvons définir la saisonnalité d'une culture « divers » ou « prairie » : nous affectons donc « miscellaneous »

Quand les classes de cultures de RPG 128 classes n'ont pas de saison identifiée, le ratio culture d'hiver- culture de printemps de la classe de culture la plus proche, dont on connaît la saison de semis, a été utilisée :

- Pour le groupe « autres semences de céréales », le ratio des autres céréales d'hiver et autres céréales de printemps est utilisé afin d'attribuer à chaque surface de séquences d'autres semences de céréales soit l'attribut autres semences de céréale de printemps, soit l'attribut autres semences de céréale d'hiver. Même chose avec les semences de blé dur pour lequel on utilise les ratios de blé dur d'hiver et blé dur de printemps.
- Protéagineux : pour les fèves, fèveroles, protéagineux fourragers et autres protéagineux les ratios de pois d'hiver et pois de printemps ainsi que les surfaces en lupin, considéré comme une culture de printemps ont été utilisées

Sortie de l'étape 4 : une base T4 qui attribut la saisonnalité des cultures à la base T3

Etape 6 : Attribution de la banque de graines correspondante à chaque séquence de chaque îlot

Chaque séquence de culture « AGIR », caractérisée en termes d'enchaînement de familles de culture et de période de semis sur les années 2010 à 2012 a été comparée à la liste de séquences de l'appendix S2 de Bohan *et al.* (2011), voir tableau 2. Quand l'association était possible la banque de graines correspondante a été associée à la séquence de culture.

7,5 millions sur 11,5 millions de séquences ont une estimation de banque de graine dans le sol (soit 67% des séquences). En termes de surface ces séquences représentent 16 millions d'ha sur les 25 millions d'ha au total soit 65% des surfaces.

Tableau 2. Annexe 2 de Bohan et al. (2011) banque de graine estimée par type de séquence de 3 ans

Estimated_ seedbank	Season_Type	Estimated_ seedbank	Season_Type
2.28	Misc_Misc_Misc_Ley_Ley_Ley	1.68	Spring_Winter_Misc_Oilseed_Cereal_SetAside
1.7	Misc_Misc_Misc_Vari_Vari_Vari	1.83	Spring_Winter_Misc_Vegetable_Cereal_Vari
2.38	Misc_Misc_Misc_SetAside_SetAside_SetAside	1.91	Spring_Winter_Misc_Vegetable_Cereal_Oilseed
1.48	Misc_Misc_Spring_Ley_Ley_Vegetable	1.96	Spring_Winter_Misc_Vegetable_Cereal_SetAside
2.05	Misc_Misc_Spring_SetAside_SetAside_Vegetable	1.93	Spring_Winter_Spring_Cereal_Cereal_Cereal
2.72	Misc_Misc_Winter_Ley_Ley_Cereal	1.96	Spring_Winter_Spring_Cereal_Cereal_Oilseed
2.28	Misc_Spring_Misc_SetAside_Cereal_Vari	2.03	Spring_Winter_Spring_Cereal_Cereal_Vegetable
2.27	Misc_Spring_Spring_SetAside_Cereal_Cereal	1.99	Spring_Winter_Spring_Cereal_Oilseed_Cereal
1.56	Misc_Spring_Spring_SetAside_Oilseed_Cereal	1.99	Spring_Winter_Spring_Vari_Vari_Vegetable
2.62	Misc_Spring_Spring_SetAside_Oilseed_Oilseed	1.97	Spring_Winter_Spring_Oilseed_Cereal_Cereal
2.47	Misc_Spring_Spring_SetAside_Vegetable_Cereal	2.31	Spring_Winter_Spring_Oilseed_Cereal_Vegetable
1.55	Misc_Spring_Spring_SetAside_Vegetable_Oilseed	2.06	Spring_Winter_Spring_Vegetable_Cereal_Cereal
2.69	Misc_Spring_Winter_SetAside_Vari_Vari	1.95	Spring_Winter_Spring_Vegetable_Cereal_Vegetable
2.26	Misc_Spring_Winter_SetAside_Vegetable_Cereal	1.97	Spring_Winter_Winter_Cereal_Cereal_Cereal
2.5	Misc_Winter_Misc_SetAside_Cereal_Vari	2.07	Spring_Winter_Winter_Cereal_Cereal_Oilseed
1.81	Misc_Winter_Spring_SetAside_Cereal_Oilseed	1.92	Spring_Winter_Winter_Vegetable_Cereal_Cereal
2	Misc_Winter_Winter_Ley_Cereal_Cereal	1.87	Spring_Winter_Winter_Vegetable_Cereal_Oilseed
1.88	Misc_Winter_Winter_SetAside_Vari_Vari	1.37	Winter_Misc_Misc_Cereal_Ley_Ley
2.12	Misc_Winter_Winter_SetAside_Oilseed_Cereal	2.14	Winter_Misc_Misc_Cereal_Vari_Vari
2.88	Spring_Misc_Misc_Vari_Ley_Ley	1.73	Winter_Misc_Misc_Cereal_SetAside_SetAside
2.15	Spring_Misc_Misc_Cereal_Vari_Vari	1.44	Winter_Misc_Spring_Cereal_Cereal_Vari
2.4	Spring_Misc_Misc_Vari_Ley_Ley	2.4	Winter_Misc_Spring_Cereal_Cereal_Vegetable
1.28	Spring_Misc_Misc_Vari_Vari_Vari	1.86	Winter_Misc_Winter_Cereal_SetAside_Cereal
1.8	Spring_Misc_Spring_Cereal_SetAside_Vegetable	2.42	Winter_Spring_Misc_Cereal_Cereal_Vari
2.06	Spring_Misc_Spring_Vegetable_SetAside_Vegetable	1.94	Winter_Spring_Misc_Cereal_Vegetable_Ley
2.63	Spring_Misc_Winter_Cereal_SetAside_Cereal	2.1	Winter_Spring_Misc_Vari_Cereal_Ley
1.9	Spring_Spring_Spring_Cereal_Cereal_Cereal	1.94	Winter_Spring_Spring_Cereal_Cereal_Cereal
1.91	Spring_Spring_Spring_Cereal_Cereal_Oilseed	1.33	Winter_Spring_Spring_Cereal_Cereal_Vari
2	Spring_Spring_Spring_Cereal_Cereal_Vegetable	2.21	Winter_Spring_Spring_Cereal_Cereal_Vegetable
2.58	Spring_Spring_Spring_Cereal_Vari_Cereal	1.35	Winter_Spring_Spring_Cereal_Vari_Vegetable
1.97	Spring_Spring_Spring_Cereal_Oilseed_Cereal	2.76	Winter_Spring_Spring_Cereal_Oilseed_Vari
1.92	Spring_Spring_Spring_Cereal_Vegetable_Cereal	2.29	Winter_Spring_Spring_Cereal_Vegetable_Cereal
2.59	Spring_Spring_Spring_Cereal_Vegetable_Vari	2.27	Winter_Spring_Spring_Cereal_Vegetable_Vari
1.87	Spring_Spring_Spring_Cereal_Vegetable_Vegetable	1.78	Winter_Spring_Spring_Cereal_Vegetable_Vegetable
1.51	Spring_Spring_Spring_Vari_Cereal_Oilseed	2.14	Winter_Spring_Winter_Cereal_Cereal_Cereal
2.03	Spring_Spring_Spring_Vari_Vari_Vari	2.71	Winter_Spring_Winter_Cereal_Vari_Cereal
2.28	Spring_Spring_Spring_Oilseed_Cereal_Cereal	2.03	Winter_Spring_Winter_Cereal_Oilseed_Cereal
2.59	Spring_Spring_Spring_Oilseed_Oilseed_Oilseed	2.01	Winter_Spring_Winter_Cereal_Vegetable_Cereal
2.45	Spring_Spring_Spring_Oilseed_Oilseed_Vegetable	1.81	Winter_Spring_Winter_Cereal_Vegetable_Vari
1.65	Spring_Spring_Spring_Vegetable_Cereal_Cereal	1.77	Winter_Winter_Misc_Cereal_Cereal_Ley
1.82	Spring_Spring_Spring_Vegetable_Cereal_Vegetable	2.05	Winter_Winter_Misc_Cereal_Cereal_Oilseed
1.76	Spring_Spring_Spring_Vegetable_Oilseed_Vari	1.64	Winter_Winter_Misc_Cereal_Cereal_SetAside
2.43	Spring_Spring_Spring_Vegetable_Oilseed_Oilseed	2.25	Winter_Winter_Misc_Cereal_Oilseed_Ley
2.19	Spring_Spring_Spring_Vegetable_Oilseed_Vegetable	1.84	Winter_Winter_Misc_Cereal_Oilseed_Vari
1.94	Spring_Spring_Spring_Vegetable_Vegetable_Vegetable	2.86	Winter_Winter_Misc_Cereal_Oilseed_SetAside
2.31	Spring_Spring_Winter_Cereal_Cereal_Cereal	1.87	Winter_Winter_Spring_Cereal_Cereal_Cereal
1.49	Spring_Spring_Winter_Cereal_Vegetable_Cereal	2.22	Winter_Winter_Spring_Cereal_Cereal_Vari
2.33	Spring_Spring_Winter_Vari_Cereal_Cereal	2.11	Winter_Winter_Spring_Cereal_Cereal_Oilseed
2.09	Spring_Spring_Winter_Oilseed_Vari_Cereal	1.8	Winter_Winter_Spring_Cereal_Cereal_Vegetable
1.73	Spring_Spring_Winter_Oilseed_Oilseed_Cereal	1.93	Winter_Winter_Spring_Cereal_Vari_Vegetable
2.28	Spring_Spring_Winter_Oilseed_Vegetable_Cereal	1.95	Winter_Winter_Winter_Cereal_Cereal_Cereal
2.36	Spring_Spring_Winter_Vegetable_Vari_Cereal	1.83	Winter_Winter_Winter_Cereal_Cereal_Oilseed
1.95	Spring_Spring_Winter_Vegetable_Vegetable_Cereal	1.88	Winter_Winter_Winter_Cereal_Oilseed_Cereal
1.99	Spring_Winter_Misc_Cereal_Oilseed_SetAside		

Descriptif des bases de données utilisées et références bibliographiques :

Nom de la base : Séquences de culture de l'UMR Agir de 2006-2012 (a_sequences_AGIR_06_12)

Fournisseur/source : UMR Agir INRA

Années : 2006-2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : ilot agricole

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : séquences de cultures de 2006 à 2012 pour chaque ilot

Nom de la base : Registre Parcellaire Graphique (RPG) 128 classes au canton

Fournisseur/source : ASP

Années : 2010-2011-2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : canton

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : surfaces des différentes cultures dans chaque canton

Nom de la base : RPG 2012 pseudo parcelles

Fournisseur/source : US ODR INRA

Années : 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : ilot agricole

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : pseudo-commune de rattachement de l'exploitation estimée par l'US ODR

Nom de la base : niveaux_adm_surf

Fournisseur/source : US ODR INRA

Années :

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) :

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : Commune, canton, département

Références

Bohan, D.A., Powers, S.J., Champion, G.T., Haughton, A.J., Hawes, C., Squire, G.R., Cussans, J. & Mertens, S.K. (2011) Modelling rotations: can crop sequences explain arable weed seedbank abundance? *Weed Research*, **51**, 422–432.

Leenhardt, D., Therond, O., Mignolet, C., 2012. Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ? *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (6), 77-90.

2. Calcul de l'indicateur d'abondance des carabes

Expert coordinateur : David Bohan

Mise en œuvre de l'évaluation : Luc Biju-Duval, Annette Girardin, Anne Meillet

Cartographie : Luc Biju-Duval

Traitement des résultats en vue de leur interprétation : Luc Biju-Duval

Bases de données utilisées (cf. descriptif en fin de document) :

- Registre Parcellaire Graphique (RPG) 28 classes au canton pour l'année 2012

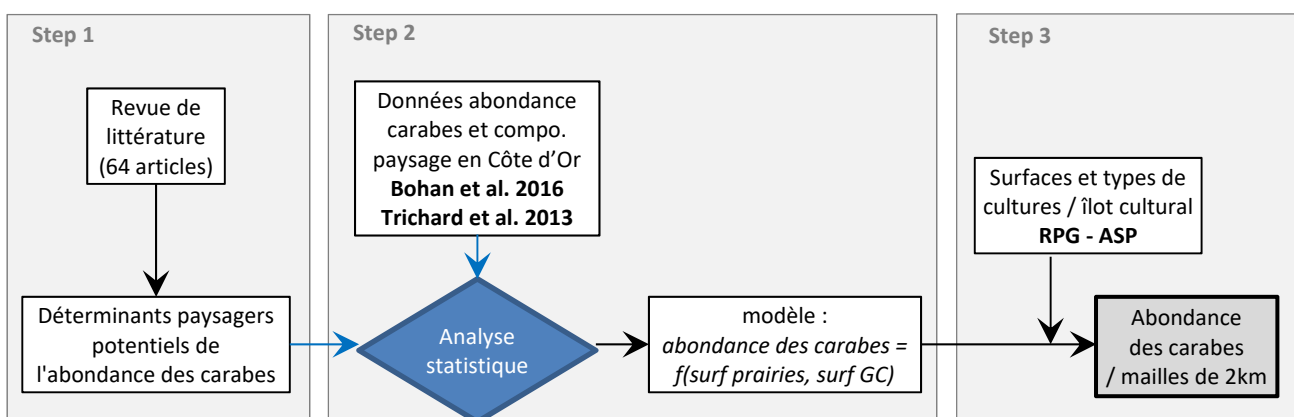
- Données qualitatives et quantitatives issues d'un corpus bibliographique de 64 articles

- Bohan et al. (2016), Trichard et al. (2013) : données sur l'abondance des carabes et la composition du paysage compilées dans le cadre de 2 études en Côte d'Or

Principe for calculating carabid abundance (cf. Fig 1)

We have mapped the expected distribution of weed seed predator carabids, across France. These maps serve as an indicator of the potential delivery of the ecosystem service of weed seed regulation, because we know that weed seed regulation increases with carabid abundance at national scales (Bohan et al. 2011). The mapping used a combination of different methods. First, a bibliographic review of the literature was conducted to identify the elements of the landscape that are important for explaining the abundance of carabids. This is then followed by a statistical analysis of a large local data-set (Côte d'Or, France) on carabid abundance to establish the appropriate model for the relationship between the selected landscape elements and the abundance of carabids. Finally, the model was used to produce maps for those carabids that are purely granivorous and those that are omnivorous, alongside mapped estimates of the reliability of these mapped abundances. For their use, we then describe the appropriate interpretation of these maps and detail what should be done to validate the maps.

Figure 1. Schematic diagram of calculation approach



Step 1: Bibliography

A standardised literature review for articles that detailed links between landscape elements and carabid abundance, was performed using the scholastic search engines Web of Science and Google Scholar, using strict criteria for the landscape and carabid specific searches. "Carabid," along with the variation "Carabidae" plus the keyword "landscape" were first submitted to the search engines in order to gauge initial results. For our purposes, we required detailed information on the crop type and carabid abundance within the study field site, along with information regarding the surrounding landscape context.

These searches identified over a thousand possible papers. Where it was possible to retrieve the pdf, each paper was read to identify the type and utility of information it contained. This produced a working database of 64 papers that are listed in Appendix 1. These papers contained three distinct types of information. 4 contained statements of the importance particular landscape elements, without detailing precise results; we describe this type of information as “indicative”. 49 papers used multivariate statistical analysis for the importance of landscape elements; these papers are qualitative, providing information for whether an element increases or decreases carabid abundance, but not detail by how much. 11 papers were quantitative, using linear modeling approaches to provide both information for the direction of change in carabid abundance (increase / decrease) and how much change occurs. All these papers used markedly different analytical and fieldwork frameworks and so were not directly comparable. We therefore assessed the presence of classes of landscape element, sorted into classes of arable crops (= grandes cultures), temporary grassland (= prairies temporaires), permanent grassland (= prairies permanentes) and forest (= forêts et bois). Scrutiny of these classes demonstrated the overwhelming importance of the arable crops and permanent grassland classes on carabid abundance.

Step 2: Statistical analysis of carabid abundance

The data for evaluating the quantitative relationship between the landscape elements of arable crops and permanent grassland and carabid abundance came from a large scale sampling of fields across the Côte-d’Or (Bohan et al. 2016; Trichard et al. 2013a). The study sites were distributed within a 50 km radius of Dijon, Burgundy, France (47°19’18’’N, 5°02’29’’E). The predominant soil types are clay-, shallow calcareous- and silky clay-loams. The sampling was done in fields of winter cereals (Barley and Wheat). A total of 31 fields (size range 2-47 ha, mean 12 ha) were sampled, managed by 13 farmers.

The landscapes around the 31 fields were dominated by arable crops, permanent grassland and forests. Using the evidence from the literature review (see Figure 1, Step 1, above), we evaluated the importance of the percentage of arable crops and percentage of permanent grassland in the landscape around each field. Estimates were computed using a map for crop types, derived from the French RPG (Registre Parcellaire Graphique 2010, www.geoportail.fr). The percentage cover of arable crops (CROP) and permanent grassland (GRASS) were computed within a circle of 2000 m radius centred on the mid-field point. The list of crops used for these calculations are as follows:

Code_groupe_culture	Culture
Arable crops (CROP)	
1	BLE TENDRE
2	MAIS GRAIN ET ENSILAGE
3	ORGE
4	AUTRES CEREALES
5	COLZA
6	TOURNESOL
7	AUTRES OLEAGINEUX
8	PROTEAGINEUX
9	PLANTES A FIBRES
10	SEMENCES
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES
Permanent grassland (GRASS)	
18	PRAIRIES PERMANENTES

with all groups, except 18, being summed to form the percentage arable crops variable. We found that the percentage covers of CROP and GRASS were negatively correlated (r Pearson = -0.473, $p < 0.0001$).

The abundance of carabids in each field was estimated using pitfall trapping. Each field was sampled during the period 22-23th May 2012, corresponding to the height of the crop growing season (Trichard *et al.* 2013a). Two transects were established in each field, running from the field boundary and extending 100 m towards the field centre. Individual pitfall traps were placed at 2, 32, 64 and 100 m along each transect. Each trap was buried so that the rim of the trap was flush with the soil surface. Pitfall traps were composed of plastic containers (10 cm height, 8 cm diameter), filled with 150 ml of a preservative mixture of ethylene glycol and salt water. A plastic rain cover was suspended 10 cm above each pitfall trap to limit rain inundation and the by-

catch of small vertebrates. Carabids collected in the eight traps in each field were pooled to give a field total, and identified to species level. Carabids were then assigned to three trophic groups according to their seed-feeding type of omnivore and granivore following Brooks *et al.* 2012 and Harvey *et al.* 2008 (see Table S1). We excluded rare species, for which less than three individuals in total were trapped during the sampling from all analyses.

Generalised Linear Models (GLMs) were done using the GLM procedure in R 3.1.3. (R Core Team, 2015). The in-field abundance of each carabid trophic guild (omnivores, granivores and carnivores) was $\log_{10}(x + 0.5)$ transformed and analysed as the variate CARABIDS. For the modelling, we examined whether log-transformed abundance of carabids in each guild, CARABIDS, was related to in-field and landscape management, such that:

$$\text{mod} = \text{glm}(\text{CARABIDS} \sim \text{CROP} * \text{GRASS})$$

where CROP is the percentage of arable crops in the landscape around each field and GRASS the percentage of permanent grassland. All modelling was performed using backward selection. Discrimination was done by standard partial F-tests on one degree of freedom (Perry 1982). Significant coefficients are presented as estimates and standard errors, alongside their partial *t*-values and probabilities. The regression statistics are represented in Table 1.

Table 1. GLM regression coefficients for the relationships between landscape elements, measured as the percentage cover of arable crops (CROP) and permanent grassland (GRASS), and the abundance of carabids on the $\log_{10}(x + 0.5)$ scale.

	Intercept	CROP	GRASS	CROP.GRASS
Omnivores	0.333 (S.E. = ± 0.234 , $p = 0.165$)	0.0181 (S.E. = ± 0.005 , $p \leq 0.005$)	0.021 (S.E. = ± 0.009 , $p \leq 0.05$)	-
Granivores	0.300 (S.E. = ± 0.300 , $p = 0.143$)	0.0135 (S.E. = ± 0.004 , $p \leq 0.005$)	-	0.00070 (S.E. = ± 0.00026 , $p \leq 0.05$)

Step 3: Mapping of carabid abundance

The mapping of the carabid models was done in ArcGIS 10.1, using a customized macro. To describe the workings of the macro, its functionality is broken down here into a series of steps. The macro is available from Luc Biju-Duval at INRA-Dijon for further development.

a) Landscape elements

Estimates of landscape composition were computed at the French national scale using a map for crop types, derived from the French Land Parcel Identification System, i.e. Registre Parcellaire Graphique (RPG), of the year 2010 (www.geoportail.fr) (Bossard, Feranec, & Otahel 2000) in ArcGIS 10.1. In the RPG, only the islets (îlot) are spatially explicit. They correspond to one or several crop fields. Here were assigned a principal crop – that is to say that the majority crop grown in 2012 across an islet became the only crop grown in the islet for the purposes of calculating the total percentage cover. The map data were divided into 2 km x 2 km squares, reflecting the scale of model analysis in Figure 1, Step 2. The percentage cover of annual arable crops (CROP) and permanent grassland (GRASS) was then computed within each square. Please note that there were no RPG data available for “départements”, 75 and 92 and that certain islets at the edges of each region were not taken into account because the precision of description between the CORINE landcover maps and the RPG are different.

b) Calculation of carabid abundance

For each square, the abundance of carabids, on the $\log_{10}(x + 0.5)$ scale, were computed using three linear relationships formed from the GLM regressions. The main map was produced from the fitted model estimates, which we have termed the ‘moyen’ model. We then used linear relationships for the 95% confidence intervals of the fitted model coefficients, using $t_{\infty} = 1.96$ as the value of students’ *t*, to calculate linear relationships for the upper and lower bounds of the abundance of carabids. These upper and lower bounds were then used to form a measure of variation, or certitude, for carabid abundance. To do this the value of the lower bound was subtracted from that of the upper bound to give a magnitude difference between the upper and lower bounds, and this was used as the measure of certitude for mapping.

c) The maps

The maps were produced in ArcGIS 10.1. For the both the omnivorous and granivorous carabids, two maps were produced. The first was for the moyen model and the complimentary map was for the mapping of the estimates of certitude. The maps represent the computed values for each cell plotted in position to reconstruct the expected abundance patterns of omnivorous and granivorous carabids at the French national scale.

Analysis of farmland management intensity

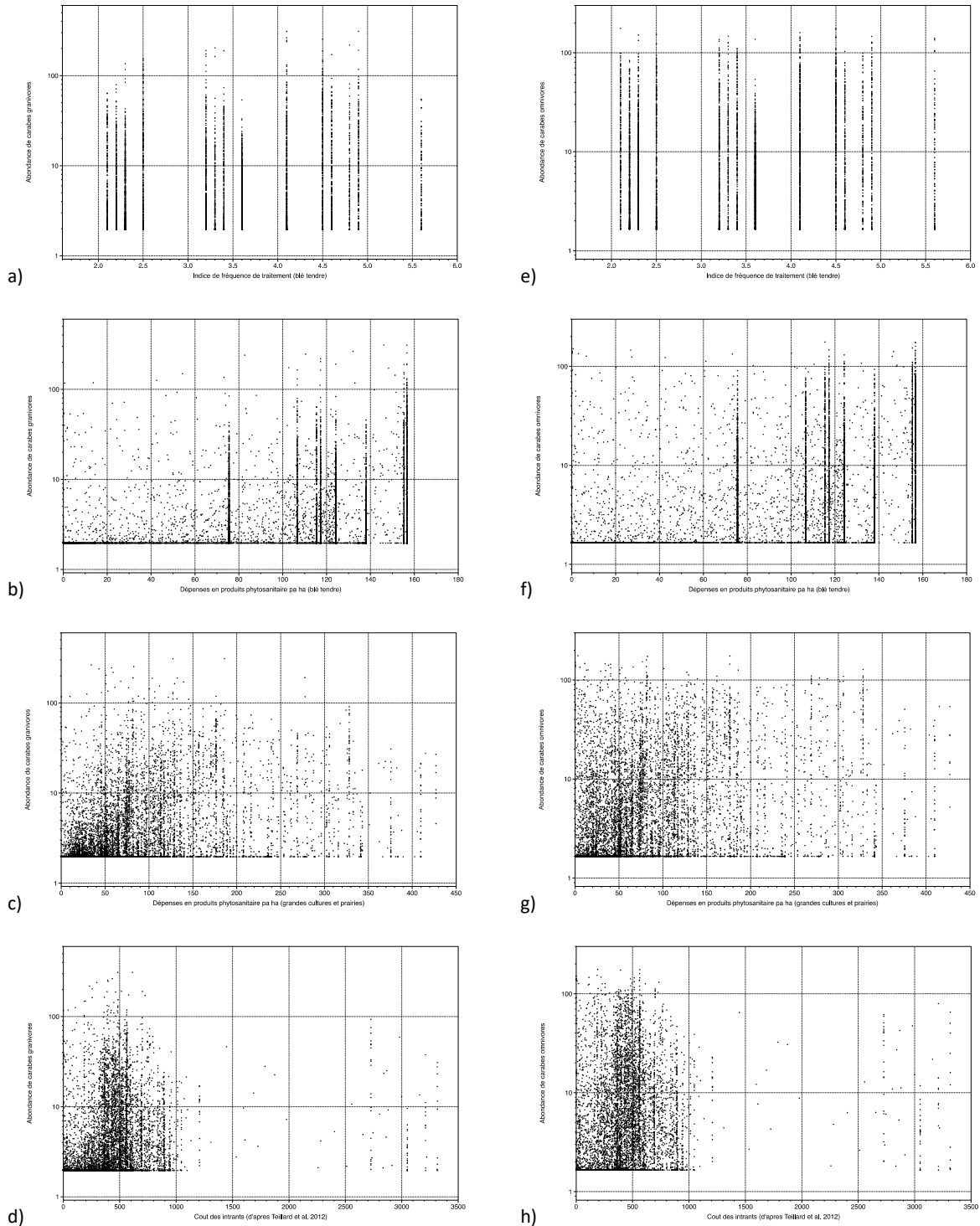
The mapped patterns of abundance and certitude in the regulation of the weed seedbank may result from the direct effects of farmland management intensity. The goal here was to examine this possibility using the model output, used to create the maps, and national scale variables of management intensity. The specific variables of management intensity were: Treatment Frequency Index (TFI, IFT), spending on phyto-protection products per Ha of wheat, spending on phyto-protection products per Ha in arable and permanent grassland, and the total cost of inputs.

This examination comes with a number of clear practical and statistical problems. Practically, the data for the management intensity variable is available on a set of different spatial scales to those of the model output for carabid beetle abundance. This requires that a common spatial scale is agreed upon and all data are scaled down or up to this common scale. After some discussion, for practical reason, data on management intensity were disaggregated to the scale of 2 km x 2 km. The statistical problem stems from the data themselves. In seeking to use the mean number of carabid beetles per islet as the independent variable, we will in actuality be analyzing the output of a model. The model also relates two variables, % arable annual crop and % permanent pasture, which have in the past been treated as measures of farmland intensity. This means that on both sides of the analysis, the independent and explanatory variables, there are effects that are measures of intensity. For this reason, we treated this examination as a correlational exploration and were not interested in establishing the significance of relationships between carabid abundance and intensity measures. Rather, the aim was to see whether there were patterns in the data consistent with management intensity driving carabid abundance that might form a hypothesis for future testing.

To conduct this analysis, we selected the ~9000 explicitly rural 2 km x 2 km squares in France, which are neither coastal nor have significant urban area. We plotted the abundance of omnivore and granivore carabids in these squares against each of the variables of management intensity in turn (Figure 2). For each of the sub-figures, the pattern of points appears random and there is no discernible evidence for intensity variables affecting carabid abundance in these data. Consequently, considering logistic constraints (mainly time constraint in EFESSEA), we decided to halt this analysis at this stage.

It should be stressed that this apparent absence of evidence for a link between carabid abundance and management intensity is not evidence for no link. Rather, we would propose that the next step is to conduct a more robust modelling and mapping exercise, with the goal of analysing for the presence of an abundance-intensity relationship in real data-sets. Specifically, we would propose a GLM analysis of carabid abundance, sampled from fields, against landscape variables (as above), with the explicit inclusion of measures of intensity as co-variables in the analysis. This will determine whether there is a link between carabids and management intensity, and how this co-varies with landscape for mapping across the French national scale.

Figure 2. Figures relating the abundance of granivore and omnivore carabids to four measures of farmland management intensity: a) and e) Treatment frequency index (IFT); b) and f) spending on phyto-protection products per Ha of wheat; c) and g) spending on phyto-protection products per Ha in arable and permanent grassland; and, d) and h) the total cost of intrants.



Descriptif des bases de données utilisées et références bibliographiques :**Nom de la base : Registre Parcellaire Graphique (RPG) 28 classes au canton****Fournisseur/source : ASP****Années : 2010-2011-2012****Couverture géographique : France****Résolution géographique (maille) : canton****Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : surfaces des différentes cultures dans chaque canton**

Bohan, D.A., Boursault, A., Brooks, D.R. & Petit, S. (2011) National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 888–898.

Bohan, D.A., Bonte, D., Ma, A., Macfadyen, S., Martinet, V., McInerney, G.J., Montoya, J.M., Mulder, C., Pascual, U., et al. (2016) Networking Our Way to Better Ecosystem Service Provision. *Trends in Ecology & Evolution*, **31**, 112–121.

Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L. & Petit, S. (2013) The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology*, **14**, 235–245.

Appendix 1. Bibliography of the literature review

1. Al Hassan, D., Georgelin, E., Delattre, T., Burel, F., Plantegenest, M., Kindlmann, P., & Butet, A. (2013) Does the presence of grassy strips and landscape grain affect the spatial distribution of aphids and their carabid predators? *Agricultural and Forest Entomology*, **15**, 24-33.
2. Amexia, O. & Kindlmann, P. (2008) Agricultural policy-induced landscape changes: effects on carabid abundance and their biocontrol potential. *European Journal of Entomology*, **105**, 467-476. Positive influence of forests on carabid abundance (not sig). Sig effect of human settlement on carabid abundance.
3. Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., & Schermann, N. (2005) Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **108**, 205-217.
4. Barbaro, L., & Van Halder, I. (2008) Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography*, **32**, 321-333.
5. Barbaro, L., Pontcharraud, L., Vetillard, F., Guyon, D., & Jactel, H. (2005). Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Ecoscience*, **12**(1), 110-121. (no pdf)
6. Barbaro, L., Rossi, J. P., Vetillard, F., Nezan, J., & Jactel, H. (2007) The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of Biogeography*, **34**, 652-664.
7. Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K. M., Samu, F., & Tscharrntke, T. (2012). Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **146**(1), 130-136.
8. Benjamin, R., Cédric, G., & Pablo, I. (2008) Modeling spatially explicit population dynamics of *Pterostichus melanarius* L11. (Coleoptera: Carabidae) in response to changes in the composition and configuration of agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, **84**, 191-199.
9. Betbeder, J., Hubert-Moy, L., Burel, F., Corgne, S., & Baudry, J. (2015) Assessing ecological habitat structure from local to landscape scales using synthetic aperture radar. *Ecological Indicators*, **52**, 545-557.
10. Bianchi, F.J.J.A, Booij, C.J.H, & Tscharrntke, T. (2006) Sustainable Pest Regulation in Agricultural Landscapes: A Review on Landscape Composition, Biodiversity and Natural Pest Control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **273**.1595, 1715–1727.
11. Burel, F. (1989) Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology*, **2**, 215-226.
12. Burel, F. (1991) Ecological consequences of land abandonment on carabid beetles distribution in two contrasted grassland areas. *Options méditerranéennes*, **111-119**.
13. Burel, F. (1992) Effect of landscape structure and dynamics on carabids biodiversity in Brittany France. *Landscape Ecology*, **6**, 161-194. No pdf
14. Burel, F. (1992) Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology*, **6**, 161-174.
15. Burel, F., & Baudry, J. (1994) Reaction of ground beetles to vegetation changes following grassland dereliction. *Acta oecologica*, **15**, 401-415. No pdf
16. Burel, F., & Baudry, J. (1995) Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **55**, 193-200.

17. Burel, F., Aviron, S., Baudry, J., Le Féon, V., & Vasseur, C. (2013) The structure and dynamics of agricultural landscapes as drivers of biodiversity. In *Landscape ecology for sustainable environment and culture* (pp. 285-308). Springer Netherlands.
18. Burel, F., Aviron, S., Baudry, J., Le Féon, V., & Vasseur, C. (2013). The structure and dynamics of agricultural landscapes as drivers of biodiversity. In *Landscape ecology for sustainable environment and culture* (pp. 285-308). Springer Netherlands.
19. Dauber et al. (2005) Landscape variables for 1) arable land sites, 2) grassland, 3) fallow – gives species richness. Species detailed in appendix but not with the paper.
20. Dauber, J., Purtauf, T., Allspach, A., Frisch, J., Voigtländer, K., & Wolters, V. (2005). Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. *Global Ecology and Biogeography*, 14(3), 213-221.
21. de la Peña, N. M., Butet, A., Delettre, Y., Morant, P., & Burel, F. (2003) Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94, 59-72.
22. Dor, C., Mailliet-Mezerey, J., Holland, J., van Helden, M., Rossing, W., Poehling, M., ... & Lavigne, C. (2010). Entomophagous insects, dedicated to the study of their diversity, their effectiveness as biocontrol agents and of habitats potentials, a case study in several French areas. *IOBC/WPRS Bulletin*, 56. No pdf
23. Dufлот, R., Georges, R., Ernoult, A., Aviron, S., & Burel, F. (2014) Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. *Acta Oecologica*, 56, 19-26.
24. Elek, Z., Dauffy-Richard, E., & Gosselin, F. (2010) Carabid species responses to hybrid poplar plantations in floodplains in France. *Forest Ecology and Management*, 260, 1446-1455.
25. Ernoult, A., Vialatte, A., Butet, A., Michel, N., Rantier, Y., Jambon, O., & Burel, F. (2013) Grassy strips in their landscape context, their role as new habitat for biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 15-27.
26. Eyre, M. D., Rushton, S. P., Luff, M. L., & Telfer, M. G. (2004) Predicting the distribution of ground beetle species (Coleoptera, Carabidae) in Britain using land cover variables. *Journal of Environmental Management*, 72, 163-174. (UK)
27. Fischer, C., Thies, C., & Tscharrntke, T. (2011). Mixed effects of landscape complexity and farming practice on weed seed removal. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13(4), 297-303.
28. Flohre, Andreas, et al. "Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds." *Ecological Applications* 21.5 (2011): 1772-1781. (no pdf)
29. Fournier, E., & Loreau, M. (1999) Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. *Ecography*, 87-97.
30. Fournier, E., & Loreau, M. (2001) Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 16, 17-32.
31. Fournier, E., Loreau, M., & Havet, P. (1998) Effects of new agricultural management practices on the structure and diversity of ground-beetle communities (Coleoptera, Carabidae). *Gibier faune sauvage*, 15, 43-54.
32. French, B. W., & Elliott, N. C. (1999) Temporal and spatial distribution of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in grasslands and adjacent wheat fields. *Pedobiologia*, 43, 73-84. (USA)
33. French, B. W., Elliott, N. C., Berberet, R. C., & Burd, J. D. (2001) Effects of riparian and grassland habitats on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in adjacent wheat fields. *Environmental Entomology*, 30, 225-234.
34. Gardiner, M.M., Landis, D.A., Gratton, C., Schmidt, N., O'Neal, M., Mueller, E., Chacon, J., & Heimpel, G.E. (2010) Landscape composition influences the activity density of Carabidae and Arachnida in soybean fields. *Biological Control*, 55, 11-19.
35. Irmiler, U., & Hoernes, U. (2003) Assignment and evaluation of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages to sites on different scales in a grassland landscape. *Biodiversity & Conservation*, 12, 1405-1419. (no pdf)
36. Knapp, Michal, and Milan Řezáč. (2015) Even the Smallest Non-Crop Habitat Islands Could Be Beneficial: Distribution of Carabid Beetles and Spiders in Agricultural Landscape. *PLoS ONE* 10.4, e0123052. (Czech Republic)
37. Koivula, M.J. (2011) Useful Model Organisms, Indicators, or Both? Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) Reflecting Environmental Conditions. *ZooKeys*, 100, 287-317.
38. Kotze, D. J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M. J., ... & Zetto, T. (2011) Forty years of carabid beetle research in Europe—from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*, 100, 55.
39. Kromp, B. (1999) Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, 187-228.
40. Liu, Y., Rothenwöhler, C., Scherber, C., Batáry, P., Elek, Z., Steckel, J., ... & Westphal, C. (2014). Functional beetle diversity in managed grasslands: effects of region, landscape context and land use intensity. *Landscape ecology*, 29(3), 529-540.

41. Marrec, R., Badenhauer, I., Bretagnolle, V., Börger, L., Roncoroni, M., Guillon, N., & Gauffre, B. (2015) Crop succession and habitat preferences drive the distribution and abundance of carabid beetles in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 282-289.
42. Niemelä, J. A. R. I. (2001) Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology*, 98, 127-132.
43. Östman, Ö., Ekblom, B., Bengtsson, J., & Weibull, A. C. (2001). Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles. *Ecological Applications*, 11(2), 480-488.
44. Palmu, E., Ekroos, J., Hanson, H. I., Smith, H. G., & Hedlund, K. (2014). Landscape-scale crop diversity interacts with local management to determine ground beetle diversity. *Basic and Applied Ecology*, 15(3), 241-249.
45. Petillon, J., Georges, A., Canard, A., & Ysnel, F. (2007) Impact of cutting and sheep grazing on ground-active spiders and carabids in intertidal salt marshes (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation*, 30, 201-209.
46. Petit, S., & Burel, F. (1998) Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 69, 243-252.
47. Petit, S., & Usher, M. B. (1998) Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity & Conservation*, 7, 1549-1561.
48. Puech, C., Poggi, S., Baudry, J., & Aviron, S. (2015). Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale?. *Landscape Ecology*, 30(1), 125-140.
49. Purtauf et al. (2005) Winter wheat fields – increase in % cover of grassland in the surrounding area leads to increase in carabid abundance. 11562 carabids caught in 24 study sites.
50. Purtauf, T., Dauber, J., & Wolters, V. (2004) Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 67, 185-193.
51. Rouabah, A., Villerd, J., Amiaud, B., Plantureux, S., & Lasserre-Joulin, F. (2015) Response of carabid beetles diversity and size distribution to the vegetation structure within differently managed field margins. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 21-32.
52. Sadler, J. P., Small, E. C., Fiszpan, H., Telfer, M. G., & Niemelä, J. (2006) Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. *Journal of Biogeography*, 33, 1126-1138. (UK)
53. Schweiger, O., Maelfait, J. P., Wingerden, V. W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., ... & Bugter, R. (2005) Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology*, 42, 1129-1139.
54. Stockan, J. A., Baird, J., Langan, S. J., Young, M. R., & Iason, G. R. (2014). Effects of riparian buffer strips on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) within an agricultural landscape. *Insect conservation and diversity*, 7(2), 172-184.
55. Thomas, C. G., Holland, J. M., & Brown, N. J. (2002) The spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes. *The agroecology of carabid beetles*. Andover: Intercept, 305-344.
56. Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L., & Petit, S. (2013) The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology*, 14, 235-245.
57. Vanbergen, A. J., Woodcock, B. A., Koivula, M., Niemelä, J., Kotze, D. J., Bolger, T., ... & Watt, A. D. (2010) Trophic level modulates carabid beetle responses to habitat and landscape structure: a pan-European study. *Ecological Entomology*, 35, 226-235.
58. Vanbergen, A. J., Woodcock, B. A., Watt, A. D., & Niemelä, J. (2005) Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. *Ecography*, 28, 3-16. (no pdf)
59. Varet, M., Burel, F., & Pétilion, J. (2014) Can urban consolidation limit local biodiversity erosion? Responses from carabid beetle and spider assemblages in Western France. *Urban ecosystems*, 17, 123-137.
60. Wamser et al. (2012) Three grassland site types – green vein, connected, and isolated, with % landscape variables. Total abundance of carabids given but not per site.
61. Wamser, S., Dauber, J., Birkhofer, K., & Wolters, V. (2011). Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agriculture, ecosystems & environment*, 144(1), 235-240.
62. Wamser, S., Diekoetter, T., Boldt, L., Wolters, V., & Dauber, J. (2012). Trait-specific effects of habitat isolation on carabid species richness and community composition in managed grasslands. *Insect Conservation and Diversity*, 5(1), 9-18.
63. Warnaffe, G. D. B. D., & Dufrêne, M. (2004) To what extent can management variables explain species assemblages? A study of carabid beetles in forests. *Ecography*, 27, 701-714.
64. Zhao, Z. H., Sandhu, H., Liu, J. H., & Wang, Y. (2015). Landscape pattern affects species composition and abundance of ground-dwelling predator. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 18(2), 331-334.

Annexe 8-D. Note technique pour l'évaluation biophysique du SE « régulation des insectes ravageurs »

Expert coordinateur : Adrien Rusch

Mise en œuvre de l'évaluation : Luc Biju-Duval, Annette Girardin et Anne Meillet

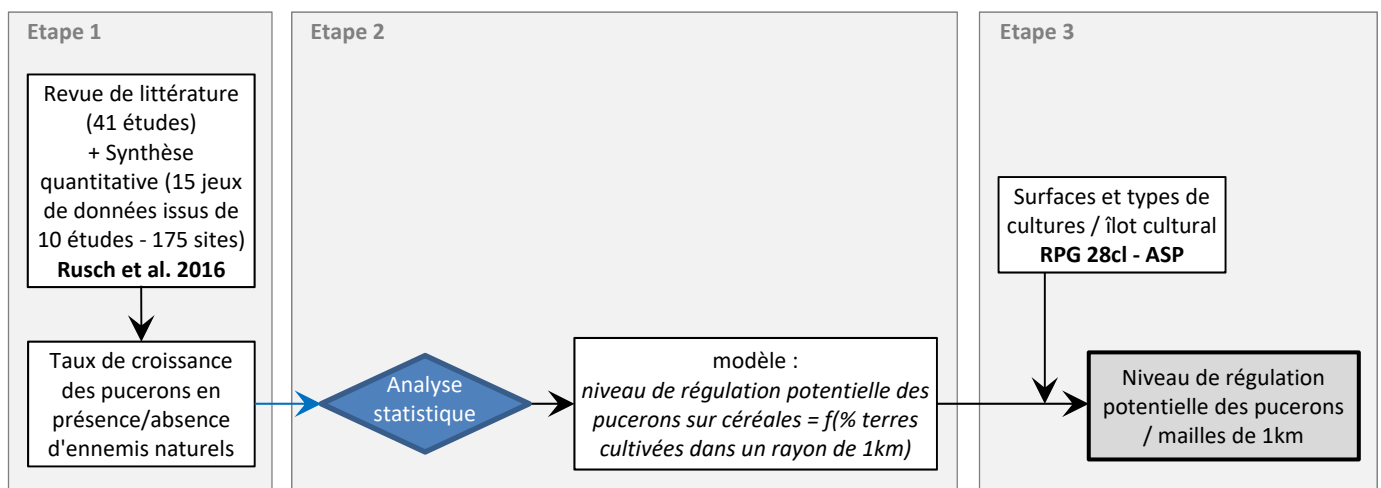
Cartographie : Luc Biju-Duval

Bases de données utilisées (cf. descriptif en fin de document) :

- Données du papier de Rusch *et al.* (2016) et des papiers connexes.
- Données du RPG sur la proportion de terres cultivées dans un rayon de 1 km autour des parcelles de céréales à pailles (i.e., blé tendre et orge).

La démarche globale adoptée pour le calcul de l'indicateur est synthétisée dans la figure 1.

Figure 1. Schéma de la démarche calculatoire adoptée



Etape 1 : Collecte des données et calcul de l'indicateur « niveau de régulation potentielle des insectes ravageurs »

Pour calculer cet indicateur nous avons fait appel à une base de données constituée dans le cadre du papier de Rusch *et al.* (2016). Les critères de sélection pour ces études étaient les suivants : (i) avoir mesuré des niveaux de régulation naturelle des pucerons (différentes cultures) *via* des expérimentations en plein champs par exclusions¹ ; (ii) avoir utilisé des exclusions qui devaient, *a minima*, mesurer la régulation « totale » *via* deux modalités : exclusion de tous les ennemis naturels et accès possible à tous les ennemis naturels, et ne pas s'intéresser à un groupe d'ennemis naturels en particulier (e.g., parasitoïdes) ; (iii) avoir été mises en place le long d'un gradient de complexité du paysage. Les données mobilisées sont issues d'études publiées ou non.

Dans Rusch *et al.* (2016) nous avons compilé les données de 15 études regroupant 175 sites différents et venant de 5 pays situés en Europe du Nord, Europe centrale, Europe de l'ouest et en Amérique du Nord (Tableau 1). Les différentes caractéristiques de ces études sont résumées dans le Tableau 1. Les expérimentations étaient réalisées dans des zones sans applications de pesticides à l'exception de Holland *et al.* (2012) et Chaplin-Kramer *et al.* (2012) où des pesticides ont été utilisés (mais à courte persistance ; voir les publications pour plus de détails).

¹ Expérimentation ayant recours à deux traitements différents, l'un excluant (totalement ou partiellement) les ennemis naturels l'autre sans exclusion laissant les prédateurs et parasitoïdes l'accès à leur ressource (i.e., les insectes ravageurs) pour mesurer leur impact sur une population d'insectes phytophages. Pour des détails sur la méthodologie voir Rusch *et al.*, 2016 ou Thies *et al.*, 2011.

Pour l'ensemble des points de mesures, des variables permettant de caractériser le contexte paysager ont également été collectées et en particulier la proportion de terres cultivées dans un rayon de 1 km autour de chaque site. Cette variable a été retenue car (i) elle représente une mesure simple et robuste du niveau de simplification des paysages agricoles (Persson *et al.*, 2010; Roschewitz *et al.*, 2005; Rundlöf and Smith 2006), (ii) elle est souvent inversement corrélée avec d'autres mesures de la complexité du paysage comme la diversité en type d'habitats (Roschewitz *et al.*, 2005 ; Tschardtke *et al.*, 2005). Enfin, cette mesure peut également être interprétée comme un proxy de l'intensification agricole car elle est très corrélée avec la pression d'utilisation des pesticides à l'échelle parcellaire et paysagère (Meehan *et al.*, 2011). L'ensemble de ces propriétés en font un indicateur synthétique intéressant dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles pour analyser l'effet du contexte paysager (incluant composition du paysage, en termes de types d'occupation du sol, et de pratiques agricoles, en termes de pression phytosanitaire) sur les niveaux potentiels de régulation naturelle. L'étendue spatiale correspondant à un paysage de 1 km de rayon a été choisie car il a été montré qu'elle était la plus (ou une des plus) pertinente pour comprendre certaines interactions trophiques impliquées dans la régulation des insectes ravageurs et les dynamiques de populations d'insectes ravageurs et d'ennemis naturels (Thies et Tschardtke 1999 ; Thies *et al.*, 2005 ; Rusch *et al.*, 2013). Les informations sur l'occupation du sol autour des parcelles ont été fournies par les auteurs et étaient issues soit de digitalisation sur des orthophotos combinées à des inspections sur le terrain soit de données administratives disponibles à l'échelle nationale.

Pour estimer le niveau de régulation naturelle à chaque site, nous avons calculé la différence de taux de croissance des pucerons entre la modalité exclusion totale et la modalité « ouverte » (i.e., accès possible par tous les ennemis naturels) pour l'ensemble des 15 jeux de données. Comme le nombre de pucerons initial et la durée d'exposition variés sensiblement entre les différentes études nous avons calculé le taux de croissance r (exprimé en puceron \times puceron⁻¹ \times jour⁻¹) pour chaque modalité de chaque site :

$$r = [\ln(N_t + 1) - \ln(N_0 + 1)]/t$$

Avec N_0 = le nombre de pucerons initial, N_t = le nombre de pucerons au temps t et t = le nombre de jour de l'expérimentation. Ceci nous permet de comparer les niveaux de régulation entre sites et études (McCallum 2000; Costamagna *et al.*, 2007; Latham and Mills 2010). Pour chaque site nous considérons que la différence moyenne entre le taux de croissance entre la modalité exclusion totale et la modalité ouverte, reflète la mortalité nette due à l'action des ennemis naturels.

Etape 2 : Analyse du jeu de données

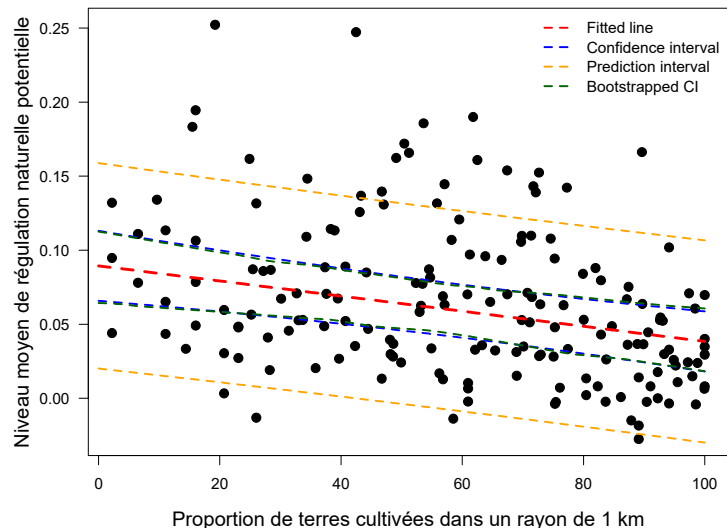
Les données ont été analysées à l'aide d'un modèle linéaire mixte pour analyser l'effet du contexte paysager sur la régulation naturelle potentielle des pucerons. Dans ce modèle mixte la proportion de terres cultivées a été considéré comme effet fixe et l'étude comme effet aléatoire. Le modèle ainsi construit autorise un « intercept » différent par jeux de données. Le modèle a été ajusté à l'aide du logiciel R (R Development Core Team 2015) et du package 'lme4' (Bates *et al.*, 2015).

Le modèle nous indique ainsi que le niveau potentiel de régulation naturelle décroît linéairement avec la proportion de terres cultivées ($F_{1,157} = 9.77$, $P = 0.002$, Figure 2). Une intensification des paysages allant de 2 % à 100 % de terres cultivées dans un rayon de 1 km autour de la parcelle considérée réduit de 46 % le niveau potentiel de régulation des pucerons. Cette réponse est retrouvée pour l'ensemble des différentes études (Rusch *et al.*, 2016).

Tableau 1. Résumé des caractéristiques des études mobilisées pour l'analyse des relations entre composition du paysage et niveau de régulation naturelle des pucerons (D'après Rusch *et al.*, 2016).

Study code	Crop	Prey species	Exclusion treatment: open & total exclusion	Exclusion treatment: open, partial & total exclusion	Duration of the experiment	Location	Number of fields	Replicates per field	Landscape gradient (range of % of cultivated land in 1 km radius)	References
Study 1a	<i>Brassica oleracea</i>	<i>Brevicoryne brassicae</i> (Linnaeus)	Yes	No	12 days	USA, California	9	3	02 - 94 %	Chaplin-Kramer and Kremen (2012)
Study 1b	<i>Brassica oleracea</i>	<i>Brevicoryne brassicae</i> (Linnaeus)	Yes	No	12 days	USA, California	10	2	02 - 94 %	Chaplin-Kramer and Kremen (2012)
Study 1c	<i>Brassica oleracea</i>	<i>Brevicoryne brassicae</i> (Linnaeus)	Yes	No	12 days	USA, California	10	2	02 - 94 %	Chaplin-Kramer and Kremen (2012)
Study 2	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	13 or 14 days	Germany, Göttingen	8	2	26 - 93 %	Thies <i>et al.</i> , (2011)
Study 3a	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Stobion avenae</i> (Fabricius)	No	Yes	14 days	UK, Dorset and Hampshire	14	2	33 - 87 %	Holland <i>et al.</i> , (2012)
Study 3b	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Stobion avenae</i> (Fabricius)	No	Yes	14 days	UK, Dorset and Hampshire	12	2	27 - 87 %	Holland <i>et al.</i> , (2012)
Study 4	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	11 - 23 days	Germany, Jena	8	2	48 - 98 %	Thies <i>et al.</i> , (2011)
Study 5	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	16 - 19 days	Poland	8	2	39 - 94 %	Thies <i>et al.</i> , (2011)
Study 6	<i>Hordeum vulgare</i>	<i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	Yes	No	5 days	Sweden, Scania	31	4	14 - 88 %	Rusch <i>et al.</i> , (2013) ; unpublished data
Study 7	<i>Hordeum vulgare</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	20 - 22 days	Sweden, Uppsala	8	2	56 - 100 %	Thies <i>et al.</i> , (2011)
Study 8	<i>Hordeum vulgare</i>	<i>Metopolophium dirhodum</i> (Walker), <i>Rhopalosiphum padi</i> (Linnaeus)	No	Yes	21 - 27 days	Sweden, Scania	8	2	48 - 100 %	Winqvist C. unpublished data
Study 9a	<i>Glycine max</i>	<i>Aphis glycines</i> (Matsumura)	Yes	No	7 - 14 days	USA, Michigan	12	4	9 - 79 %	Woltz <i>et al.</i> , (2012) ; unpublished data
Study 9b	<i>Glycine max</i>	<i>Aphis glycines</i> (Matsumura)	Yes	No	7 - 14 days	USA, Michigan	12	4	16 - 89 %	Woltz <i>et al.</i> , (2012) ; unpublished data
Study 10a	<i>Glycine max</i>	<i>Aphis glycines</i> (Matsumura)	Yes	No	14 days	USA, Michigan, Wisconsin, Iowa, Minnesota	12	4	39 - 92 %	Gardiner <i>et al.</i> , (2009)
Study 10b	<i>Glycine max</i>	<i>Aphis glycines</i> (Matsumura)	Yes	No	14 days	USA, Michigan, Wisconsin, Iowa, Minnesota	13	4	32 - 97 %	Gardiner <i>et al.</i> , (2009)

Figure 2. Effet de la proportion de terres cultivées dans un rayon de 1 km sur le niveau moyen potentiel de régulation naturelle



Le modèle ajusté nous donne les équations suivantes :

- Pour la partie fixe du modèle (modèle estimé moyenné sur l'ensemble des études – ligne rouge sur la figure 2) :
Niveau de régulation potentiel moyen = $0.089 - 0.0005 * \% \text{terres_cultivées}$

- Le modèle nous donne également les équations suivantes pour les intervalles de confiances (à 5 et 95% - lignes bleues) :

Niveau de régulation potentiel bas = $0.068 - 0.00047 * \% \text{terres_cultivées}$

Niveau de régulation potentiel haut = $0.11 - 0.00054 * \% \text{terres_cultivées}$

Plus de détails sur les analyses et les interprétations sont indiqués dans Rusch *et al.*, (2016).

Etape 3 : Extrapolation nationale et représentation cartographique du niveau de service potentiel

- Extraction des données paysagères à l'échelle nationale

Pour cette étape nous avons extrait la proportion de terres cultivées au sein d'une grille régulière de 2 km x 2 km couvrant l'ensemble du territoire Français. Le RPG fournit la description de l'emprise spatiale des îlots de culture qui sont composés de une à plusieurs parcelles de culture. Dans ce travail nous avons associé à chaque îlot la culture dominante en terme de surface. Autrement dit, la culture dominante devient alors la seule culture de l'îlot considérée. Cette étape nous donne donc pour chaque nœud de la grille la proportion de terres cultivées dans un paysage de 1 km de rayon non recouvrant avec le paysage voisin. Les éléments du paysage pris en compte sont le pourcentage de surface de groupes de culture mentionnés dans le tableau 2 présent sur la grille de 2km x 2km soit 100ha

Données utilisées : RPG campagne 2012 (9214262 lignes traitées).

- Calcul du niveau de régulation potentiel et représentation:

Pour chaque point de la carte le niveau moyen potentiel de régulation naturelle sera calculé à l'aide de l'équation précédente. Les deux autres équations serviront à définir une limite haute et basse à la prédiction et ainsi introduire une mesure de l'incertitude autour du niveau moyen calculé.

Un masquage des mailles sur lesquelles l'estimation n'est pas pertinente a été réalisé. Ainsi, les mailles essentiellement composées des zones urbaines, ou encore des zones littorales sont masquées. Par ailleurs, étant donné la grande incertitude potentielle des données du RPG sur les surfaces en cultures pérennes, les mailles essentiellement composées de ce type de culture sont également masquées.

Tableau 2. Liste des grandes Cultures prise en compte dans la liste des groupes de culture du RPG 28 classes :

Code_groupe_culture	Culture	
1	BLE TENDRE	x
2	MAIS GRAIN ET ENSILAGE	x
3	ORGE	x
4	AUTRES CEREALES	x
5	COLZA	x
6	TOURNESOL	x
7	AUTRES OLEAGINEUX	x
8	PROTEAGINEUX	x
9	PLANTES A FIBRES	x
10	SEMENCES	x
11	GEL (SURFACES GELEES SANS PRODUCTION)	
12	GEL INDUSTRIEL	
13	AUTRES GELS	
14	RIZ	x
15	LEGUMINEUSES A GRAINS	x
16	FOURRAGE	
17	ESTIVES LANDES	
18	PRAIRIES PERMANENTES	
19	PRAIRIES TEMPORAIRES	
20	VERGERS	x
21	VIGNES	x
22	FRUITS A COQUE	x
23	OLIVIERS	x
24	AUTRES CULTURES INDUSTRIELLES	
25	LEGUMES-FLEURS	
26	CANNE A SUCRE	
27	ARBORICULTURE	x
28	DIVERS	

Mise en garde sur l'interprétation et les limites de l'approche

Le premier point important à noter est que les niveaux de régulation naturelle estimés se basent sur des données issues de contextes et d'expérimentations variés (voir Tableau 1). A ce stade de l'étude aucune validation n'a été réalisée. Cette étape, qui mobilisera des jeux de données collectés en France, est une étape primordiale si l'on souhaite aller vers une représentation cartographique des bouquets de services à l'échelle nationale. En effet, nous savons par exemple que l'importance relative des différentes guildes de prédateurs et de parasitoïdes varie fortement en fonction des contextes pédoclimatiques notamment entre l'Europe du Nord, Centrale et de l'Ouest (Thies *et al.*, 2011). Les relations entre simplification du paysage et niveau de régulation peuvent donc être potentiellement affectées par ces différences et une validation et une calibration adaptées aux situations rencontrées sur le territoire Français est donc nécessaire.

Le deuxième point important est qu'en se basant sur des expérimentations utilisant des approches par exclusions sur des populations de pucerons introduites volontairement, nous mesurons des niveaux potentiels de régulation naturelle et pas des niveaux de contrôle biologique réalisés. Nous utilisons donc ici cette variable comme un indicateur du potentiel de fourniture d'un service lié au contexte paysager et non pas un niveau de service réalisé qui fait intervenir le type de culture, les pratiques agricoles et beaucoup d'autres variables biotiques (e.g., diversité végétale cultivée) et abiotiques (e.g., température, humidité).

Enfin, il est important de noter que, même une fois validée, ces valeurs produites n'auront essentiellement de sens (i) que dans la gamme de variation des indicateurs paysagers utilisés pour calibrer ces relations statistiques, (ii) pour des territoires concernés par les cultures étudiées, et (iii) pour les conditions dans lesquelles les expérimentations utilisées ici ont été réalisées.

Descriptif des bases de données utilisées et références citées

Nom de la base : Données du papier de Rusch *et al.*, (2016)

Fournisseur/source : l'ensemble des co-auteurs du papier.

Années : -

Couverture géographique : Europe Centrale, Nord, Ouest et USA

Résolution géographique (maille) : -

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : Différence de taux de croissance des pucerons entre modalités d'exclusions permettant de mesurer un niveau potentiel de régulation naturelle.

Nom de la base : RPG 28 classes

Fournisseur/source : ASP

Années : 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : îlot de cultures

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : emprise spatiale des îlots et surface des 28 groupes de culture dans les îlots.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Soft.* 67, 1-48.

Chaplin-Kramer R, Kremen C (2012) Pest control experiments show benefits of complexity at landscape and local scales. *Ecological Applications* 22:1936–1948. doi: 10.1890/11-1844.1

Costamagna, A. C., Van Der Werf, W., Bianchi, F. J. J. A., Landis, D. A., 2007. An exponential growth model with decreasing r captures bottom-up effects on the population growth of *Aphis glycines* Matsumura (Hemiptera: Aphididae). *Agric. For. Entomol.* 9, 297–305.

Holland JM, Oaten H, Moreby S, et al (2012) Agri-environment scheme enhancing ecosystem services: A demonstration of improved biological control in cereal crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 155:147–152. doi: 10.1016/j.agee.2012.04.014

Latham, D. R., Mills, N. J., 2010. Quantifying aphid predation: the mealy plum aphid *Hyalopterus pruni* in California as a case study. *J. Appl. Ecol.* 47, 200–208.

McCallum, H., 2000. *Population Parameters: Estimation for Ecological Models*. Blackwell Science, Oxford.

Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2011. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *roc. Natl. Acad. Sci. USA* 108, 11500–11505.

Persson, A.S., Olsson, O., Rundlöf, M., Smith, H.G., 2010. Land use intensity and landscape complexity—Analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden. *Agric. Ecosyst. Envir.* 136, 169–176.

Roschewitz I, Hücker M, Tscharnkte T, Thies C (2005) The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108:218–227. doi: 10.1016/j.agee.2005.02.005

Rundlöf, M., Smith, H. G., 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *J. Appl. Ecol.* 43, 1121–1127.

Rusch A, Bommarco R, Jonsson M, et al (2013) Flow and stability of natural pest control services depend on complexity and crop rotation at the landscape scale. *J Appl Ecol* 50:345–354. doi: 10.1111/1365-2664.12055

Rusch A, Chaplin-Kramer R, Gardiner MM, *et al* (2016) Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 221:198–204. doi: 10.1016/j.agee.2016.01.039

Thies C, Roschewitz I, Tscharnkte T (2005) The landscape context of cereal aphid–parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272:203–210. doi: 10.1098/rspb.2004.2902

Thies C, Haenke S, Scherber C *et al.* (2011) The relationship between agricultural intensification and biological control: experimental tests across Europe. *Ecological Applications*, 21, 2187–2196.

Thies C, Tscharnkte T (1999) Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science* 285:893–895. doi: 10.1126/science.285.5429.893

Tscharnkte T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857–874.

Annexe 8-E. Note technique pour l'évaluation biophysique du SE « stabilisation de la matière et contrôle des taux d'érosion »

Experts coordinateurs : Yves le Bissonais et Philippe Choler

Mise en œuvre de l'évaluation : Joël Daroussin, Annette Girardin, Anne Meillet

Cartographie : Joël Daroussin

Traitement des données en vue de leur analyse : Joël Daroussin

Bases de données utilisées (données « sources », cf. descriptif en fin de document) :

- Les **données Météo France** : hauteurs moyennes mensuelles des précipitations sur 30 ans (1971-2000), interpolées à la résolution de 1 km par la méthode Aurelhy (Benichou et Le Breton, 1987).
- Les **données sur l'intensité des précipitations** par ré-analyse des données météo SAFRAN sur la période 2000-2013, du nombre de jours par saison présentant un cumul de précipitations supérieur à 40 mm.
- La **dénomination des sols, leur texture et leur matériau parental**¹ provenant de la Base de Données Géographiques des Sols d'Europe au 1/1 000 000 (BDGSE1M).
- La **BD ALTI® de l'IGN** : modèle numérique de terrain (MNT) maillé qui décrit le relief du territoire français à échelle fine (résolution des mailles : 25 x 25 m).
- Le **CORINE Land Cover 2012 (CLC 2012)** et le **Registre Parcellaire Graphique 2012 (RPG 2012)** combinés pour caractériser l'occupation du sol.
- Les **données de télédétection fournies par le satellite MODIS** (*Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer*) (Huete *et al.*, 2002), à partir desquelles sont calculées les valeurs de NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) permettant d'estimer le caractère couvrant des végétations et sa dynamique saisonnière : l'indice de végétation normalisé met en valeur la différence entre la bande visible du rouge (R) et celle du proche infrarouge (PIR). $NDVI = (PIR - R) / (PIR + R)$
- Le **RPG** pour positionner précisément l'emprise spatiale des grandes cultures et prairies.

La méthode d'évaluation du SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » est basée sur une adaptation de la méthode d'estimation des taux d'érosion en France et en Europe décrite dans :

- Le Bissonais, Y. ; Bardet, C. ; Daroussin, J. - 2002 - L'érosion hydrique des sols en France - Edition : Orléans : IFEN

http://www.side.developpement-durable.gouv.fr/EXPLOITATION/Infodoc/ged/viewportalpublished.ashx?eid=IFD_FICJOINT_0012182

- Le Bissonais, Y. ; Montier, C. ; Jamagne, M. ; Daroussin, J. ; King, D.- 2002 - Mapping erosion risk for cultivated soil in France. *Catena*, 46, 207-220.

- MESALES Soil Erosion Risk Assessment in Europe - 2000

http://esdac-catalog.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/serae/GRIMM/erosion/inra/europe/analysis/maps_and_listings/web_erosion/index.html

- Le Bissonais, Y. ; Montier, C. ; Daroussin, J. ; King, D. - 1998 - Cartographie de l'aléa Erosion des sols en France. Rapport IFEN-Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Collection Etudes et Travaux IFEN n° 18. 57 p. + annexes et cédérom.

http://www.side.developpement-durable.gouv.fr/EXPLOITATION/Infodoc/ged/viewportalpublished.ashx?eid=IFD_FICJOINT_0012020

¹ Etat original du sol, roche à partir de laquelle les horizons pédologiques se sont développés.

Etape 1 : Transformation des données de base en données d'entrées de MESALES.

MESALES prend, en entrée, un tableau de données comportant n lignes et 5 colonnes. Chaque ligne représente un individu. Un individu est une unité spatiale surfacique géolocalisée (par sa forme et sa position dans l'espace géographique) dont toutes les caractéristiques sont considérées comme homogènes en tout lieu de sa surface. Chaque colonne représente l'une de ces caractéristiques. Chaque caractéristique est un paramètre d'entrée pour MESALES. Les unités spatiales homogènes sont des zones. Elles sont représentées par des entités géographiques surfaciques, indifféremment soit en « mode vecteur » par des polygones, soit en « mode raster » par des ensembles (ou groupes) de pixels. Ici nous opérons en mode raster.

Les 5 caractéristiques des unités spatiales nécessaires au fonctionnement de MESALES sont « protect », « battance », « erosivite », « erodibilite » et « agressivite ».

L'étape 1 de la mise en œuvre de MESALES consiste donc à préparer ce tableau de données. Elle est détaillée ci-après pour chaque caractéristique.

Etape 1.1 : « *protect* » = paramètre d'entrée de MESALES caractérisant le facteur de protection du sol par la végétation, par saison culturale :

DJF : hiver (décembre, janvier, février)

MAM : printemps (mars, avril, mai)

JJA : été (juin, juillet, août)

SON : automne (septembre, octobre, novembre)

Ce facteur est initialement déterminé *via* les données du CLC 2012. Les 48 classes CLC sont ramenées à 4 classes agricoles et 5 classes non agricoles, par regroupement en fonction de leur capacité à protéger le sol. Ces classes, dites « CLC-MESALES », sont les suivantes :

210 : Terres arables

220 : Cultures permanentes

231 : Prairies et pâturages

240 : Zones agricoles hétérogènes

310 : Forêts et végétation arbustive

100 : Territoires artificialisés

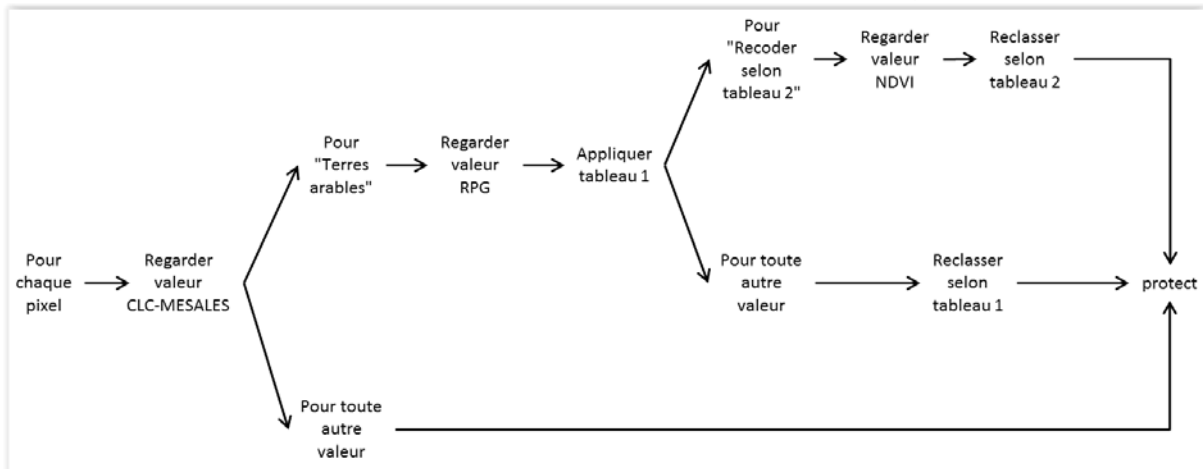
324 : Zones naturelles dégradées

330 : Espaces ouverts

400 : Zones humides et surfaces en eau

Une des grandes améliorations de la procédure MESALES mise en œuvre dans l'étude « EFESE-EA » est de prendre en compte des informations plus fines et précises tant spatialement que temporellement pour décrire les occupations des sols correspondant à la classe « Terres arables » (code 210) de CLC-MESALES. La figure 1 illustre l'algorithme de prise en compte des informations délivrées par le RPG et le NDVI saisonnier pour améliorer la définition de cette classe.

Figure 1. Algorithme de prise en compte des informations délivrées par le RPG et le NDVI saisonnier pour améliorer la définition de la classe « Terres arables » (code 210) du CLC-MESALES pour la production des cartes saisonnières du facteur de protection du sol par le couvert végétal.



Cet algorithme s’applique à la carte raster CLC-MESALES en 9 classes. Pour chaque pixel de cette carte, on examine la valeur du pixel. Si sa valeur n’est pas 210 (« Terres arables ») alors elle est simplement recopiée dans la carte raster « protect » en sortie. Sinon cette valeur est modifiée en fonction de la valeur de ce même pixel prise dans le RPG en appliquant les règles exprimées dans le Tableau 1 ci-dessous. Le RPG étant à une résolution spatiale plus fine que CLC, cette reclassification affine spatialement la carte CLC-MESALES.

Tableau 1. Règles de reclassification des codes RPG en classes CLC-MESALES appliquées aux pixels « Terres arables ».

Tableau 1 : recodage des classes RPG en classes CLC-MESALES		
CODE RPG	SIGNIFICATION CODE RPG	CODE CLC-MESALES (ou renvoi au tableau 2)
1	Blé tendre	recoder selon tableau 2
2	Maïs grain et ensilage	recoder selon tableau 2
3	Orge	recoder selon tableau 2
4	Autres céréales	recoder selon tableau 2
5	Colza	recoder selon tableau 2
6	Tournesol	recoder selon tableau 2
7	Autres oléagineux	recoder selon tableau 2
8	Protéagineux	recoder selon tableau 2
9	Plantes à fibres	recoder selon tableau 2
10	Semences	recoder selon tableau 2
11	Gel (surfaces gelées sans production)	recoder selon tableau 2
12	Gel industriel	recoder selon tableau 2
13	Autres gels	recoder selon tableau 2
14	Riz	recoder selon tableau 2
15	Légumineuses à grains	recoder selon tableau 2
16	Fourrage	Prairies et paturages (231)
17	Estives landes	Prairies et paturages (231)
18	Prairies permanentes	Prairies et paturages (231)
19	Prairies temporaires	Prairies et paturages (231)
20	Vergers	Cultures permanentes (220)
21	Vignes	Cultures permanentes (220)
22	Fruits à coque	Cultures permanentes (220)
23	Oliviers	Cultures permanentes (220)
24	Autres cultures industrielles	recoder selon tableau 2
25	Légumes-fleurs	recoder selon tableau 2
26	Canne à sucre	recoder selon tableau 2
27	Arboriculture	Cultures permanentes (220)
28	Divers	recoder selon tableau 2

Dans ce tableau 1, certaines classes du RPG (les classes 1 à 15, 24 à 26 et 28) sont elles-mêmes reclassées en classes CLC-MESALES en fonction de leur NDVI. Pour les pixels concernés et pour chaque saison, on examine la classe NDVI du pixel. On lui applique alors les règles exprimées dans le tableau 2 ci-dessous. Le NDVI étant saisonnier, cette reclassification affine temporellement la carte CLC-MESALES.

Tableau 2. Règle de reclassification des classes NDVI en classes CLC-MESALES appliquée aux pixels à la fois « Terres arables » et classes RPG entre 1 et 15 ou entre 24 et 26 ou 28.

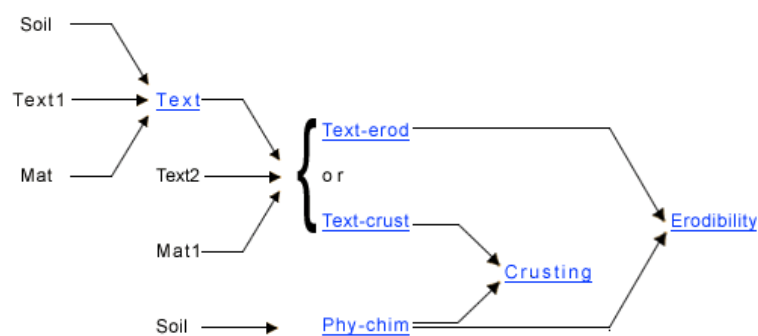
Classe NDVI	Classe CLC-MESALES
1: NDVI 0 - 0.5	Terres arables (210)
2: NDVI 0.5 - 0.6	Cultures permanentes (220)
3: NDVI 0.6 - 0.7	Zones agricoles hétérogènes (240)
4: NDVI 0.7 - 1	Prairies et pâturages (231)

A l'issue de l'application de cet algorithme, on obtient une carte raster « protect » pour chaque saison culturale (quatre cartes au total).

Etape 1.2 : « battance » = paramètre d'entrée de MESALES caractérisant la sensibilité du sol à la formation d'une croûte de battance sous l'effet de l'impact de la pluie.

Ce facteur est déterminé à partir de la BDGSE1M. Les informations que cette donnée source fournit sur le type de sol (attribut *Soil*), sa texture de surface (attribut *Text1*) et son matériau parental (attribut *Mat*) sont exploitées à l'aide d'un ensemble de règles dites de « pédo-transfert » (règles *Text*, *Text-erod*, *Text-crust* et *Phy-chim*) permettant d'en inférer une information sur la battance du sol (attribut *Crusting* signifiant battance en anglais) ainsi que sur l'érodibilité du sol (attribut *Erodibility* signifiant érodibilité en anglais). La figure 2 illustre cet enchaînement de règles.

Figure 2. Enchaînement des règles de pédo-transfert permettant d'inférer des valeurs de battance (et d'érodibilité) du sol à partir de caractéristiques du sol renseignées dans la BDGSE1M



Une présentation synthétique et le détail de ces règles de pédo-transfert est disponible ici :

http://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/serae/GRIMM/erosion/inra/europe/analysis/maps_and_listings/web_erosion/index.html#Soil

Les valeurs admises par MESALES pour ce paramètre sont les suivantes :

- 0 : Pas d'information
- 1 : Battance très faible
- 2 : Battance faible
- 3 : Battance moyenne
- 4 : Battance forte
- 5 : Battance très forte

→ Carte : « Battance » du sol ou sensibilité du sol à la formation d'une croûte de battance sous l'effet de l'impact de la pluie.

Etape 1.3 : « *erosivite* » = paramètre d'entrée de MESALES caractérisant les effets du relief sur les flux de ruissellement : intensité de la pente éventuellement "aggravée" par la surface drainée.

Ce facteur est déterminé à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT) en mode raster. La donnée source utilisée dans cette étude est le MNT au pas de 25 m de la BD ALTI® de l'IGN. Celle-ci est « dégradée » à la résolution de l'étude, à savoir 100 m en affectant à chaque pixel de 100 m la moyenne des pixels de 25 m qu'il recouvre. Puis les pentes sont calculées et classées en 8 classes selon la nomenclature ci-dessous. Le MNT est ensuite corrigé hydrologiquement afin de le rendre exploitable par les fonctions d'analyses hydrologiques nécessaires pour calculer, pour chaque pixel, sa surface drainée. Cette surface drainée sert à « aggraver » la pente du pixel d'une ou de deux classes selon que sa surface drainée est de 12 à 50 ha ou supérieure à 50 ha. Ceci permet d'appliquer un principe intuitif selon lequel un lieu où la pente est faible mais la surface drainée est forte est plus susceptible d'être érodé (exemple : en bas d'une longue pente) qu'un lieu où la pente est forte mais la surface drainée est faible (exemple : en haut de pente). Le paramètre pente ainsi « enrichi » traduit en quelque sorte le caractère érosif ou l'« érosivité » du pixel.

Les valeurs admises par MESALES pour ce paramètre sont les suivantes :

- 0 : de 0 à 1%
- 1 : de 1 à 2%
- 2 : de 2 à 5%
- 5 : de 5 à 10%
- 10 : de 10 à 15%
- 15 : de 15 à 30%
- 30 : de 30 à 75%
- 75 : plus de 75%

→ Carte : « Erosivité » du relief ou combinaison de la pente et de la surface drainée indicative du caractère érosif du relief.

Etape 1.4 : « *erodibilite* » = paramètre d'entrée de MESALES caractérisant l'érodibilité du sol, c'est-à-dire la sensibilité du sol à l'arrachement sous l'effet de l'énergie cinétique de l'eau de ruissellement.

Ce paramètre est déterminé de la même manière que la battance (cf. étape 1.2 ci-dessus). Une présentation synthétique et le détail de son estimation sont disponibles ici :

http://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/serae/GRIMM/erosion/inra/europe/analysis/maps_and_listings/web_erosion/index.html#Soil

Les valeurs admises par MESALES pour ce paramètre sont les suivantes :

- 0 : Pas d'information
- 1 : Erodibilité très faible
- 2 : Erodibilité faible
- 3 : Erodibilité moyenne
- 4 : Erodibilité forte
- 5 : Erodibilité très forte

→ Carte : « Erodibilité » du sol ou sensibilité du sol à l'arrachement sous l'effet de l'énergie cinétique de l'eau de ruissellement.

Etape 1.5 : « *agressivite* » = paramètre d'entrée de MESALES caractérisant le climat, par saison culturale : indicateur de l'agressivité des précipitations combinant hauteur et intensité des précipitations.

Les hauteurs de précipitations saisonnières sont déterminées à partir des hauteurs moyennes mensuelles des précipitations sur la période 1971-2000 (30 ans) interpolées à la résolution de 1 km par la méthode Aurelhy (Météo France) décrite dans Benichou et Le Breton (1987).

L'intensité des précipitations saisonnières est, quant à elle, déterminée à partir de ré-analyses SAFRAN de données pluviométriques disponibles au pas de temps horaire. Ces données ont été mises à disposition dans le cadre du projet HyMex (<http://www.hymex.org/>). L'indicateur sélectionné est le nombre de jours par saison présentant un cumul de précipitations supérieur à 40 mm. Cet indicateur est moyenné par saison culturale sur la période 2000-2013 (14 ans). Il est fourni à la résolution spatiale de 8 km. Pour le détail de la méthode voir Quintana-Segui *et al.*, 2008.

Cet indicateur d'intensité des précipitations sert ensuite à « aggraver » la classe de hauteur de précipitations de chaque pixel d'une ou de deux classes selon que l'intensité est de 0.5 à 2 ou supérieure à 2 jours par saison présentant un cumul de précipitations supérieur à 40 mm.

Les valeurs admises par MESALES pour ce paramètre sont les suivantes :

- 0 : Pas d'information
- 1 : Agressivité très faible
- 2 : Agressivité faible
- 3 : Agressivité moyenne
- 4 : Agressivité forte
- 5 : Agressivité très forte

→ Carte : « Agressivité » des précipitations ou combinaison des hauteurs moyennes sur 30 ans et des intensités moyennes sur 14 ans des précipitations, indicative du caractère agressif des pluies.

Etapes communes à toutes les étapes précédentes :

Pour chacune des caractéristiques (ou paramètres) identifiées ci-dessus, la procédure est identique :

- Collecte des données sources (cf. ci-dessus la liste des sources de données utilisées).
- Extraction, depuis les données sources, de ce qui est utile (découpage par la zone d'étude, extraction des couches et/ou attributs utiles).
- Projection dans le référentiel géographique de l'étude (ici le RGF Lambert 1993 préconisé par l'IGN).
- Transformation en raster (format choisi pour l'étude), à la résolution choisie pour l'étude, ici en pixels de 100 x 100 m, calés sur un référentiel de grille choisi, ici le MNT.
- Application du traitement spécifique décrit ci-dessus par étape (étapes 1.1 à 1.5).

A l'issue de ces étapes on dispose, pour chaque saison, de 5 cartes « raster » correspondant aux 5 paramètres d'entrée de MESALES.

Etape 1.6 : combinaison des paramètres d'entrée de MESALES

Pour chaque saison on « croise » alors ces 5 cartes raster (i.e. on les combine cartographiquement). La table attributaire de la carte raster résultant de cette combinaison constitue le tableau de données pris en entrée par MESALES (figure 3).

Figure 3. Exemple de table attributaire prête à l'emploi par MESALES.

Les paramètres d'entrée sont « battance », « erosivite », « erodibilite », « protect » et « agressivite ». Le champ « alea » recevra le résultat de l'application de MESALES à chaque enregistrement (ligne) de cette table. Les autres champs sont des champs de gestion de la carte raster à laquelle est attachée cette table (« OBJECTID », « Value » et « Count ») ou des champs de gestion de l'exécution de MESALES (« NbrRegles » et « NumRegles »).

OBJECTID*	Value	Count	battance	erosivite	erodibilite	protect	agressivite	alea	NbrRegles	NumRegles
1	1	2	2	5	5	330	1	<Nul>	0	
2	2	29	2	2	5	330	1	<Nul>	0	
3	3	36	2	1	5	330	1	<Nul>	0	
4	4	1205	2	2	5	100	1	<Nul>	0	
5	5	2089	2	1	5	100	1	<Nul>	0	
6	6	3016	2	0	5	100	1	<Nul>	0	
7	7	9204	2	2	5	310	1	<Nul>	0	
8	8	15516	2	0	5	310	1	<Nul>	0	
9	9	18001	3	1	4	100	1	<Nul>	0	
10	10	30762	3	0	4	100	1	<Nul>	0	
11	11	24085	3	2	4	100	1	<Nul>	0	
12	12	25622	3	1	4	210	1	<Nul>	0	
13	13	47499	3	0	4	210	1	<Nul>	0	
14	14	27757	3	2	4	220	1	<Nul>	0	
15	15	25513	3	0	4	220	1	<Nul>	0	
16	16	21113	3	0	4	231	1	<Nul>	0	
17	17	22239	3	0	4	310	1	<Nul>	0	
18	18	13529	3	1	4	310	1	<Nul>	0	
19	19	131711	5	0	4	220	1	<Nul>	0	
20	20	120	2	1	5	400	1	<Nul>	0	
21	21	14209	2	1	5	310	1	<Nul>	0	
22	22	2010	2	5	5	310	1	<Nul>	0	

Etape 2 : application de MESALES aux données de base

A chaque zone caractérisée par 5 valeurs (une par paramètre d'entrée), MESALES applique un arbre de décision. Cet arbre de décision se traduit sous forme d'une liste de règles de décision qui, à son tour se traduit sous forme d'une liste d'instructions en langage informatique Python. Ce programme est appliqué ligne par ligne au tableau de données produit à l'étape 1.

Le résultat de l'application des règles est une classe d'aléa d'érosion du sol inscrite pour chaque enregistrement (= ligne = individu = zone) dans ce tableau à la colonne « alea ». Chaque zone est ainsi caractérisée par un aléa d'érosion des sols ce qui permet d'en dresser la carte.

Dans les 4 cartes raster ainsi produites (une par saison), les valeurs expriment une classe d'intensité de l'aléa :

- 1 : aléa très faible
- 2 : aléa faible
- 3 : aléa moyen
- 4 : aléa fort
- 5 : aléa très fort

→ Exemple de carte : Evaluation de l'aléa d'érosion des sols sous couvert végétal actuel (2012) au cours de la saison culturale « hiver ».

Etape 3 : évaluation du SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » à partir des sorties MESALES**Etape 3.1** : conversion des classes d'aléa d'érosion des sols en taux d'érosion des sols

MESALES produit des classes d'aléa d'érosion des sols, c'est-à-dire un indicateur de la probabilité d'occurrence d'une érosion du sol. Cette information qualitative est difficilement exploitable en l'état pour évaluer le SE rendu par les sols dans le contrôle de l'érosion, estimé comme la différence entre des taux d'érosion correspondant à des modes d'occupation différents (voir ci-après). Les classes d'aléa sont donc converties en taux d'érosion des sols, données quantitatives plus facilement exploitables pour évaluer le SE. Pour réaliser cette transformation, une règle est utilisée pour convertir les classes d'aléa d'érosion en taux d'érosion exprimés en tonnes de sol par hectare et par an.

Pour établir cette règle de conversion, la carte des taux d'érosion des sols issue de la « méta-analyse parcelles généralisée » proposée par le BRGM, couvrant l'Europe à la résolution raster de 100 m (Cerdan *et al.*, 2010) a été utilisée. La partie française en est extraite et combinée avec les cartes raster d'aléa d'érosion des sols saisonniers issues de l'étape 2 ci-dessus. Ceci permet de calculer les statistiques élémentaires des taux d'érosion considérés comme observés (BRGM) au sein de chaque classe d'aléa par saison. L'examen des résultats montre que, d'une saison à l'autre, les moyennes du taux d'érosion par classe d'aléa sont relativement cohérentes. Il est ainsi possible d'en induire une règle de conversion inverse, d'aléa en taux (cf. tableau 3).

Tableau 3. Règle de conversion d'aléa en taux obtenues par analyse statistique élémentaire des taux d'érosion considérés comme observés (BRGM) au sein de chaque classe d'aléa par saison.

CLASSE D'ALEA	CLASSE DE TAUX	SIGNIFICATION DE LA CLASSE DE TAUX
1	0.5	0 à 1 t/ha/an
2	1.5	> 1 à 2
3	2.5	> 2 à 3
4	5	> 3 à 7
5	10	> 7 t/ha/an

Cette règle de conversion est ensuite appliquée aux cartes raster d'aléa d'érosion saisonnier obtenues à l'étape 2 ci-dessus.

→ Exemple de carte : Taux d'érosion du sol sous couvert végétal « actuel » (2012) au cours de la saison culturale « hiver ».

Etape 3.2 : évaluation du niveau de service actuel

Le niveau de SE rendu par le sol dans le contrôle de l'érosion sous couvert végétal de l'année 2012 est déterminé pour chaque pixel de 100 x 100 m et pour chaque saison culturale en calculant la différence entre le taux d'érosion sous couvert végétal le plus défavorable et le taux d'érosion sous couvert végétal « actuel » (en 2012) :

service = taux érosion protect min - taux érosion protect actuel

Dans cette expression :

- Les cartes raster des taux d'érosion saisonniers sous protection « actuelle » (2012) sont celles obtenues à l'étape 3.1 ci-dessus.
- En termes d'aléa d'érosion des sols, la situation la plus défavorable – celle où le sol est le moins protégé – est un sol nu. En France cette situation (sol nu) se rencontre le plus fréquemment lorsque le sol est utilisé en terres arables (code 210 dans la nomenclature de la carte « protect » ; cf. étape 1.1 de préparation des données). La carte des taux d'érosion sous protection minimale est donc obtenue en simulant un territoire entièrement dévolu aux terres arables et en lui appliquant, tous autres paramètres inchangés (battance, érosivité, érodibilité et agressivité), le modèle MESALES d'évaluation de l'aléa d'érosion des sols présenté ci-dessus à l'étape 2, puis en convertissant les classes d'aléa en taux d'érosion avec la même règle de conversion que ci-dessus à l'étape 3.1.

Le niveau annuel de ce SE est estimé par sa moyenne saisonnière.

Dans les cartes raster résultant de ces formules, les valeurs expriment des t/ha/an de sol stabilisé.

→ Exemples de cartes :

- Taux d'érosion du sol sous couvert végétal « actuel » (2012) au cours de la saison culturale « hiver ».
- Taux d'érosion du sol sous couvert végétal simulé le plus défavorable (terres arables) au cours de la saison culturale « hiver » (2012).
- Niveau de SE actuel (2012) rendu par le sol au cours de la saison culturale « hiver ».

Etape 3.3 : évaluation du niveau de service maximal

Le niveau de SE maximum d'une unité spatiale donnée est évalué par l'écart entre les taux d'érosion sous protections minimale et maximale :

service max = taux érosion protect min - taux érosion protect max

Dans cette expression :

- Le taux d'érosion sous protection minimale est le même que celui obtenu ci-dessus à l'étape 3.2 (territoire intégralement dévolu aux terres arables).
- A l'opposé, le taux sous protection maximale est estimé de la même manière mais sous couvert végétal le plus favorable. Dans ce cas on simule une situation où l'intégralité du territoire serait dévolu à la prairie permanente (code 231 dans la nomenclature de la carte « protect » ; cf. étape 1.1 de préparation des données).

Le niveau annuel de ce SE est estimé par sa moyenne saisonnière.

Dans les cartes raster résultant de ces formules, les valeurs expriment des t/ha/an de sol stabilisé.

→ Exemples de cartes :

- Taux d'érosion du sol sous couvert végétal simulé le plus défavorable (terres arables) au cours de la saison culturale « hiver » (2012).
- Taux d'érosion du sol sous couvert végétal simulé le plus favorable (prairie permanente) au cours de la saison culturale « hiver » (2012).
- Niveau de SE maximal rendu par le sol au cours de la saison culturale « hiver » (2012).

Etape 3.4 : évaluation du niveau de service relatif

La perte de SE « actuel » (en 2012) relativement au niveau de SE maximal par une unité spatiale donnée est estimée *via* le calcul du rapport entre le niveau maximal de SE et le niveau de SE de la situation actuelle :

service relatif = service protect actuel / service protect max

Ce calcul est effectué par pixel pour chaque saison ainsi que pour l'année.

Dans les cartes raster résultant de cette formule, les valeurs sont sans unité. La valeur 0 exprime le fait que le service sous couvert végétal actuel est nul (service = 0 t/ha/an). La valeur 1 exprime le fait que le service rendu actuellement par le sol est déjà à son potentiel et ne peut pas être amélioré.

→ Exemples de cartes :

- Niveau de SE actuel (2012) rendu par le sol au cours de la saison culturale « hiver ».
- Niveau de SE maximal rendu par le sol au cours de la saison culturale « hiver » (2012).
- Niveau de SE relatif (ou gain de service entre la situation la plus défavorable et la situation actuelle) rendu par le sol au cours de la saison culturale « hiver » (2012).

Etape 3.5 : analyse du SE

Afin de faciliter l'interprétation et la validation des résultats de l'évaluation du niveau de SE de contrôle de l'érosion, des cartes raster simplifiées des données d'occupation du sol sont fournies à partir du RPG d'une part, de la carte d'occupation du sol qui combine CLC 2012 et le RPG 2012 d'autre part (cf. étape 1.1).

La carte raster d'occupation du sol est confrontée à chacun des indicateurs décrits ci-dessus : cartes raster des taux d'érosion et cartes raster des services afin de produire des histogrammes de répartition de ces taux ou services par type d'occupation du sol et inversement de ces occupations du sol par taux ou services. Ces graphes, conjointement aux cartes, ont permis d'effectuer une analyse des résultats obtenus et d'en tirer les conclusions présentées dans l'analyse des résultats (cf. section 8.5.2).

Etape 4 : intégration par PRA

Les indicateurs issus de l'étape 3 sont calculés et présentés par pixel à la résolution de travail de l'étude, soit 100 x 100 m. Afin de les utiliser dans l'analyse des bouquets de biens et services écosystémiques (cf. partie 4 du rapport), ces indicateurs sont « intégrés » – on dit aussi agrégés – à la résolution des Petites Régions Agricoles (PRA).

Les choix suivants ont été faits pour effectuer ces intégrations :

- Les 6 indicateurs suivants sont intégrés (entre parenthèses le nom du champ correspondant dans les tableaux ci-dessous) :
 - Taux d'érosion du sol sous couvert végétal « actuel » (tauxErosionProtect)
 - Taux d'érosion du sol sous couvert végétal simulé le plus défavorable (terres arables) (tauxErosionProtectMin)
 - Taux d'érosion du sol sous couvert végétal simulé le plus favorable (prairie permanente) (tauxErosionProtectMax)
 - Niveau de SE maximal (serviceMax)
 - Niveau de SE actuel (2012) (service)
 - Niveau de SE relatif (2012) (serviceRelatif)
- Les résultats par saisons culturales (DJF, MAM, JJA et SON) et annuels (ANU) de ces indicateurs sont intégrés.
- Seules les surfaces (pixels) concernées par l'étude sont prises en compte. Toutes autres surfaces sont préalablement masquées, i.e. elles sont ignorées à l'étape suivante (cf. infra le mode de détermination des différents masques testés).
- La méthode d'intégration par zone est : pour chaque PRA, calculer la moyenne des valeurs à intégrer qu'elle contient – hors surfaces masquées – pondérée par leurs surfaces respectives. Par exemple, si une PRA contient 2 pixels dont la valeur est 0, 1 pixel dont la valeur est 10 et 3 pixels masqués, quelles que soient les valeurs des pixels masqués la moyenne pondérée est 3.33 (et non pas 5) et cette valeur est attribuée à la PRA dans son ensemble.

Méthode de détermination des surfaces non agricoles non considérées par l'étude « EFESE-EA » :

4 masques différents ont été élaborés :

- Masque des Surfaces non Agricoles (SAG) : les codes des pixels du masque SAG sont 910 à 913 (zones urbanisées, surfaces en eau, etc.) pris dans l'une quelconque des cartes rasters de taux d'érosion auxquels on ajoute 310 (forêts et végétation arbustive) pris dans la carte raster de Corine Land Cover. Toute surface non masquée est considérée par ce masque comme zone agricole au sens large. Le masque SAG est repris systématiquement par les autres masques.
- Masque des surfaces qui ne sont ni des Grandes Cultures ni des Prairies (CPI) : les codes des pixels du masque CPI sont, en plus du masque SAG, 20 à 23 et 27 à 28 (arboriculture au sens large) pris dans le Référentiel Parcellaire Graphique. Toute surface non masquée est considérée par ce masque comme zone agricole au sens large hors arboriculture au sens large.
- Masque des surfaces qui ne sont pas des Grandes Cultures (GCU) : les codes des pixels du masque GCU sont, en plus du masque SAG, 16 à 23 et 27 à 28 (prairies et arboriculture aux sens larges) pris

dans le Référentiel Parcellaire Graphique. Toute surface non masquée est considérée par ce masque comme zone de grande culture.

- Masque des surfaces qui ne sont pas des PRairles (PRI) : les codes des pixels du masque PRI sont, en plus du masque SAG, 1 à 15 et 20 à 28 (toutes cultures sauf prairies au sens large) pris dans le Référentiel Parcellaire Graphique. Toute surface non masquée est considérée par ce masque comme zone de prairies au sens large.

A l'issue des calculs, chaque PRA se voit attribuée une valeur intégrée pour les 6 indicateurs saisonniers et annuels et ce avec les 4 masques testés. Ceci produit 120 champs dans la table attributaire des PRA (6 indicateurs X (4 saisons + 1 annuel) X 4 masques). Par exemple, le champ `tauxErosionProtectMaxMAM100GCU` indique, pour chaque PRA, la valeur intégrée à partir de la carte raster de résolution 100 m (100) du taux d'érosion du sol sous couvert végétal simulé le plus favorable (prairie permanente) (`tauxErosionProtectMax`) pour la saison culturale « printemps » (MAM = mars, avril, mai) avec application du masque des grandes cultures (GCU).

A cela s'ajoutent 4 champs, un pour chaque masque, indiquant le taux de surface de la PRA ayant effectivement servi aux calculs, i.e. le pourcentage de surface de la PRA non masqué. Par exemple, le champ `PC_SURFACE100GCU` indique, pour chaque PRA, le pourcentage de surface de la PRA non masqué par le masque des grandes cultures (GCU).

Cette table est rendue disponible au format Excel pour exploitation éventuelle.

Chacun de ces champs peut être cartographié par PRA.

Descriptif des données utilisées (pour chaque base de données) :

Nom de la base ou des données : Précipitations

Fournisseur/source : Météo-France

Années : 1971 à 2000

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : 1km

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : Hauteurs moyennes mensuelles des précipitations sur 30 ans.

Référence pour la production de ces données : Benichou, P., and O. Le Breton. 1987. Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques. *La Météorologie* 7:23-34.

Nom de la base ou des données : ré-analyses² Safran au pas de temps horaire

Fournisseur/source : données distribuées dans le cadre du projet HyMEX (<http://www.hymex.org/>)

Années : 2000-2013

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : 8km

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : nombre de jours par saison présentant un cumul de précipitations supérieur à 40 mm. Moyenne par saison sur la période 2000-2013 (14 ans).

Nom de la base ou des données : Base de données géographiques des sols d'Europe au 1/1 000 000

Fournisseur/source : Inra UR Sciences du Sol

Années :

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : 1/1 000 000

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : nom du sol, classes de texture et matériau parental et variables dérivées de celles-ci par application de règles dites de « pédotransfert » : battance et érodibilité.

Nom de la base ou des données : BD ALTI®

² application des outils de modélisation numérique d'aujourd'hui sur des périodes passées longues

Fournisseur/source : IGN

Années :

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : 25m

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : modèle numérique de terrain (MNT) maillé au pas de 25m.

Nom de la base ou des données : Corine land Cover 2012

Fournisseur/source : Copernicus

Années : 2012

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : 25ha / 100m

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : type d'occupation des sols en 48 classes.

Nom de la base ou des données : RPG 2012 28 classes

Fournisseur/source : ASP

Années : 2012

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : ilot agricole

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : nature et surface des cultures par ilot.

Nom de la base ou des données : données de télédétection MODIS³

Fournisseur/source : compilation MODIS (MOD09Q1.005, dalle h18v04, composite tous les 8 jours).

Années : 12/2011 à 11/2012

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : 250m

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : classes de NDVI (0-0.25; 0.25-0.5; 0.5-0.75; 0.75-1). Moyenne par saison culturale (DJF, MAM, JJA et SON) sur la période Décembre 2011 -> Novembre 2012.

Références

Benichou, P., and O. Le Breton. 1987. Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques. *La Météorologie* 7:23-34.

Choler, P. 2015. Growth response of temperate mountain grasslands to inter-annual variations in snow cover duration. *Biogeosciences* 12:3885-3897.

O. Cerdan, G. Govers, Y. Le Bissonnais, K. Van Oost, J. Poesen, N. Saby, A. Gobin, A. Vacca, J. Quinton, K. Auerswald, A. Klik, F.J.P.M. Kwaad, D. Raclot, I. Ionita, J. Rejman, S. Rousseva, T. Muxart, M.J. Roxo, T. Dostal – 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data - *Geomorphology* 122 , 167-177

Quintana-Segui, P., P. Le Moigne, Y. Durand, E. Martin, F. Habets, M. Baillon, C. Canellas, L. Franchisteguy, and S. Morel. 2008. Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47:92-107.

³ Spectroradiomètre Imageur à Moyenne Résolution

Annexe 8-F. Note technique pour l'évaluation économique du SE « capacité de l'écosystème à stocker et restituer de l'eau aux plantes cultivées »

Auteur = Maïa David

Synthèse de la littérature visant à estimer le coût de l'irrigation en France

La quasi-totalité du coût total de l'irrigation est constituée de la somme des coûts de l'équipement (charges fixes), de l'énergie (charges variables) et de la redevance de l'Agence de l'eau (charge variable). Le coût de la main d'œuvre (installation et entretien de l'équipement) est considéré comme négligeable.

Les sources d'eau sont les puisards, rivières, retenues collinaires, réserve, lac collinaire, mare, forage, réseau collectif, etc.

Plus précisément :

- les charges fixes (70 à 80% des charges totales) correspondent à l'amortissement et à l'entretien de l'équipement, aux frais financiers (intérêts d'emprunt) et à l'abonnement au fournisseur d'électricité ;
- les charges variables (20 à 30% des charges totales) correspondent à la consommation d'énergie et à la redevance de l'Agence de l'eau.

Il est nécessaire de disposer du prix au m³ d'eau consommé pour appliquer la méthode des coûts de remplacement. Ce prix est très variable selon les régions, entre 4 et 33,5 centimes/m³ (voir tableau 1). D'après Bonnet (2013), l'irrigation par aspersion représente un coût global pour l'agriculteur compris entre 5 et 25ct/m³.

Possibilités d'améliorations :

1)

- Utiliser les données de TRAME-BCMA (2012) pour connaître les coûts par procédé (enrouleur, rampe, pivots, forage, réserve, station d'irrigation, canalisations)
 - Utiliser les données du recensement agricole (RA2010) pour connaître les proportions des différents procédés utilisés (par gravité/ par aspersion/ par micro-irrigation) par Petite Région Agricole (PRA)
 - Ajouter la redevance sur prélèvement en vigueur (Voir ci-dessous « Données sur le montant des redevances pour prélèvement »)
 - Obtenir ainsi un coût moyen d'irrigation par PRA
- Problème : les catégories de procédé ne sont pas les mêmes entre RA2010 et TRAM-BCMA (2012)

2) Autre option : Trouver les données sur le coût moyen de l'irrigation collective et de l'irrigation individuelle. Le RA2010 fournit ensuite la cartographie de la répartition entre irrigation individuelle et collective, ce qui permettrait de cartographier les coûts d'irrigation.

→ problème : ces données sont difficiles d'accès. D'après La revue d'Irstea (2013), il y a environ un rapport de 20 à 50% entre les coûts individuels et collectifs mais il manque une valeur moyenne sur la France).

Tableau 1. Synthèse des valeurs trouvées dans la littérature en centimes d'euro/m³

Bonnet 2013 AAF	Dires d'expert : Bernard Lacroix, Arvalis	Chambre d'Agriculture Haute-Garonne	Lacroix et al. 2015 / diaporama Arvalis-Irstea	TRAME-BCMA 2012
<i>Irrigation par aspersion. Toute la France</i>	<i>Toute la France, toutes techniques</i>	<i>Maïs. Panel de 21 Associations Syndicales Autorisées (ASA) sur 4 petites régions du département Haute Garonne</i>	<i>Maïs (à partir de coûts en euros/ha.an pour 3000m³)</i>	<i>Estimation à l'ha développé et au m³ passé sur la base de 6 passages par ha. Estimation faites pour de nombreuses techniques (enrouleur, rampe, pivots, forage, réserve, station d'irrigation, canalisations)</i>
- Forage : 5 à 8 - Retenue d'eau individuelle sans géomembrane : 15 à 19 - Retenue d'eau individuelle avec géomembrane : 21 à 25 - Sociétés d'aménagement : 13 à 17	4 à 33	5 à 33,5 Avec des moyennes variées selon les zones : .11,9 Nord Toulousain .8 Comminges .8,6 Vallées .23,3 Lauragais	- Goutteurs plats (enterrés) : 22 - Goutteurs cylindriques récupérables (en surface) : 26,6 - Goutteurs plats récupérables (en surface) : 28,5 - Gaine souple (en surface) : 28,7 - Canon enrouleur : 13,5 - Pivot : 10,7	3,3 à 21,2 (hors canalisation beaucoup moins cher mais pas toujours possible: 0,9) Cf. TrAME-BCMA (2012) pour plus de détails

Remarque : les données issues de la Chambre de Haute-Garonne correspondent à une estimation basse car elles ne prennent pas en compte le matériel d'irrigation sur la parcelle (estimation du coût entre la ressource en eau et la borne de la parcelle).

Données sur le montant des redevances pour prélèvement

Les redevances actuellement en vigueur pour prélèvement de la ressource en eau des agences de l'eau par zone géographique (ex : zone de base / zone de tension quantitative / zone de répartition des eaux) et par source figurent dans les documents suivants (en c€/m³). Y figurent aussi les cartes de zonage:

- Agence de l'Eau Bassin Rhin Meuse, Comité de Bassin, 2016
- Agence de l'Eau Artois Picardie, Plaquette sur la Redevance prélèvement en eau 2013-2018, www.eau-artois-picardie.fr, 2013
- Agence de l'Eau Adour Garonne, Redevance pour prélèvement sur la ressource en eau – Irrigation : Tableau des taux 2013-2018.
- Les redevances de l'Agence de l'Eau Loire et Bretagne, Prélèvement de l'eau pour l'irrigation, 10^{ème} Programme 2013-2018, Janvier 2013.
- Agence de l'Eau Seine Normandie, Redevances pour prélèvements sur la ressource en eau, 10^{ème} Programme 2013-2018, 2013.
- Les redevances Agence de l'Eau Rhone Méditerranée Corse, REDEVANCE POUR PRÉLÈVEMENT D'EAU (hors hydroélectricité - prélèvement effectué de 2013 à 2018), Programme d'action Sauvons l'eau 2013-2018, mise à jour Juin 2016.

Références :

- Chambre d'agriculture Haute Garonne (2010), Le cout de l'irrigation en Haute-Garonne, Le trait d'union paysan, 10 septembre 2010.
- Diaporama Arvalis-IRSTEa (2015)
- Bonnet (2013), L'irrigation un atout pour la France, intervention de JP Bonnet, mars 2013.
- AGPM Info, Association Générale des Producteurs de Maïs (2016), LEVIERS DE LA RENTABILITÉ DES ITINÉRAIRES TECHNIQUES MAÎTRISE DES COÛTS DE L'IRRIGATION, Novembre 2016, n°464.
- Lacroix et al. (2015), Quel intérêt du goutte à goutte pour l'irrigation des grandes cultures en France ?, ICID Octobre 2015.
- TRAME-BCMA (2012), Bureau de Coordination du Machinisme Agricole, Juillet 2012. www.terre-net.fr.
- La revue d'Irstea (2013), Sciences eau et territoire, la revue d'IRSTEa 24 mai 2013 - Numéro 11. L'irrigation en France État des lieux, enjeux et perspectives. Dominique ROLLIN et Sami BOUARFA. <http://www.set-revue.fr/lirrigation-en-france>.

Annexe 8-G. Note technique pour le calcul des indicateurs biophysiques « stock de carbone du sol » et « stock de carbone dans la biomasse ligneuse directement associée aux écosystèmes agricoles », du SE « Régulation du climat global par atténuation des gaz à effet de serre et stockage du carbone »

Coordination : Sylvain Pellerin et Olivier Therond

Mise en œuvre de l'évaluation : Anne Meillet

Cartographie : Anne Meillet

Traitement des résultats en vue de leur analyse : Anne Meillet

Bases de données utilisées (cf. descriptif en fin de document) :

- **Base de données sur les teneurs en carbone organique des sols Français.** Ces données fournies par l'US Infosol ont donné lieu aux publications Mulder et al. (2015) et Mulder et al. (2016). La résolution spatiale est de 90m, ce qui représente 64 599 903 pixels pour la France métropolitaine, et les teneurs sont données pour 6 horizons (moyenne, valeur haute et valeur basse pour les horizons 0-5cm, 5-15cm, 15-30cm, 30-60cm, 60-100cm et >100cm). Outre les teneurs en carbone organique, la base de données contient plusieurs covariables (climat, végétation, type de sol, topographie).

- **Base de données ECOCLIMAP.** Cette base de données sur les occupations du sol en France a été développée par Faroux *et al.*, (2013). Ces données disponibles sous format raster ont été utilisées par Mulder et al. (2015) et Mulder et al. (2016) en tant que covariable pour l'estimation du carbone organique des sols français. Autrement dit, toute chose égale par ailleurs (climat, sol, topographie) la même valeur de teneur organique est affectée à toutes les mailles ECOCLIMAP présentant la même occupation du sol. La résolution spatiale est de 1 km.

- **Base de données BD-TOPO® de l'IGN et Registre Parcellaire Graphique (RPG) de l'ASP,** combinés pour estimer la surface occupée par les formations ligneuses à l'intérieur et en périphérie des écosystèmes agricoles.

o La BD TOPO® contient une description vectorielle 3D (structurée en objets) des éléments du territoire et de ses infrastructures, de précision métrique, exploitable à des échelles allant du 1/5 000ème au 1/50 000ème. La couche végétation permet d'estimer la surface occupée par des formations ligneuses à l'intérieur et en périphérie des écosystèmes agricoles. La disponibilité multi-thème (distinction entre différents types de forêt, haies, peupleraies...) de cette couche est variable selon les départements. Dans le cas des départements où elle n'est pas disponible, seule l'indication « zone arborée » (mono-thème) est identifiée.

o Le RPG est un système de déclaration graphique des surfaces agricoles qui cartographie au 1/5 000ème les îlots agricoles déclarés par les exploitants (un îlot correspond à un ensemble contigu de parcelles culturales exploitées par un même agriculteur). Chacun de ces îlots est renseigné par les types de cultures pratiquées, ainsi que par les surfaces correspondantes. La limite géographique des îlots est mise à jour chaque année depuis 2006 par les agriculteurs sur la base de l'orthophoto de l'Institut Géographique National. Le RPG est la seule donnée géoréférencée homogène sur le territoire français et produite à une échelle fine de la couverture du sol agricole.

- **Données ADEME issues de l'outil Climagri®.** ClimAgri® est un outil de diagnostic énergie-gaz à effet de serre pour l'agriculture et la forêt, à l'échelle des territoires, diffusé par l'ADEME. Dans le cadre de cette démarche, des coefficients permettant de déterminer le stock de carbone dans différents types de végétaux ont été estimés pour la France entière. Seuls les coefficients des haies mixtes ont été utilisés dans le cadre d'EFESE.

- **Base de données des unités pédoclimatiques (UPC) :** issue du croisement entre mailles SAFRAN de météo France et la base de données géographique des sols français (BDGSF, carte au 1/1 000 000).

Calcul de l'indicateur « stock de carbone organique (Corg) du sol ».

- Les stocks ont été calculés par Infosol d'après les données de teneur avec une estimation de la densité apparente réalisée à l'aide de la fonction de Meersmans et al. (2012) et un taux d'éléments grossiers de 2% (pourcentage volumique) sur chaque horizon ; voir SOCstock : stock de carbone organique (kg.m⁻²)
- SOC : teneur du sol en carbone organique (%)
- D : profondeur (m)
- RF : taux d'éléments grossiers
- ρ_s : masse volumique de terre fine (kg.m⁻³)

Équation 1. Formule permettant de calculer les stocks de Corg à partir des teneurs en Corg

$$\dots \frac{1}{100} \sqrt{\frac{1}{100}} \frac{1}{100}$$

$$1.66 \cdot 0.318 \sqrt{\frac{1}{100}}$$

- SOC_{stock} : stock de carbone organique (kg.m⁻²)
- SOC : teneur du sol en carbone organique (%)
- D : profondeur (m)
- RF : taux d'éléments grossiers
- ρ_s : masse volumique de terre fine (kg.m⁻³)

Création des grilles de stock de carbone organique de 0 à 30cm et de 0 à 100cm

Les stocks ont été calculés sur les différentes couches (0–5 cm, 5–15 cm, 15–30 cm, 30–60 cm, 60–100 cm et >100 cm) et envoyés au format raster (maille de 90 x 90 m) par INFOSOL. Un stock nul a été attribué aux mailles ayant un stock négatif, puis les stocks des 3 horizons couvrant de 0 à 30 cm et ceux des 5 horizons couvrant de 0 à 100 cm ont été sommés.

Intersections de la grille des stocks avec la grille ECOCLIMAP

Parmi les différents attributs d'ECOCLIMAP :

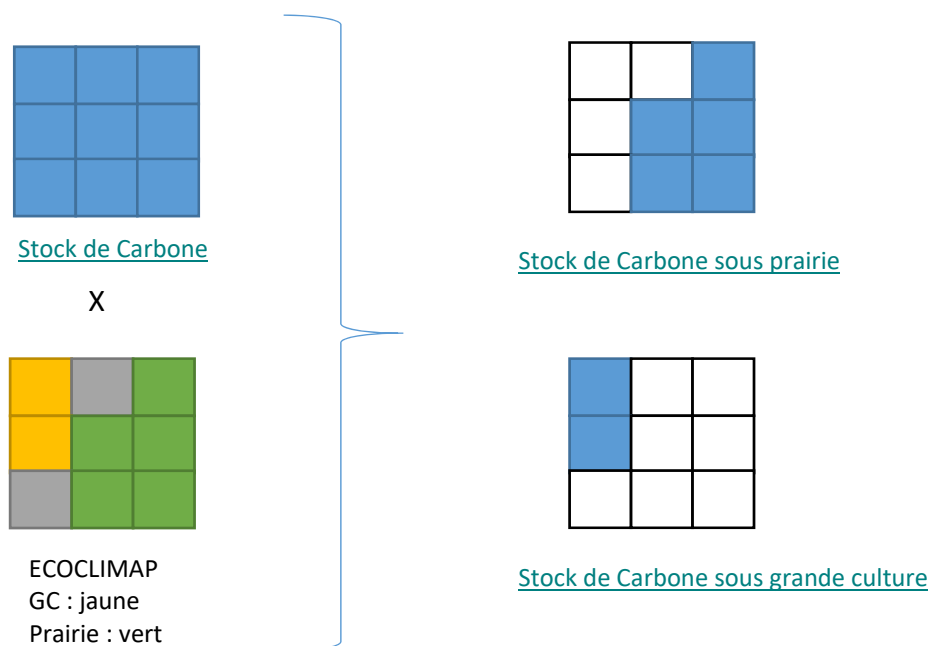
- La classe « *natural herbaceous NOT irrigated (temperate and polar)* » est utilisée pour définir l'occupation du sol des prairies permanentes,
- Les classes « *C3 crops* », « *C4 crops* » et « *irrigated crops* » sont utilisées pour définir l'occupation du sol des grandes cultures (GC) et, par définition, des prairies temporaires.

La carte ECOCLIMAP (maille 1 X 1 km) a été utilisée comme couche d'information pour estimer les teneurs en carbone dans Mulder et al (2015). Pour EFESE-EA, deux couches d'information ont ainsi été générées à partir d'ECOCLIMAP et de la grille du stock de carbone entre 0 et 30 cm (Figure 1) :

- Une couche « stock de carbone organique prairie » pour les mailles de la grille de stock de carbone présentant une occupation du sol prairie, nulle sinon
- Une couche « stock de carbone organique GC » pour les mailles de la grille de stock de carbone présentant une occupation du sol grandes cultures, nulle sinon

La même opération est réalisée pour la grille des stocks de 0 à 100 cm

Figure 1. Utilisation de la couche ECOCLIMAP comme masque pour différencier le Corg sous prairie et sous GC d’après Mulder et al (2015)



Affectation des valeurs de stock de carbone organique prairie et GC aux UPC

Il est important de noter qu’il n’y a pas de correspondance spatiale et sémantique entre les couches RPG et ECOCLIMAT du fait de leur résolution spatiale différente (1 m vs. 1km) et des catégories d’occupation de sol différentes. Étant donné que dans EFESE-EA les occupations du sol sont décrites via le RPG et la couche végétation de la BD TOPO®, il a été nécessaire de développer une procédure de transfert d’information des stocks de C de la résolution spatiale et sémantique initiale de Mulder et al. à celle du RPG et de la BD TOPO®. Considérant que dans une maille ECOCLIMAP il peut y avoir une diversité d’occupation du sol représentée par le RPG et la BD TOPO®, une valeur moyenne de stock de C sous GC d’une part, et de stock de C sous prairies, d’autre part, a été estimée par UPC (homogène en terme de climat et sol) en fonction des valeurs de stock de C par maille ECOCLIMAP, respectivement GC et prairie, intersectée par l’UPC. La valeur moyenne par UPC de Corg prairie et Corg grandes cultures des mailles comprises dans chaque UPC a été attribuée par statistiques zonales (logiciel ArcGis (ESRI, 2011)).

Affectation des valeurs de stock de carbone organique aux UPC non renseignées

A ce stade de la procédure 636 UPC présentant des surfaces de GC et 935 UPC de prairies, dans le dispositif EFESE-EA, n’ont pas d’information sur les stocks de Corg du fait de la non existence d’occupations des sols correspondantes dans ECOCLIMAP. Pour réduire ce déficit d’information, pour chaque UPC non renseignée, la valeur de Corg (GC ou prairie) de l’UPC de même UCS, la plus proche dans un rayon maximal de 100 km, a été affectée. Environ 90 % de ces transferts de données de Corg ont été réalisés dans un rayon maximal de 20 km. A l’issue de ce transfert de données, 31 UPC ayant des surfaces de GC et 17 UPC ayant des surfaces de prairies restent non renseignées. Par ailleurs, ces situations ne seront pas simulées par STICS.

Affectation des valeurs de stock totale de carbone organique aux surfaces du RPG

Les surfaces du RPG 2012 dont plus de 50% de la surface est occupée par de la prairie (prairies permanentes et landes au sens du RPG) et/ou des GC sont associées respectivement aux stocks de Corg et de prairie de l’UPC dans laquelle ils sont situées. Les îlots RPG dont plus de 50 % de la surface est occupée par des surfaces en pérenne ou divers ne sont pas pris en compte dans le calcul.

Étant donné les différences de résolution spatiale et sémantique entre le RPG et ECOCLIMAP en terme de prairies, il a été nécessaire de mettre en oeuvre une procédure pour définir quel type de prairies temporaires du

RPG est à associer à la classe prairie permanente d'ECOCLIMAP (estimée par satellite sur un nombre réduit d'années). Une analyse visuelle de la distribution spatiale en France des prairies temporaires de différentes durées estimées à partir des séquences de couvert issues de l'analyse du RPG d'une part et de celle des prairies permanentes de la couche prairie permanente d'ECOCLIMAP, d'autre part, a permis d'estimer que la classe prairie permanente d'ECOCLIMAP correspond aux prairies d'au moins trois ans. Aussi, les prairies temporaires au sens du RPG sont attribuées soit aux surfaces en GC si la durée moyenne des prairies temporaires de l'UPC – calculées par les séquences AGIR – est strictement inférieure à trois ans consécutifs, soit aux prairies permanentes si cette durée est supérieure ou égale à trois ans consécutifs.

Les surfaces en formation ligneuse au sein des îlots ont été soustraites des surfaces en prairies et en GC au prorata de ces surfaces afin d'éviter un double comptage des stocks de Corg dans les sols sous formation ligneuse. Le stock total de Corg associé aux sols de l'écosystème agricole est enfin obtenu par UPC et par type de culture en multipliant le stock par ha de ce type par la surface, puis en sommant ces stocks France entière.

Obtenu : carte des stocks de carbone organique par unité de surface dans les sols des écosystèmes agricoles sous prairie et sous GC sur l'horizon 0-30cm et sur l'horizon 0-100cm par UPC et cartes des stocks de Corg totaux aux résolutions UPC et stock de Corg moyen par ha par UPC en vue des simulations STICS.

Calcul de l'indicateur « stocks de carbone dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles ».

Pour délimiter les surfaces de formations ligneuses à l'intérieur des écosystèmes agricoles, un croisement géographique a été effectué entre la couche des îlots du RPG et la couche végétation de la BD-TOPO® 2014, en différenciant les îlots majoritairement en grandes cultures, en prairies temporaires ou permanentes (selon la classification RPG) ou en estives/landes. Les formations ligneuses sont ensuite attribuées aux surfaces en prairie et/ou GC définies précédemment au prorata de ces surfaces (Tableau 1). Par exemple, pour un îlot comprenant 5ha de GC et 3 ha de prairie permanente auquel est associé 0.5 ha de formation ligneuse, on soustraira tout d'abord 5/8^{ème} des 0.5 ha de formations ligneuses des surfaces en GC et 3/8^{ème} pour les prairies, puis on associera 5/8^{ème} des surfaces de formations ligneuses aux grandes cultures, 3/8^{ème} aux prairies. Le stock de C associé aux formations ligneuses a été calculé en multipliant la surface des formations ligneuses estimées au préalable à l'intérieur des écosystèmes agricoles par un ordre de grandeur du stock de C contenu dans la biomasse ligneuse (données ADEME CLIMAGRI, voir Tableau 2 et Equation 2). Les valeurs de stock par unité de surface des haies mixtes de CLIMAGRI ont été utilisées pour toutes les formations ligneuses.

Tableau 1. Liste des attributs de la couche végétation de la BD TOPO et prise en compte ou non dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles

Attributs de la couche végétation de la bd topo	Prise en compte dans le décompte du stock de carbone dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles
ZONE ARBOREE	Oui
FORET FERMEE DE FEUILLUS	Oui
FORET FERMEE MIXTE	Oui
FORET FERMEE DE CONIFERES	Oui
FORET OUVERTE	Oui
PEUPLERAIE	Oui
HAIE	Oui
LANDE LIGNEUSE	Oui
VERGER	Non
VIGNE	Non
BOIS	Oui
BANANERAIE*	Non
MANGROVE*	Oui
CANNE A SUCRE*	Non

* Types de végétation non considérés dans le cadre d'EFESE-EA

Tableau 2. Coefficient relatifs au stock de carbone organique et à leur évolution pour les haies mixtes

Espaces boisés	volume bois fort (en m3/ha)	accroissement biologique bois fort (en m3/ha/an)	facteur d'expansion branches	infradensité du bois (en tMS/m3)	Taux de carbone du bois sec (en t C / t MS)	Facteur d'expansion racines
	V(i)	Rdtf(i)	Fexpb(i)	DENS(i)	TC(i)	Fexpr(i)
Haie-mixte	85	3,4	1,54	0,502	0,475	1,3

Équation 2. Calcul du stock de carbone organique dans la biomasse ligneuse aérienne

Stock de C dans la biomasse ligneuse aérienne = Surface (en ha)* volume bois fort (en m3/ha) * infradensité du bois (en tMS/m3)* Taux de carbone du bois sec (en t C / t MS)

Équation 3. Calcul du stock de carbone organique dans les sols sous formation ligneuse

Stock de C dans les sols sous formation ligneuse = Surface (en ha)* [stock de C par ha dans la biomasse ligneuse aérienne (en tC/ha) * (facteur d'expansion racinaire – 1)] + stock additionnel de C dans le sol par rapport à une situation sans haie (en tC/ha)]

Dans Climagri le stock de C dans le sol (hors racine) sous haie mixte est estimé à 77.8 tC/ha. Afin d'éviter un double comptage seul le stock additionnel par rapport à une situation sans haie doit être considéré. Ce stock additionnel dépend de l'occupation du sol (grande culture ou prairie). Compte tenu des valeurs de stocks moyennes publiées par l'Ademe sous grande culture (50 tC/ha) et sous prairie (80tC/ha) il a été considéré que le stock additionnel de C dans le sol (hors biomasse) était négligeable en prairie et de l'ordre de 25 tC/ha en grande culture.

Obtenu : carte des stocks de C dans la biomasse ligneuse directement associée aux écosystèmes agricoles, avec possibilité de distinguer les stocks associés aux prairies et les stocks associés aux grandes cultures

Calcul de l'indicateur « évolution des stocks de carbone dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles ».

Cet indicateur a été calculé par l'Equation 4 en utilisant les mêmes surfaces de formations ligneuses que pour le calcul du stock de carbone dans la biomasse ligneuse, et en utilisant également les coefficients de l'ADEME (Tableau 2).

Équation 4. Calcul de l'évolution annuelle du stock de carbone organique dans la biomasse ligneuse

Accroissement stock aérien avant prélèvement= Surface (en ha)* accroissement biologique bois fort (en m3/ha/an)* facteur d'expansion branches* infradensité du bois (en tMS/m3)* Taux de carbone du bois sec (en t C / t MS)

Équation 5. Calcul de l'évolution annuelle du stock de carbone organique dans la biomasse ligneuse

Accroissement stock souterrain avant prélèvement= * Accroissement stock aérien avant prélèvement (en tC/an) * (facteur d'expansion racinaire – 1)

Obtenu : carte de l'évolution annuelle du stock de carbone organique dans la biomasse ligneuse aérienne et souterraine, non présentée dans le rapport.

Descriptif des bases de données utilisées et références bibliographiques :**Nom de la base : Stock de carbone dans le sol de Mulder et al. (2016)****Fournisseur/source :** US Infosol INRA**Années :** 2000-2010 (l'année-source diffère selon les covariables)**Couverture géographique :** France**Résolution géographique (maille) :** 90 m * 90 m**Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur :** stock de carbone organique dans le sol pour les horizons 0-15 cm, 5-15cm, 15-30 cm, 30-60cm, 60-100 cm, >100cm**Nom de la base : Carte ECOCLIMAP II****Fournisseur/source :** CNRM-GAME (Faroux *et al.*, 2013)**Années :** 1999-2005**Couverture géographique :** France**Résolution géographique (maille) :** 1km*1km**Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur :** carte d'occupation du sol**Nom de la base :** Couche végétation de la BD TOPO**Fournisseur/source :** IGN**Années :** 1998-2011**Couverture géographique :** France**Résolution géographique (maille) :** vecteur de précision métrique, exploitable à des échelles allant du 1/5000 ème au 1/50000ème. Cette couche contient Bois de plus de 500m2; forêts ouvertes, landes, vignes et vergers de plus de 5000m2 ; les haies d'une longueur supérieure à 25 m et distantes d'au moins 50 m d'une haie parallèle.**Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur :** emplacement des zones arborées**Nom de la base :** Climagri forêt**Fournisseur/source :** ADEME**Années :****Couverture géographique :** France**Résolution géographique (maille) :** France**Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur :** coefficient de stock du carbone organique selon le type de zone arborée**Nom de la base :** RPG**Fournisseur/source :** ASP/ US ODR INRA**Années :** 2012**Couverture géographique :** France**Résolution géographique (maille) :** ilots agricoles – 1/5000**Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur :** emprise géographique des écosystèmes agricoles – classes d'occupation du sol (28 classes)**Références bibliographiques**

ESRI (2011) 'ArcGIS Desktop: Release 10'. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Faroux, S. *et al.* (2013) 'ECOCLIMAP-II/Europe: a twofold database of ecosystems and surface parameters at 1 km resolution based on satellite information for use in land surface, meteorological and climate models', *Geoscientific Model Development*. Copernicus GmbH, 6(2), pp. 563–582. doi: 10.5194/gmd-6-563-2013.Meersmans, J. *et al.* (2012) 'A high resolution map of French soil organic carbon', *Agronomy for Sustainable Development*, 32(4), pp. 841–851. doi: 10.1007/s13593-012-0086-9.Mulder, V. L. *et al.* (2015) 'Understanding large-extent controls of soil organic carbon storage in relation to soil depth and soil-landscape systems', *Global Biogeochemical Cycles*, 29(8), pp. 1210–1229. doi: 10.1002/2015GB005178.Mulder, V. L. *et al.* (2016) 'National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France', *Geoderma*, 263, pp. 16–34. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.035.

Références bibliographiques citées dans le chapitre 8

Références citées dans les sections 8.1.1 et 8.1.2

- Albrecht, M., Schmid, B., Hautier, Y., Müller, C.B. 2012. Diverse pollinator communities enhance plant reproductive success. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 279: 4845–4852.
- Andersson, G.K.S., Rundlof, M., Smith, H.G. 2012. Organic farming improves pollination success in strawberries. *Plos One* 7: e31599.
- Arroyo, M., Armesto, J., Primack, R. 1985. Community studies in pollination ecology in the high temperate Andes of central Chile .2. Effect of temperature on visitation rates and pollination possibilities. *Plant Syst. Evol.* 149: 187–203.
- Ashman, T.L., Knight, T.M., Steets, J.A., Amarasekare, P., Burd, M., Campbell, D.R., et al. 2004. Pollen limitation of plant reproduction: ecological and evolutionary causes and consequences. *Ecology* 85: 2408–2421.
- Bartomeus, I., Ascher, J.S., Wagner, D., Danforth, B.N., Colla, S., Kornbluth, S., et al. 2011. Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108: 20645–20649.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melian, C.J., Olesen, J.M. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 100: 9383–9387.
- Baude, M., Kunin, W.E., Boatman, N.D., Conyers, S., Davies, N., Gillespie, M.A.K., et al. 2016. Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature* 530: 85+.
- Beyou W., O. Darses, P. Puydarrieux. (2016) EFESE. Le service de pollinisation. CGDD, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, Cerema-FRB-MEEM novembre 2016, 46 p.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemueller, R., Edwards, M., Peeters, T., et al. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.
- Bockstaller, C., Lasserre-Joulin, F., Slezack-Deschaumes, S., Piutti, S., Villerd, J., Amiaud, B., et al. 2011. Assessing biodiversity in arable farmland by means of indicators: an overview. *Ol. Corps Gras Lipides* 18: 137–144.
- Bretagnolle, V., Gaba, S. 2015. Weeds for bees? A review. *Agron. Sustain. Dev.* 35: 891–909.
- Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., Potts, S.G. 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic Appl. Ecol.* 11: 106–115.
- Cameron, S.A., Lim, H.C., Lozier, J.D., Duennes, M.A., Thorp, R. 2016. Test of the invasive pathogen hypothesis of bumble bee decline in North America. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 113: 4386–4391.
- Cameron, S.A., Lozier, J.D., Strange, J.P., Koch, J.B., Cordes, N., Solter, L.F., et al. 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108: 662–667.
- Chateil, C., Porcher, E. 2015. Landscape features are a better correlate of wild plant pollination than agricultural practices in an intensive cropping system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 201: 51–57.
- Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R., Fontaine, C. 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Front. Ecol. Environ.* 12: 212–217.
- Eilers, E.J., Kremen, C., Greenleaf, S.S., Garber, A.K., Klein, A.-M. 2011. Contribution of pollinator-mediated crops to nutrients in the human food supply. *Plos One* 6: e21363.
- Elberling, H., Olesen, J. 1999. The structure of a high latitude plant-flower visitor system: the dominance of flies. *Ecography* 22: 314–323.
- Emberlin, J. 2008. Grass, tree, and weed pollen. In: *Allergy and allergic diseases* (A. B. Kay, ed). Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex, UK ; Hoboken, NJ.
- European Academies Science Advisory Council 2015. Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids. EASAC policy report 26, april 2015. pp70. <http://www.easac.eu/home/reports-and-statements/detail-view/article/ecosystem-se.html>
- Fine, P.V.A. 2015. Ecological and evolutionary drivers of geographic variation in species diversity. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (Futuyma, DJ, ed), pp. 369–392.
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., Loreau, M. 2006. Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *Plos Biol.* 4: 129–135.
- Fründ, J., Dormann, C.F., Holzschuh, A., Tschardtke, T. 2013. Bee diversity effects on pollination depend on functional complementarity and niche shifts. *Ecology* 94: 2042–2054.
- Gabriel, D., Tschardtke, T. 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 43–48.
- Gadoum, S., Terzo, M., Rasmont, P. 2007. Jachères apicoles et jachères fleuries : la biodiversité au menu de quelles abeilles ? *Courr. Env. INRA* 54: 57–63.

- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Leonhardt, S.D., Aizen, M.A., Blaauw, B.R., Isaacs, R., et al. 2014. From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Front. Ecol. Environ.* 12: 439–447.
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Vaissiere, B.E., Gemmill-Herren, B., Hipolito, J., Freitas, B.M., et al. 2016. Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *SCIENCE* 351: 388–391.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., et al. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecol. Lett.* 14: 1062–1072.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., et al. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339: 1608–1611.
- Godfray, H.C.J., Blacquiere, T., Field, L.M., Hails, R.S., Petrokofsky, G., Potts, S.G., et al. 2014. A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 281: 20140558.
- Godfray, H.C.J., Blacquiere, T., Field, L.M., Hails, R.S., Potts, S.G., Raine, N.E., et al. 2015. A restatement of recent advances in the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282.
- Goka, K., Okabe, K., Yoneda, M. 2006. Worldwide migration of parasitic mites as a result of bumblebee commercialization. *Popul. Ecol.* 48: 285–291.
- Goulson, D. 2013. REVIEW: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *J. Appl. Ecol.* 50: 977–987.
- Greenleaf, S.S., Kremen, C. 2006. Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103: 13890–13895.
- Hayter, K.E. & Cresswell, J.E. 2006. The influence of pollinator abundance on the dynamics and efficiency of pollination in agricultural *Brassica napus*: implications for landscape-scale gene dispersal. *J. Appl. Ecol.* 43: 1196–1202.
- Hegland, S.J., Nielsen, A., Lazaro, A., Bjerknes, A.-L., Totland, O. 2009. How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecol. Lett.* 12: 184–195.
- Hoehn, P., Tschardtke, T., Tylianakis, J., Steffan-Dewenter, I. 2008. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 275: 2283–2291.
- Holzschuh, A., Dainese, M., Gonzalez-Varo, J.P., Mudri-Stojnic, S., Riedinger, V., Rundlof, M., et al. 2016. Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecol. Lett.* 19: 1228–1236.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* 117: 354–361.
- Hudewenz, A., Klein, A.-M. 2013. Competition between honey bees and wild bees and the role of nesting resources in a nature reserve. *J. Insect Conserv.* 17: 1275–1283.
- Jonsson, M., Bommarco, R., Ekbom, B., Smith, H.G., Bengtsson, J., Caballero-Lopez, B., et al. 2014. Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. *Methods Ecol. Evol.* 5: 243–252.
- Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. 2011. *Natural Capital -Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, New-York. 392pp.
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., et al. 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol. Lett.* 16: 584–599.
- Klatt, B.K., Holzschuh, A., Westphal, C., Clough, Y., Smit, I., Pawelzik, E., et al. 2014. Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 281: 20132440.
- Klein, A.M., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. 2003. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 270: 955–961.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., et al. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 274: 303–313.
- Knight, T.M., Steets, J.A., Vamosi, J.C., Mazer, S.J., Burd, M., Campbell, D.R., et al. 2005. Pollen limitation of plant reproduction: pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36: 467–497.
- Koh, I., Lonsdorf, E.V., Williams, N.M., Brittain, C., Isaacs, R., Gibbs, J., et al. 2016. Modeling the status, trends, and impacts of wild bee abundance in the United States. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 113: 140–5.
- Kormann, U., Scherber, C., Tschardtke, T., Klein, N., Larbig, M., Valente, J.J., et al. 2016. Corridors restore animal-mediated pollination in fragmented tropical forest landscapes. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 283.
- Lavaud, F., Jonvel, A.C., Fontaine, J.F., Sabouraud, D. & Lebagry, F. 2007. Pollinosis of proximity: Review of the literature and report of five cases. *Rev. Francaise Allergol. Immunol. Clin.* 47: 51–56.
- Liss, K.N., Mitchell, M.G.E., MacDonald, G.K., Mahajan, S.L., Methot, J., Jacob, A.L., et al. 2013. Variability in ecosystem service measurement: a pollination service case study. *Front. Ecol. Environ.* 11: 414–422.

- Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N. & Greenleaf, S. 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Ann. Bot.* 103: 1589–1600.
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G. 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services: towards an atlas of ecosystem services. Joint Research Center technical report. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 88pp. <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC63505>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., et al. 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 82pp. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndMAESWorkingPaper.pdf
- Maine, J.J., Boyles, J.G. 2015. Bats initiate vital agroecological interactions in corn. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112: 12438–12443.
- Mallinger, R.E., Gratton, C. 2015. Species richness of wild bees, but not the use of managed honeybees, increases fruit set of a pollinator-dependent crop. *J. Appl. Ecol.* 52: 323–330.
- Marvier, M., McCreedy, C., Regetz, J., Kareiva, P. 2007. A meta-analysis of effects of Bt cotton and maize on nontarget invertebrates. *Science* 316: 1475–1477.
- McKechnie, I.M., Sargent, R.D. 2013. Do plant traits influence a species' response to habitat, disturbance? A meta-analysis. *Biol. Conserv.* 168: 69–77.
- Miller-Struttman, N.E., Geib, J.C., Franklin, J.D., Kevan, P.G., Holdo, R.M., Ebert-May, D., et al. 2015. Functional mismatch in a bumble bee pollination mutualism under climate change. *Science* 349: 1541–1544.
- Montero-Castano, A., Vila, M. 2012. Impact of landscape alteration and invasions on pollinators: a meta-analysis. *J. Ecol.* 100: 884–893.
- Morandin, L.A., Winston, M.L. 2005. Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecol. Appl.* 15: 871–881.
- Morris, W., Price, M., Waser, N., Thomson, J., Thomson, B. & Stratton, D. 1994. Systematic increase in pollen carryover and its consequences for geitonogamy in plant populations. *Oikos* 71: 431–440.
- Morris, W.F., Vazquez, D.P., Chacoff, N.P. 2010. Benefit and cost curves for typical pollination mutualisms. *Ecology* 91: 1276–1285.
- Morse, R.A. 1990. *Honey Bee Pests, Predators, and Diseases*, 2nd edition. Cornell University Press, 474pp.
- Nicholls, C.I., Altieri, M.A. 2013. Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33: 257–274.
- Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120: 321–326.
- Parmesan, C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Glob. Change Biol.* 13: 1860–1872.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* 25: 345–353.
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L.A., Garratt, M.P.D., Howlett, B.G., Winfree, R., et al. 2015. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113: 146–151.
- Rasmont P, Franzén M, Lecocq T, Harpke A, Roberts S, Biesmeijer J, Castro L, Cederberg B, Dvorak L, Fitzpatrick Ú, Gonseth Y, Haubruge E, Mahé G, Manino A, Michez D, Neumayer J, Ødegaard F, Paukkunen J, Pawlikowski T, Potts S, Reemer M, Settele J, Straka J, Schweiger O (2015) Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. *BioRisk* 10: 1-236. <https://doi.org/10.3897/biorisk.10.4749>
- Requier, F., Odoux, J.-F., Tamic, T., Moreau, N., Henry, M., Decourtye, A., et al. 2015. Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. *Ecol. Appl.* 25: 881–890.
- Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Bogdanski, A., et al. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecol. Lett.* 11: 499–515.
- Ricou, C., Schneller, C., Amiaud, B., Plantureux, S. & Bockstaller, C. 2014. A vegetation-based indicator to assess the pollination value of field margin flora. *Ecol. Indic.* 45: 320–331.
- Rosas-Guerrero, V., Aguilar, R., Marten-Rodriguez, S., Ashworth, L., Lopezariza-Mikel, M., Bastida, J.M., et al. 2014. A quantitative review of pollination syndromes: do floral traits predict effective pollinators? *Ecol. Lett.* 17: 388–400.
- Roubik, D. 1978. Competitive interactions between neotropical pollinators and africanized honey bees. *Science* 201: 1030–1032.
- Roubik, D.W., Wolda, H. 2001. Do competing honey bees matter? Dynamics and abundance of native bees before and after honey bee invasion. *Popul. Ecol.* 43: 53–62.

- Rundlöf M, Andersson GK, Bommarco R, Fries I, Hederström V, Herbertsson L, et al. Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*. 2015;521: 77–80. PMID:25901681 Sanchez-Bayo, F., Goulson, D., Pennacchio, F., Nazzi, F., Goka, K., Desneux, N. 2016. Are bee diseases linked to pesticides? - A brief review. *Environ. Int.* 89–90: 7–11.
- Sanchez-Bayo, F., Goulson, D., Pennacchio, F., Nazzi, F., Goka, K. & Desneux, N. 2016. Are bee diseases linked to pesticides? - A brief review. *Environ. Int.* 89–90: 7–11.
- Stanley, D.A., Garratt, M.P.D., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Potts, S.G., Raine, N.E. 2015. Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature* 528: 548–550.
- Thomson, D. 2004. Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. *Ecology* 85: 458–470.
- Thomson, D.M. 2016. Local bumble bee decline linked to recovery of honey bees, drought effects on floral resources. *Ecol. Lett.* 19: 1247–1255.
- Vaissière, B., Freitas, B.M., Gemmill-Herren, B. 2011. Protocol to detect and assess pollination deficits in crops: a handbook for its use. FAO, Rome. <http://www.fao.org/docrep/013/i1929e/i1929e.pdf>
- Vanbergen, A.J., Baude, M., Biesmeijer, J.C., Britton, N.F., Brown, M.J.F., Brown, M., et al. 2013. Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Front. Ecol. Environ.* 11: 251–259.
- Waser, N.M., Chittka, L., Price, M.V., Williams, N.M., Ollerton, J. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology* 77: 1043–1060.
- Williams, N.M., Crone, E.E., Roulston, T.H., Minckley, R.L., Packer, L., Potts, S.G. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biol. Conserv.* 143: 2280–2291.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vazquez, D.P., LeBuhn, G., Aizen, M.A. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90: 2068–2076.
- Winfree, R., Bartomeus, I., Cariveau, D.P. 2011a. Native pollinators in anthropogenic habitats. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 42 (D. J. Futuyma, H. B. Shaffer, & D. Simberloff, eds), pp. 1–22.
- Winfree, R., Gross, B.J., Kremen, C. 2011b. Valuing pollination services to agriculture. *Ecol. Econ.* 71: 80–88.
- Winfree, R., Kremen, C. 2009. Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 276: 229–237.
- Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., Bullock, J.M., Roy, D.B., Garthwaite, D.G., Crowe, A., et al. 2016. Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nat. Commun.* 7.
- Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M. 2013. Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe. *Land* 2: 472–492.

Références citées dans la section 8.1.3

- Allsopp M.H., de Lange W.J. and Veldtman R. (2008) Valuing Insect Pollination Services with Cost of Replacement. *PLoS One* 3 (9) 0.1371/journal.pone.0003128.
- Bateman I.J., Mace G.M., Fezzi C., Atkinson G. and Turner K. (2011) Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environment and Resource Economics* 48, 177-218.
- Beyou W., O. Darse, P. Puydarrieux (2014). Quelle contribution des pollinisateurs sauvages et domestiques à la production agricole française directement destinée à l'alimentation humaine ? Document de travail CGDD, EFSE, 21 p.
- Beyou W., O. Darses, P. Puydarrieux. (2016) EFSE. Le service de pollinisation. CGDD, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, Cerema-FRB-MEEM novembre 2016, 46 p.
- Breeze T.D., Bailey A.P., Potts S.G. and Balcombe K.G. (2015) A Stated Preference Valuation of UK Pollination Services; *Ecological Economics* 111, 76-85.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. and VandenBelt M. (1997) The Value of the World's Ecosystem Service and Natural Capital; *Nature* 387, 253-260.
- Gallai N., L.A. Garibaldi, X. Li, T. Breeze, M. Espirito Santo, J. Rodriguez-Fernandez, E. Kelbessa Worati, J.-M. Salles, H. Sandhu, R. Veldtman. (2016) Chapter 4 - Economic valuation of pollinator gains and losses. In S.G. Potts & V.L. Imperatriz-Fonseca, eds., *Assessment Report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) on Pollinators, Pollination and Food Production*, IPBES, Bonn, Germany, 2016, 345-485.

- Gallai N., J.-M. Salles. (2016) Adaptation of an economy facing pollinator decline: A prospective analysis from the French case. Ch.4. In B. Gemmill-Herren, Ed., *Pollination Service to Agriculture. Sustaining and enhancing a key ecosystem service*, New York, Earthscan, Routledge, FAO, May 2016, 43-56.
- Gallai N., Salles J. M., Settele J., Vaissiere B. E. (2009a) Economic Valuation of the Vulnerability of World Agriculture Confronted with Pollinator Decline. *Ecological Economics* 68, (3), 810-821.
- Gallai, N., Salles, J. M., & Vaissière, B. E. (2009b). Évaluation de la contribution économique du service de la pollinisation à l'agriculture européenne. *Bull. Techn. Apicole*, 36(2), 110-116.
- Gallai N., Vaissière, B. (2009). Guidelines for the economic valuation of pollination services at a national scale. FAO, Roma.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., et al. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *science*, 339(6127), 1608-1611.
- Hanley N., Breeze T.D., Ellis C. and Goulson D. (2015) Measuring the economic value of pollination services: principles, evidence and knowledge gaps; *Ecosystem Services* 14, 124-132.
- IPBES (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo, (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 pages.
- Klein A.M., Vaissiere B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham S.A., Kremen C., Tscharntke, T. (2007) Importance of Pollinators in Changing Landscapes for World Crops. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 274, 303-313.
- Klein AM, Hendrix SD, Cough Y, Scofield A, Kremen C. 2015. Interacting effects of pollination, water and nutrients on fruit tree performance. *Plant Biol.* 17:201-208
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R. et al. (2007) Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10, 299–314.
- Leonhardt, S. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A., Kuhlmann, M., & Klein, A. M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 14(6), 461-471.
- Lonsdorf E., Kremen C., Ricketts T., Winfree R., Williams N. and Greenleaf S. (2009) Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Applied Biology* 103, 1589-1600.
- Matheson A. and Schrader M. (1987) The value of bees to New Zealand's primary production. Nelson (New Zealand): Ministry of Agriculture and Fisheries, 5 p.
- Melathopoulos A.P., Cutler G.C. and Tyedmers P. (2015) Where is the Value in Valuing Pollination Services to Agriculture? *Ecological Economics* 109, 59-70.
- Morse, R. A. and Calderone, N. W. (2000). The value of honey bees as pollinators of US crops in 2000. *Bee culture*, 128(3), 1-15.
- Rucker R.R., Thruman W.H. and Burgett M. (2012) Honey bee pollination markets and the internalisation of reciprocal benefits; *American Journal of Agricultural Economics* 94, 956–977.
- Sandhu H.S., Wratten S.D., Cullen R. and Case B. (2008) The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach; *Ecological Economics* 64, 835-848.
- Winfree R., Gross B.J. and Kremen C. (2011) Valuing pollination services to agriculture; *Ecological Economics* 71, 80-88.

Références citées dans les sections 8.2.1 et 8.2.2

- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 182–188.
- Bibby, C. J. (2004) *Bird diversity survey methods. Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford.
- BOHAN DA, BOFFEY CWH, BROOKS DR, CLARK SJ, DEWAR AM, FIRBANK LG, HAUGHTON AJ, HAWES C, HEARD MS, MAY MJ, OSBORNE JL, PERRY JN, ROTHERY P, ROY DB, SCOTT RJ, SQUIRE GR, WOIWOD IP & CHAMPION GT (2005) Effects on weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. *Proceedings of The Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 272, 463–474.
- Bohan, D.A., Boursault, A., Brooks, D.R. & Petit, S. (2011a) National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators. *Journal of Applied Ecology*, 48, 888–898.

- Bohan, D.A., Powers, S.J., Champion, G.T., Houghton, A.J., Hawes, C., Squire, G.R., Cussans, J. & Mertens, S.K. (2011b) Modelling rotations: can crop sequences explain arable weed seedbank abundance? *Weed Research*, 51, 422–432.
- Bohan, D.A., Caron-Lormier, G., Muggleton, S., Raybould, A. & Tamaddoni-Nezhad, A. (2011c) Automated discovery of food webs from ecological data using logic-based machine learning. *PloS one*, 6, e29028.
- Bohan, D.A., Bonte, D., Ma, A., Macfadyen, S., Martinet, V., McInerney, G.J., Montoya, J.M., Mulder, C., Pascual, U., et al., (2016) Networking Our Way to Better Ecosystem Service Provision. *Trends in Ecology & Evolution*, 31, 112–121.
- Bohan, D.A., Vacher, C., Tamaddoni-Nezhad, A., Raybould, A., Dumbrell, A.J., Woodward, G., 2017. Next-Generation Global Biomonitoring: Large-scale, Automated Reconstruction of Ecological Networks. *Trends in Ecology & Evolution*, in press. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.001>
- Bossard, M., J. Feranec and J. Otahel (2000) CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. European Environment Agency, Copenhagen
- Burel, F. & Baudry, J. (1995) Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55, 193–200.
- Brooks, D.R., Bohan, D.A., Champion, G.T., Houghton, A.J., Hawes, C., Heard, M.S., Clark, S.J., Dewar, A.M., Firbank, L.G., Perry, J.N., Rothery, P., Scott, R.J., Woiwod, I.P., Birchall, C., Skellern, M.P., Walker, J.H., Baker, P., Bell, D., Browne, E.L., Dewar, A.J.G., Fairfax, C.M., Garner, B.H., Haylock, L.A., Horne, S.L., Hulmes, S.E., Mason, N.S., Norton, L.R., Nuttall, P., Randle, Z., Rossall, M.J., Sands, R.J.N., Singer, E.J. & Walker, M.J. (2003) Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. I. Soil-surface-active invertebrates. *Philosophical Transactions of The Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 358, 1847–1862.
- BROOKS DR, STORKEY J, CLARK SJ, FIRBANK LG, PETIT S & WOIWOD IP (2011) Trophic links between functional groups of arable plants and beetles are stable at a national scale. *Journal of Animal Ecology*, 81, 4–13.
- Butler, S.J., Vickery, J.A. & Norris, K. (2007) Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science*, 315, 381–384.
- Butler, S.J., Freckleton, R.P., Renwick, A.R. & Norris, K. (2012) An objective, niche-based approach to indicator species selection. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 317–326.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. & Shrubbs, M. (2000) Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37, 771–788.
- Chapman, A. (2014) The Influence of Landscape Heterogeneity - Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) in Fthiotida, Central Greece. *Biodiversity Data Journal*, 2, e1082.
- CHRISTENSEN S (1995) Weed suppression ability of spring barley varieties. *Weed Research* 35, 241–247.
- Colbach, N. 2008. « How to model and simulate the effects of cropping systems on population dynamics and gene flow at the landscape level: example of oilseed rape volunteers and their role for co-existence of GM and non-GM crops ». *Environmental Science and Pollution Research*, 1-13.
- Colbach, N., A. Schneider, R. Ballot, et C. Vivier. 2010. « Diversifying cereal-based rotations to improve weed control. Evaluation with the ALOMYSYS model quantifying the effect of cropping systems on a grass weed. » OCL - Oleagineux, Corps Gras, Lipides 17 (5).
- Colbach, Nathalie, Sylvie Granger, Sébastien H.M. Guyot, et Delphine Mézière. 2014. « A Trait-Based Approach to Explain Weed Species Response to Agricultural Practices in a Simulation Study with a Cropping System Model ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 183 (janvier): 197-204. doi:10.1016/j.agee.2013.11.013.
- Cosser, N.D., Gooding, J. M. & Froud-Williams, R. J. (1996). The impact of wheat cultivar, sowing date and grazing on the weed seedbank of an organic farming system. *Aspects of Applied Biology*, 47, 429-432.
- Cowley, M. J. R., Wilson, R. J., Leon-Cortes, J. L., Gutierrez, D., Bulman, C. R., & Thomas, C. D. (2000). Habitat-based statistical models for predicting the spatial distribution of butterflies and day-flying moths in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology*, 37, 60–72.
- Crawley, M.J. (2000) Seed predators and plant population dynamics. pp 167-182 in M. Fenner ed.) *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*, 2nd Edn. Wallingford, UK: CAB International.
- Crawley, M.J. (ed). (1996) *Plant Ecology*. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK.
- Dallimer, M., Gaston, K.J., Skinner, A.M.J., Hanley, N., Acs, S. & Armsworth, P.R. (2010) Field-level bird abundances are enhanced by landscape-scale agri-environment scheme uptake. *Biology Letters*, 6, 643–646.
- De Bach, P. (Ed.) 1964. *Biological Control of Insect Pests and Weeds*. New York. Reinhold Publishing Corporation.
- Deytieux, Violaine, Thomas Nemecek, Ruth Freiermuth Knuchel, Gérard Gaillard, et Nicolas M. Munier-Jolain. 2012. « Is Integrated Weed Management efficient for reducing environmental impacts of cropping systems? A case study based on life cycle assessment ». *European Journal of Agronomy* 36 (1): 55-65. doi:10.1016/j.eja.2011.08.004.
- Deytieux V, Munier-Jolain N, Caneill J (2016) Assessing the sustainability of cropping systems in single- and multi-site studies. A review of methods. *Eur J Agron* 72:107–126. doi: 10.1016/j.eja.2015.10.005

- Eisenhauer, N., M. Schuy, O. Butenschoen and S. Scheu (2009). "Direct and indirect effects of endogeic earthworms on plant seeds." *Pedobiologia* 52: 151-162.
- Eisenhauer, N., O. Butenschoen, S. Radsick and S. Scheu (2010). "Earthworms as seedling predators: Importance of seeds and seedlings for earthworm nutrition." *Soil Biology & Biochemistry* 42: 1245-1252.
- Eraud, C., Cadet, E., Powolny, T., Gaba, S., Bretagnolle, F. & Bretagnolle, V. (2015) Weed seeds, not grain, contribute to the diet of wintering skylarks in arable farmlands of Western France. *European Journal of Wildlife Research*, 61, 151–161.
- Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., King, D., Lindsay, K.F., Mitchell, S. & Tischendorf, L. (2015) Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 219–234.
- Field, R.H., Kirby, W.B. & Bradbury, R.B. (2007) Conservation tillage encourages early breeding by Skylarks *Alauda arvensis*: Capsule Increased crop residue on the soil surface, left as a result of conservation tillage, encouraged earlier nesting in winter wheat fields. *Bird Study*, 54, 137–141.
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. & Snyder, P.K. (2005) Global consequences of land use. *Science*, 309, 570–574.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W. & Inchausti, P. (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11, 97–105.
- Gurr, G. M., Wratten, S.D. & Snyder, W.E. (2012). *Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Management*. Wiley-Blackwell.
- HARPER JL (1977) *Population Biology of Plants*. Academic Press, New York, NY, USA.
- HARVEY JA, VAN DER PUTTEN WH, TURIN H, WAGENAAR R & BEZEMER TM (2008) Effects of changes in plant species richness and community traits on carabid assemblages and feeding guilds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127, 100–106.
- Heard, M.S., Hawes, C., Champion, G.T., Clark, S.J., Firbank, L.G., Haugh-ton, A.J., Parish, A.M., Perry, J.N., Rothery, P., Scott, R.J., Skellern, M.P., Squire, G.R. & Hill, M.O. (2003) Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops I. Effects on abundance and diversity. *Philosophical Transactions of The Royal Society of London, Series B*, 358, 1819–1833.
- Honek A, Martinkova Z & Jarosik V (2003) Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *European Journal of Entomology* 100: 531–544.
- Honek, A., Saska, P. & Martinkova, Z. (2006) Seasonal variation in seed predation by adult carabid beetles. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 118, 157–162.
- Jacquet, F., Butault, J. P. & Guichard, L. An economic analysis of the possibility of reducing pesticides in French field crops. *Ecol. Econ.* 70, 1638–1648 (2011).
- Jonason, D., Smith, H.G., Bengtsson, J. & Birkhofer, K. (2013) Landscape simplification promotes weed seed predation by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Landscape Ecology*, 28, 487–494.
- Khoury, C.K., Bjorkman, A.D., Dempewolf, H., Ramirez-Villegas, J., Guarino, L., Jarvis, A., Rieseberg, L.H. & Struik, P.C. (2014) Increasing homogeneity in global food supplies and the implications for food security. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111, 4001–4006.
- Knapp, M. & Řezáč, M. (2015) Even the Smallest Non-Crop Habitat Islands Could Be Beneficial: Distribution of Carabid Beetles and Spiders in Agricultural Landscape (ed P Shaw). *PLoS one*, 10, e0123052.
- Landis DA, Wratten SD, Gurr GM. (2000) Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45, 175–201.
- Lechenet, M. et al. Reconciling pesticide reduction with economic and environmental sustainability in arable farming. *PLoS ONE* 9, e97922 (2014).
- Leenhardt, D., Therond, O., Mignolet, C., 2012. Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ? *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (6), 77-90.
- Margoum, C., Morin, S. & Mazzella, N. (2014) Potential toxicity of pesticides in freshwater environments: Passive sampling, exposure and impacts on biofilms: the PoToMAC project. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 3985–3987.
- Macfadyen, S. & Bohan, D.A. (2010) Crop domestication and the disruption of species interactions. *Basic and Applied Ecology*, 11, 116–125.
- Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., & Ward, L.K. (2003) The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research*, 43, 77-89.

- Menalled, F.D., Smith, R.G., Dauer, J.T. & Fox, T.B. (2007) Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 118, 49–54.
- Mertens, S.K., Van den Bosch, F. & Heesterbeek, J.A.P. (2002) Weed populations and crop rotations: exploring dynamics of a structured periodic system. *Ecological Applications*, 12, 1125–1141.
- MOHLER CL (1996) Ecological bases for the cultural control of annual weeds. *Journal of Production Agriculture* 9, 468–474.
- Naranjo, S.E., Ellsworth, P.C. & Frisvold, G.B. (2015) Economic Value of Biological Control in Integrated Pest Management of Managed Plant Systems. *Annual Review of Entomology*, 60, 621–645.
- Odderskær P., Prang A., Poulsen J., Andersen P. & Elmegaard N. (1997) Skylark (*Alauda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 62, 21–29
- Pardo, G., Riravololona, M. & Munier-Jolain, N. M. Using a farming system model to evaluate cropping system prototypes: are labour constraints and economic performances hampering the adoption of integrated weed management? *Eur. J. Agron.* 33, 24–32 (2010).
- Peco, B., Laffan, S.W. & Moles, A.T. (2014) Global Patterns in Post-Dispersal Seed Removal by Invertebrates and Vertebrates (ed JF Valentine). *PLoS one*, 9, e91256.
- Pelosi C., Bertrand M., Makowski D., Roger-Estrade J. (2008) WORMDYN: A model of *Lumbricus terrestris* population dynamics in agricultural fields, *Ecol. Model.* 218, 219–234).
- Pompanon, F., Deagle, B.E., Symondson, W.O.C., Brown, D.S., Jarman, S.N. & Taberlet, P. (2012) Who is eating what: diet assessment using next generation sequencing. *Molecular Ecology*, 21, 1931–1950.
- Purtauf, T., Dauber, J. & Wolters, V. (2004) Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 67, 185–193.
- Rasmussen, I. A. (2004) The effect of sowing date, stale seedbed, row width and mechanical weed control on weeds and yields of organic winter wheat. *Weed Research*, 44, 12–20.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D. & Bennett, E.M. (2010) Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107, 5242–5247.
- ROBERTS HA & FEAST PM (1973) Emergence and longevity of seeds of annual weeds in cultivated and undisturbed soil. *Journal of Applied Ecology* 10, 133–143.
- Schnerer, A, Melander, B. Kudsk, P. (2016) Vertical distribution and composition of weed seeds within the plough layer after eleven years of contrasting crop rotation and tillage schemes ; *SOIL & TILLAGE RESEARCH* ; Volume: 161 ; Pages: 135-142 ; DOI: 10.1016/j.still.2016.04.005
- Singh, H.P., Batish, D.R., Kohli, R.K. (2006) *Handbook of Sustainable Weed Management*. Food Products press. Binghamton, NY.
- Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Crick, H.Q.P. & Wilson, J.D. 2000. Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography* 23: 702-719.
- Siriwardena, G.M., Stevens, D.K., Anderson, G.Q.A., Vickery, J.A., Calbrade, N.A. & Dodd, S. 2007. The effect of supplementary winter seed food on breeding populations of farmland birds: evidence from two large-scale experiments. *Journal of Applied Ecology* 44: 920-932.
- SMITH RG, MORTENSEN DA & RYAN MR (2010) A new hypothesis for the functional role of diversity in mediating resource pools and weed–crop competition in agroecosystems. *Weed Research* 50, 37–48.
- Sotherton, N.W. (1998) Land use changes and the decline of farmland wildlife: An appraisal of the set-aside approach. *Conservation Biology and Biodiversity Strategies*, 83, 259–268.
- Squire, G.R., Brooks, D.R., Bohan, D.A., Champion, G.T., Daniels, R.E., Haughton, A.J., Hawes, C., Heard, M.S., Hill, M.O., May, M.J., Osborne, J.L., Perry, J.N., Roy, D.B., Woiwod, I.P. & Firbank, L.G. (2003) On the rationale and interpretation of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Philosophical Transactions of The Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 358, 1779–1799.
- Sutherst, R. W. (2014). Pest species distribution modelling: origins and lessons from history. *Biological Invasions*, 16(2), 239–256. <http://doi.org/10.1007/s10530-013-0523-y>
- Tamaddoni-Nezhad, A., Afroozi Milani, G., Raybould, A., Muggleton, S. & Bohan, D.A. (2013) Construction and Validation of Food Webs Using Logic-Based Machine Learning and Text Mining (eds G Woodward and DA Bohan). *Advances in Ecological Research*, 49, 225–289.
- Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L. & Petit, S. (2013) The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology*, 14, 235–245.
- ULBER L, STEINMANN H-H, KLIMEK S & ISSELSTEIN J (2009) An on-farm approach to investigate the impact of diversified crop rotations on weed species richness and composition in winter wheat. *Weed Research* 49, 534–543.

- Vacher, C., Tamaddoni-Nezhad, A., Kamenova, S., Peyrard, N., Moalic, Y., Sabbadin, R., Schwaller, L., Chiquet, J., Alex Smith, M., Vallance, J., Fievet, V., Jakuschkin, B. & Bohan, D.A. (2016) Learning Ecological Networks from Next-Generation Sequencing Data. *Advances in Ecological Research*, 54, 1–39.
- Verret V., Antoine Gardarin, Elise Pelzer, Safia Médiène, David Makowski, Muriel Valantin-Morison. Can legume companion plants control weeds without decreasing crop yield? A meta-analysis. *Field Crops Research* 204 (2017) 158–168
- Westerman, P.R., Hofman, A., Vet, L.E.M. & van der Werf, W. (2003) Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeic weed seed predation in organic cereal fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95, 417–425.
- ZIMDAHL RL (1999) *Fundamentals of Weed Science*. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Zimmermann, H.G. & Granata, G. (2002) Insect pests and diseases. In: P.S. Nobel (Ed.) *Cacti, Biology and Uses*. University of California Press. 235-254.

Références citées dans les sections 8.3.1 et 8.3.2

- Ameixa O, Kindlmann P (2008) Agricultural policy-induced landscape changes: effects on carabid abundance and their biocontrol potential. *European Journal of Entomology* 105:467.
- Andow, D. A. (1991). Vegetational diversity and arthropod population response. *Annu. Rev. Entomol.* 36, 561–586.
- Barbu et al. : REGARDS CROISES SUR L'EFFET DES ESPACES SEMI-NATURELS ET DE L'ASSOLEMENT SUR LES BIO-AGRESSEURS DE GRANDES CULTURES. 2017. C. M. BARBU, M. CHEN, N. GUERIN, D. SIMMONEAU, M. VALENTIN-MORISON, C. SAUSSE, I. FELIX. AFPP – 6e CONFÉRENCE SUR LES MOYENS ALTERNATIFS DE PROTECTION POUR UNE PRODUCTION INTEGRÉE. LILLE – 21, 22 ET 23 MARS 2017
- Bianchi FJJA, Goedhart PW, Baveco JM (2008) Enhanced pest control in cabbage crops near forest in The Netherlands. *Landscape Ecol* 23:595–602. doi: 10.1007/s10980-008-9219-6
- Bianchi FJJA, van Wingerden WKRE, Griffioen AJ, et al (2005) Landscape factors affecting the control of *Mamestra brassicae* by natural enemies in Brussels sprout. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107:145–150. doi: 10.1016/j.agee.2004.11.007
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 273, 1715–1727. doi:10.1098/rspb.2006.3530
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & WEIBULL, A. C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of applied ecology*, 42(2), 261-269.
- Boiteau G, Picka JD, Watmough J (2008) Potato Field Colonization by Low-Density Populations of Colorado Potato Beetle as a Function of Crop Rotation Distance. *Journal of Economic Entomology* 101:1575–1583. doi: 10.1093/jee/101.5.1575
- Brewer, M. J., T. Noma, N. C. Elliott, A. N. Kravchenko, and A. L. Hild. 2008. A landscape view of cereal aphid parasitoid dynamics reveals sensitivity to farm- and region-scale vegetation structure. *European Journal of Entomology* 105:503–511.
- Chaplin-Kramer R, Kremen C (2012) Pest control experiments show benefits of complexity at landscape and local scales. *Ecological Applications* 22:1936–1948. doi: 10.1890/11-1844.1
- Chaplin-Kramer R, O'Rourke ME, Blitzer EJ, Kremen C (2011) A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14:922–932. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x
- Costanza, R., Arge, R.d., Groot, R.d., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., and Belt, M.v.d. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature (London)* 387, 253–260.
- Den Belder E, Elderson J, van den Brink WJ, Schelling G (2002) Effect of woodlots on thrips density in leek fields: a landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 91:139–145. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00264-X
- Desneux, N., Decourtye, A., & Delpuech, J. M. (2007). The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annu. Rev. Entomol.*, 52, 81-106.
- Drapela T, Moser D, Zaller JG, Frank T (2008) Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors. *Ecography* 31:254–262. doi: 10.1111/j.0906-7590.2008.5250.x
- Elliott NC, Kieckhefer RW, Beck DA (2002b) Effect of aphids and the surrounding landscape on the abundance of Coccinellidae in cornfields. *Biological Control* 24:214–220. doi: 10.1016/S1049-9644(02)00036-1
- Elliott NC, Kieckhefer RW, Lee J-H, French BW (1999) Influence of within-field and landscape factors on aphid predator populations in wheat. *Landscape Ecology* 14:239–252. doi: 10.1023/A:1008002528345

- Elliott NC, Kieckhefer RW, Michels GJ, Giles KL (2002a) Predator Abundance in Alfalfa Fields in Relation to Aphids, Within-Field Vegetation, and Landscape Matrix. *Environmental Entomology* 31:253–260. doi: 10.1603/0046-225X-31.2.253
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, et al. (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol Lett* 14:101–112. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x
- Finke, D. L., & Denno, R. F. (2002). Intraguild predation diminished in complex-structured vegetation: implications for prey suppression. *Ecology*, 83(3), 643-652.
- Gardiner MM, Landis DA, Gratton C, et al (2009) Landscape Diversity Enhances Biological Control of an Introduced Crop Pest in the North-Central USA. *Ecological Applications* 19:143–154.
- Grilli MP, Bruno M (2007) Regional abundance of a planthopper pest: the effect of host patch area and configuration. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 122:133–143. doi: 10.1111/j.1570-7458.2006.00498.x
- Holland JD, Fahrig L (2001) Landscape woody border increases insect diversity in alfalfa fields. *Hedgerows of the word: their ecological functions in different landscapes* 167–176.
- Holland JM, Oaten H, Moreby S, et al (2012) Agri-environment scheme enhancing ecosystem services: A demonstration of improved biological control in cereal crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 155:147–152. doi: 10.1016/j.agee.2012.04.014
- Jonsson M, Buckley HL, Case BS, et al (2012) Agricultural intensification drives landscape-context effects on host–parasitoid interactions in agroecosystems. *Journal of Applied Ecology* 49:706–714. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02130.x
- Karp DS, Mendenhall CD, Sandí RF, Chaumont N, Ehrlich PR, Hadly EA, Daily GC (2013) Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters*, 16, 1339–1347.
- Klug, T., A. Gathmann, H. M. Poehling, and R. Meyhofer. 2003. Area dependent effects of landscape structure on the colonisation of spinach cultures by the silver Y moth (*Autographa gamma* L., Lepidoptera: Noctuidae) in western Germany. *International Organization for Biological and Integrated Control of Noxious Animals and Plants, West Palaearctic Regional Section (IOBC/WPRS) Bulletin* 26:77–82.
- Krause U, Poehling HM (1995) Population dynamics of hoverflies (Diptera: Syrphidae) in Northern Germany in relation to different habitat structure. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* 10:509–512.
- Landis, D. A., Wratten, S. D., & Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual review of entomology*, 45(1), 175-201.
- Landis DA, Gardiner MM, van der Werf W, Swinton SM (2008) Increasing corn for biofuel production reduces biocontrol services in agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 20552–20557.
- Langelotto, G. A., & Denno, R. F. (2004). Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia*, 139(1), 1-10.
- Latham, D. R., Mills, N. J., 2010. Quantifying aphid predation: the mealy plum aphid *Hyalopterus pruni* in California as a case study. *J. Appl. Ecol.* 47, 200–208.
- Letourneau, D.K., Jedlicka, J.A., Bothwell, S.G. & Moreno, C.R. (2009) Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 40, 573–592.
- Letourneau DK, Armbrrecht I, Rivera BS *et al.* (2011) Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications*, 21, 9–21.
- LOSEY JE, VAUGHAN M (2006) The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56, 311–323.
- Maas, B., Tschardtke, T., Saleh, S., Dwi Putra, D. & Clough, Y. (2015) Avian species identity drives predation success in tropical cacao agroforestry. *Journal of Applied Ecology*, 52, 735–743.
- Maas, B., Clough, Y. & Tschardtke, T. (2013) Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecology Letters*, 16, 1480–1487.
- Marino PC, Landis DA (1996) Effect of Landscape Structure on Parasitoid Diversity and Parasitism in Agroecosystems. *Ecological Applications* 6:276–284. doi: 10.2307/2269571
- Martin EA, Reineking B, Seo B, Steffan-Dewenter I (2013) Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 5534–5539.
- Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2011. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *roc. Natl. Acad. Sci. USA* 108, 11500–11505.
- Menalled FD, Costamagna AC, Marino PC, Landis DA (2003) Temporal variation in the response of parasitoids to agricultural landscape structure. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 96:29–35. doi: 10.1016/S0167-8809(03)00018-5

- Menalled FD, Marino PC, Gage SH, Landis DA (1999) Does Agricultural Landscape Structure Affect Parasitism and Parasitoid Diversity? *Ecological Applications* 9:634–641. doi: 10.1890/1051-0761(1999)009[0634:DALSAP]2.0.CO;2
- Naranjo, S.E., Ellsworth, P.C. & Frisvold, G.B. (2015) Economic Value of Biological Control in Integrated Pest Management of Managed Plant Systems. *Annual Review of Entomology*, 60, 621–645.
- Östman Ö, Ekbom B, Bengtsson J (2001) Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control. *Basic and Applied Ecology* 2:365–371. doi: 10.1078/1439-1791-00072
- Östman Ö, Ekbom B, Bengtsson J (2003) Yield increase attributable to aphid predation by ground-living polyphagous natural enemies in spring barley in Sweden. *Ecological Economics*, 45, 149–158.
- Peralta G, Frost CM, Rand TA, Didham RK, Tylianakis JM (2014) Complementarity and redundancy of interactions enhance attack rates and spatial stability in host–parasitoid food webs. *Ecology*, 95, 1888–1896.
- Persson, A.S., Olsson, O., Rundlöf, M., Smith, H.G., 2010. Land use intensity and landscape complexity—Analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden. *Agric. Ecosyst. Envir.* 136, 169–176.
- Prasifka JR, Heinz KM, Minzenmayer RR (2004) Relationships of landscape, prey and agronomic variables to the abundance of generalist predators in cotton (*Gossypium hirsutum*) fields. *Landscape Ecol* 19:709–717. doi: 10.1007/s10980-005-0279-7
- Purtauf T, Roschewitz I, Dauber J, et al (2005) Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108:165–174. doi: 10.1016/j.agee.2005.01.005
- Ricci B, Franck P, Toubon J-F, et al (2009) The influence of landscape on insect pest dynamics: a case study in southeastern France. *Landscape Ecol* 24:337–349. doi: 10.1007/s10980-008-9308-6
- Roschewitz I, Hücker M, Tschardt T, Thies C (2005) The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108:218–227. doi: 10.1016/j.agee.2005.02.005
- Rundlöf, M., Smith, H. G., 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *J. Appl. Ecol.* 43, 1121–1127.
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J. P., & Roger-Estrade, J. (2010). 6 Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems: Effects of Crop Management, Farming Systems, and Seminal Habitats at the Landscape Scale: A Review. *Advances in agronomy*, 109, 219.
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Roger-Estrade, J., & Sarthou, J. P. (2012). Using landscape indicators to predict high pest infestations and successful natural pest control at the regional scale. *Landscape and Urban Planning*, 105(1), 62-73.
- Rusch A, Birkhofer K, Bommarco R, Smith HG, Ekbom B (2015) Predator body sizes and habitat preferences predict predation rates in an agroecosystem. *Basic and Applied Ecology*, 16, 250–259.
- Rusch A, Bommarco R, Jonsson M, et al (2013a) Flow and stability of natural pest control services depend on complexity and crop rotation at the landscape scale. *J Appl Ecol* 50:345–354. doi: 10.1111/1365-2664.12055
- Rusch A, Chaplin-Kramer R, Gardiner MM, et al (2016) Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 221:198–204. doi: 10.1016/j.agee.2016.01.039
- Rusch A, Valantin-Morison M, Sarthou J-P, Roger-Estrade J (2011) Multi-scale effects of landscape complexity and crop management on pollen beetle parasitism rate. *Landscape Ecology* 26:473–486. doi: 10.1007/s10980-011-9573-7
- Rusch A, Valantin-Morison M, Sarthou JP, Roger-Estrade J (2013b) Effect of crop management and landscape context on insect pest populations and crop damage. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 166:118–125. doi: 10.1016/j.agee.2011.05.004
- Rusch, A., Delbac, L., & Thiéry, D. (2017). Grape moth density in Bordeaux vineyards depends on local habitat management despite effects of landscape heterogeneity on their biological control. *Journal of Applied Ecology*. published online
- Sandhu, H., S. Wratten, R. Costanza, J. Pretty, J. R. Porter and J. Reganold (2015). "Significance and value of non-traded ecosystem services on farmland." *PeerJ*.
- Sandhu, H. S., S. D. Wratten, R. Cullen and B. Case (2008). "The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach." *Ecological Economics* 64: 835-848.
- Sarthou, J. P., A. Badoz, B. Vaissière, A. Chevallier and A. Rusch (2014). "Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 194: 17-28.
- Schellhorn NA, Gagic V, Bommarco R (2015) Time will tell : resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends Ecol Evol* 30:524–530. doi: 10.1016/j.tree.2015.06.007

- Schmidt MH, Roschewitz I, Thies C, Tschardt T (2005) Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42:281–287. doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x
- Schmidt MH, Thies C, Nentwig W, Tschardt T (2008) Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 35:157–166. doi: 10.1111/j.1365-2699.2007.01774.x
- Symondson, W. o. c., Cesarini, S., Dodd, P. w., Harper, G. l., Bruford, M. w., Glen, D. m., Wiltshire, C. w. & Harwood, J. d. (2006) Biodiversity vs. biocontrol: positive and negative effects of alternative prey on control of slugs by carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research*, 96, 637–645.
- Tamburini G, De Simone S, Sigura M, et al (2016) Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *J Appl Ecol* 53:233–241. doi: 10.1111/1365-2664.12544
- Thies C, Haenke S, Scherber C *et al.* (2011) The relationship between agricultural intensification and biological control: experimental tests across Europe. *Ecological Applications*, 21, 2187–2196.
- Thies C, Roschewitz I, Tschardt T (2005) The landscape context of cereal aphid–parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272:203–210. doi: 10.1098/rspb.2004.2902
- Thies C, Steffan-Dewenter I, Tschardt T (2003) Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos*, 101, 18–25.
- Thies C, Tschardt T (1999) Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science* 285:893–895. doi: 10.1126/science.285.5429.893
- Tonhasca A, Byrne DN (1994) The effects of crop diversification on herbivorous insects: a meta-analysis approach. *Ecological Entomology*, 19, 239–244.
- Tschardt T, Klein AM, Krüss A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857–874.
- Tuck, S. L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. A., & Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 746–755.
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 110–117.
- Wilby A, Orwin KH (2013) Herbivore species richness, composition and community structure mediate predator richness effects and top-down control of herbivore biomass. *Oecologia*, 172, 1167–1177.
- Winqvist C, Bengtsson J, Aavik T, et al (2011) Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48:570–579. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x
- Woltz JM, Isaacs R, Landis DA (2012) Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 152:40–49. doi: 10.1016/j.agee.2012.02.008
- Zaller, J. G., Moser, D., Drapela, T., Schmöger, C., & Frank, T. (2008). Insect pests in winter oilseed rape affected by field and landscape characteristics. *Basic and applied ecology*, 9(6), 682–690.
- Zaller, J. G., Moser, D., Drapela, T., Schmöger, C., & Frank, T. (2008). Effect of within-field and landscape factors on insect damage in winter oilseed rape. *Agriculture, ecosystems & environment*, 123(1), 233–238.
- Zaller JG, Moser D, Drapela T, et al (2009) Parasitism of stem weevils and pollen beetles in winter oilseed rape is differentially affected by crop management and landscape characteristics. *BioControl* 54:505–514. doi: 10.1007/s10526-009-9212-2

Références citées dans la section 8.3.3

- Cleveland C.J., Betke M., Federico P., Frank J.D., Hallam T.G., Horn J., López J.D., McCracken G.F., Medellín R.A., Moreno-Valdez A., Sansone C.G., Westbrook J.K. et Kunz T.H. (2006). Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(5):238–243.
- Costanza R., D'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. et van den Belt M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- Malak D.A. et al. (2013) Available data for mapping and assessing ecosystems in Europe. Report of the task 5.2.5_3_Ecosystem assessment: Identification of thematic datasets. June 3, 2013.

- Kellermann J.L., Johnson M.D., Stercho A.M. et Hackett S.C. (2008) Ecological and economic services provided by birds on Jamaican Blue Mountain coffee farms. *Conservation Biology* **22(5)**:1177-1185.
- Losey J.E. et Vaughan M. (2006) The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience* **56(4)**:311.
- MAES (2013) *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services : An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Discussion Paper. April 2013.
- MAES (2014) *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services : Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. European Commission Technical Report 2014—080. Second Report. February 2014.
- Naranjo S.E., Ellsworth P.C. et Frisvold G.B. (2015) Economic value of Biological Control in Integrated Pest Management of managed plant systems, *Annual Review of Entomology* **60**:621-645.
- Naylor R.I. et Ehrlich P.R. (1997) Natural Pest Control Services and Agriculture. In *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*, p.151-176.
- Oerke E.-C., Dehne H.-W., Schönbeck F. et Weber A. (1994). Crop production and crop protection : estimated losses in major food and cash crops. Elsevier.
- Page A. et Lacey K.L. (2006). Economic Impact Assessment of Australian Weed Biological Control. Technical report.
- Pimentel D., Wilson C., McCullum C., Huang R., Dwen P., Tran Q., Saltman T. et Cliff B. (1997). Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* **47**:747-757.
- Sandhu H.S., Wratten S.D., Cullen R. et Case B. (2008). The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecological Economics* **64(4)**:835-848.
- Tisdell C.A. et Auld B.A. (1990). Evaluation of biological control projects. In *Proceedings of the VII International Symposium on Biological Control of Weeds*, p.93-100.

Références citées dans la section 8.4

- Al Majou, H., Bruand, A., Duval, O., Le Bas, C., Vautier, A., 2008. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use Manage.* **24**, 383-391.
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**, 1945-1962.
- Antoni, V., Arrouays, D., ... 2011. L'état des sols de France.
- Arrouays, D., Grundy, M.G., Hartemink, A.E., Hempel, J.W., Heuvelink, G.B.M., Hong, S.Y., Lagacherie, P., Lelyk, G., McBratney, A.B., McKenzie, N.J., Mendonca-Santos, M.D.L., Minasny, B., Montanarella, L., Odeh, I.O.A., Sanchez, P.A., Thompson, J.A., Zhang, G.L., 2014a. GlobalSoilMap: Toward a Fine-Resolution Global Grid of Soil Properties. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol 125. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, pp. 93-134.
- Arrouays, D., Hardy, R., Schnebelen, N., Le Bas, C., Eimberck, M., Roque, J., Grolleau, E., Pelletier, A., Doux, J., Lehmann, S., Saby, N.P.A., King, D., Jamagne, M., Rat, D., Stengel, P., 2004. Le programme Inventaire Gestion et Conservation des Sols de France. *Etude et Gestion des Sols* **11**, 187-197.
- Arrouays, D., McBratney, A.B., Minasny, B., Hempel, J.W., Heuvelink, G.B.M., MacMillan, R.A., Hartemink, A.E., Lagacherie, P., McKenzie, N.J., 2014b. The GlobalSoilMap project specifications. Crc Press-Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- Banwart, S., Menon, M., Bernasconi, S.M., Bloem, J., Blum, W.E.H., Souza, D.M., Davidsdotir, B., Duffy, C., Lair, G.J., Kram, P., Lamacova, A., Lundin, L., Nikolaidis, N.P., Novak, M., Panagos, P., Ragnarsdottir, K.V., Reynolds, B., Robinson, D., Rousseva, S., de Ruiter, P., van Gaans, P., Weng, L.P., White, T., Zhang, B., 2012. Soil processes and functions across an international network of Critical Zone Observatories: Introduction to experimental methods and initial results. *C. R. Geosci.* **344**, 758-772.
- Bardy, M., Cousin, I., Arrouays, D., Richard, G., 2014. La qualité des sols et son évolution. *Cahier Demeter – Agriculture et Foncier*.
- Bouma, J., 2014. Soil science contributions towards Sustainable Development Goals and their implementation: linking soil functions with ecosystem services. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **177**, 111-120.
- Bouma, J., Droogers, P., 2007. Translating soil science into environmental policy: A case study on implementing the EU soil protection strategy in The Netherlands. *Environ. Sci. Policy* **10**, 454-463.
- Bouma, J., van Lanen, H.A.J., 1987. Transfer functions and threshold values: from soil characteristics to land qualities. In: eds K.J. Beek, P.A.B.D.E.M. (Ed.), *Proceedings of the ISSS /SSSA Workshop on Quantitative Land Evaluation Procedures*. International Institute for Aerospace Survey and Earth Science, Enschede, The Netherlands, pp. 106-111.
- Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* **124**, 3-22.

- Bruand, A., duval, O., Cousin, I., 2004. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO: Une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude et Gestion des Sols* 11, 323-334.
- Chaussod, R., 1996. La qualité biologique des sols : évaluations et implications. *Etude et Gestion des Sols* 3, 261-278.
- Ciampalini, R., Martin, M.P., Saby, N.P.A., de Forges, A.C.R., Arrouays, D., Nehlig, P., Martelet, G., 2014. Soil texture GlobalSoilMap products for the French region "Centre". Crc Press-Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.* 69, 1858-1868.
- Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.* 15, 3-11.
- Droogers, P., Bouma, J., 1997. Soil survey input in exploratory modeling of sustainable soil management practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 1704-1710.
- Final, C., 2006. Stratégie Thématique en faveur de la protection des sols.
- Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C., 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecol. Indic.* 18, 434-442.
- Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W., 2010. *Le Sol vivant*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Grolleau, E., Bargeot, L., Arrouays, D., ... 2004. Le système d'information national sur les sols: DONESOL et les outils associés. *Etude et Gestion des Sols* 11, 255-269.
- Guerra, C.A., Pinto-Correia, T., Metzger, M.J., 2014. Mapping Soil Erosion Prevention Using an Ecosystem Service Modeling Framework for Integrated Land Management and Policy. *Ecosystems* 17, 878-889.
- Häberli, R., Lüscher, C., Praplan-Chastenay, B., Wyss, C., 1989. *L'affaire SOL. Pour une politique raisonnée de l'utilisation des sols*. Ed Georg, Genève.
- Huber, S., al., e., 2007. Indicators and criteria report. Révision 5.655. ENVASSO project coordinated by Cranfield University, UK, for Scientific Support to Policy, European Commission 6th Framework Research Programme.
- Jaenicke, E.C., 2000. Testing for intermediate outputs in dynamic DEA models: Accounting for soil capital in rotational crop production and productivity measures. *J. Prod. Anal.* 14, 247-266.
- Janvier, C., Villeneuve, F., Alabouvette, C., Edel-Hermann, V., Mateille, T., Steinberg, C., 2007. Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators? *Soil Biol. Biochem.* 39, 1-23.
- Jolivet, C., Arrouays, D., Boulonne, L., Ratié, C., Saby, N.P.A., 2006. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS). Etat d'avancement et premiers résultats. *Etude et Gestion des Sols* 13, 149-164.
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4-10.
- King, D., Burill, A., daroussin, J., Le Bas, C., Tavernier, R., Van Ranst, E., 1995. The EU soil geographical database. In: King, D., Jones, R.J.A., Thomasson, A.J., Communities, O.f.O.P.o.t.E. (Eds.), *European Land Information Systems for Agro-Environmental Monitoring*, EUR 16232, Luxembourg.
- Lorenz, K., Lal, R., 2005. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol 88. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, pp. 35-66.
- Martin, M.P., Lo Seen, D., Boulonne, L., Jolivet, C., Nair, K.M., Bourgeon, G., Arrouays, D., 2009. Optimizing Pedotransfer Functions for Estimating Soil Bulk Density Using Boosted Regression Trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 485-493.
- McBratney, A., Field, D.J., Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma* 213, 203-213.
- MEA, 2005. *Millenium Ecosystem Assessment*.
- Morel, R., 1989. La fertilité des sols. *Fertilita des suolo e nutrizione delle piante*. SISS et SICA eds, pp. 57-53.
- N.R.C, 2001. *Basic research opportunities in Earth Science*. National Academy Press, Washington, DX.
- Robinson, D.A., Lebron, I., Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1904-1911.
- Rutgers, M., van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., Mulder, C., Kuiten, A.M.P., Brussaard, L., Breure, A.M., 2012. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Sci. Total Environ.* 415, 39-48.
- Saby, N.P.A., Arrouays, D., Jolivet, C., Martin, M.P., Lacoste, M., Ciampalini, R., de Forges, A.C.R., Laroche, B., Bardy, M., 2014. National soil information and potential for delivering GlobalSoilMap products in France: A review. Crc Press-Taylor & Francis Group, Boca Raton.

- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R., Case, B., 2008. The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecol. Econ.* 64, 835-848.
- Schulte, R.P.O., Creamer, R.E., Donnellan, T., Farrelly, N., Fealy, R., O'Donoghue, C., O'HUallachain, D., 2014. Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. *Environ. Sci. Policy* 38, 45-58.
- Smeets, E., Weterings, R., 1999. Environmental indicators: typology and overview. Technical report No. 25. European Environment Agency, Copenhagen, p. 19.
- Smith, P., Ashmore, M.R., Black, H.I.J., Burgess, P.J., Evans, C.D., Quine, T.A., Thomson, A.M., Hicks, K., Orr, H.G., 2013. The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. *J. Appl. Ecol.* 50, 812-829.
- Strudley, M.W., Green, T.R., Ascough, J.C., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil Tillage Res.* 99, 4-48.
- Toth, B., Weynants, M., Nemes, A., Mako, A., Bilas, G., Toth, G., 2015. New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *Eur. J. Soil Sci.* 66, 226-238.
- van Wijnen, H.J., Rutgers, M., Schouten, A.J., Mulder, C., de Zwart, D., Breure, A.M., 2012. How to calculate the spatial distribution of ecosystem services - Natural attenuation as example from The Netherlands. *Sci. Total Environ.* 415, 49-55.
- Vieweger, D., Döring, T.F., 2015. Assessing health in agriculture – towards a common research framework for soils, plants, animals, humans and ecosystems. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95, 438-446.
- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecol. Complex.* 15, 114-121.
- Virto, I., Imaz, M.J., Fernandez-Ugalde, O., Gartzia-Bengoetxea, N., Enrique, A., Bescansa, P., 2015. Soil Degradation and Soil Quality in Western Europe: Current Situation and Future Perspectives. *Sustainability* 7, 313-365.
- Walter, C., Bispo, A., Chenu, C., Langlais-Hesse, A., Schwartz, C., 2014. Les services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation. *Cahier Demeter n°15*, pp. 51-68.
- Wilding, L.P., Lin, H., 2006. Advancing the frontiers of soil science towards a geoscience. *Geoderma* 131, 257-274.
- Williams, A., Hedlund, K., 2013. Indicators of soil ecosystem services in conventional and organic arable fields along a gradient of landscape heterogeneity in southern Sweden. *Appl. Soil Ecol.* 65, 1-7.
- Williams, A., Hedlund, K., 2014. Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. *Appl. Soil Ecol.* 77, 1-8.
- Xue, H., Li, S.Y., Chang, J., 2015. Combining ecosystem service relationships and DPSIR framework to manage multiple ecosystem services. *Environ. Monit. Assess.* 187, 15.

Références citées dans les sections 8.5.1 et 8.5.2

- Abiven, S., S. Menasseri, and C. Chenu. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability - A literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry* 41:1-12.
- Alewel, C., M. Egli, and K. Meusburger. 2015. An attempt to estimate tolerable soil erosion rates by matching soil formation with denudation in Alpine grasslands. *Journal of Soils and Sediments* 15:1383-1399.
- Arrouays, D., P. H. Bellamy, and K. Paustian. 2009. Soil inventory and monitoring. Current issues and gaps. *European Journal of Soil Science* 60:721-722.
- Benichou, P., and O. Le Breton. 1987. Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques. *La Météorologie* 7:23-34.
- Beven, K., and M. Kirkby. 1977. Towards a Simple, Physically-based, Variable Contributing Area Model of Catchment Hydrology. University of Leeds, School of Geography.
- Borrelli, P., C. Ballabio, P. Panagos, and L. Montanarella. 2014. Wind erosion susceptibility of European soils. *Geoderma* 232:471-478.
- Bosco, C., D. de Rigo, O. Dewitte, J. Poesen, and P. Panagos. 2015. Modelling soil erosion at European scale: towards harmonization and reproducibility. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 15:225-245.
- Cerdan, O., G. Govers, Y. Le Bissonnais, K. Van Oost, J. Poesen, N. Saby, A. Gobin, A. Vacca, J. Quinton, K. Auerswald, A. Klik, F. J. P. M. Kwaad, D. Raclot, I. Ionita, J. Rejman, S. Rousseva, T. Muxart, M. J. Roxo, and T. Dostal. 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122:167-177.
- Cerdan, O., V. Souchere, V. Lecomte, A. Couturier, and Y. Le Bissonnais. 2002. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *Catena* 46:189-205.

- Chenu, C., Y. Le Bissonnais, and D. Arrouays. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal* **64**:1479-1486.
- Colmar, A., C. Walter, Y. Le Bissonnais, and J. Daroussin. 2010. Démarche de validation régionale par avis d'experts du modèle MESALES d'estimation de l'aléa érosif. *Étude et Gestion des Sols* **17**:19-32.
- Coumou, D., and S. Rahmstorf. 2012. A decade of weather extremes. *Nature Climate Change* **2**:491-496.
- Duran Zuazo, V. H., and C. R. Rodriguez Pleguezuelo. 2008. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **28**:65-86.
- Egli, M., D. Dahms, and K. Norton. 2014. Soil formation rates on silicate parent material in alpine environments: Different approaches-different results? *Geoderma* **213**:320-333.
- Gardi, C., L. Montanarella, D. Arrouays, A. Bispo, P. Lemanceau, C. Jolivet, C. Mulder, L. Ranjard, J. Rombke, M. Rutgers, and C. Menta. 2009. Soil biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. *European Journal of Soil Science* **60**:807-819.
- Gimona, A., P. Messenger, and M. Occhi. 2009. CORINE-based landscape indices weakly correlate with plant species richness in a northern European landscape transect. *Landscape Ecology* **24**:53-64.
- Grimm, M., R. Jones, and L. Montanarella. 2001. Soil erosion risk in Europe. *Citeseer*.
- Groisman, P. Y., R. W. Knight, D. R. Easterling, T. R. Karl, G. C. Hegerl, and V. A. N. Razuvaev. 2005. Trends in intense precipitation in the climate record. *Journal of Climate* **18**:1326-1350.
- Gurbanov, E. A. 2010. Soil degradation due to erosion under furrow irrigation. *Eurasian Soil Science* **43**:1387-1393.
- Hessel, R., J. Daroussin, S. Verzaandvoort, and D. Walvoort. 2014. Evaluation of two different soil databases to assess soil erosion sensitivity with MESALES for three areas in Europe and Morocco. *Catena* **118**:234-247.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao, and L. G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* **83**:195-213.
- Humphreys, G. S., and M. T. Wilkinson. 2007. The soil production function: A brief history and its rediscovery. *Geoderma* **139**:73-78.
- Karamesouti, M., G. P. Petropoulos, I. D. Papanikolaou, O. Kairis, and K. Kosmas. 2016. Erosion rate predictions from PESERA and RUSLE at a Mediterranean site before and after a wildfire: Comparison & implications. *Geoderma* **261**:44-58.
- Kirkby, M. J., B. J. Irvine, R. J. A. Jones, G. Govers, M. Boer, O. Cerdan, J. Daroussin, A. Gobin, M. Grimm, Y. Le Bissonnais, C. Kosmas, S. Mantel, J. Puigdefabregas, G. van Lynden, and P. Team. 2008. The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I. - Model rationale and implementation. *European Journal of Soil Science* **59**:1293-1306.
- Koluek, P. K., K. K. Tanji, and T. J. Trout. 1993. OVERVIEW OF SOIL-EROSION FROM IRRIGATION. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce* **119**:929-946.
- Lal, R. 2007. World soils and global issues. *Soil & Tillage Research* **97**:1-4.
- Le Bissonnais, Y., C. Montier, M. Jamagne, J. Daroussin, and D. King. 2002. Mapping erosion risk for cultivated soil in France. *Catena* **46**:207-220.
- Le Bissonnais, Y., and M. J. Singer. 1992. CRUSTING, RUNOFF, AND EROSION RESPONSE TO SOIL-WATER CONTENT AND SUCCESSIVE RAINFALLS. *Soil Science Society of America Journal* **56**:1898-1903.
- Maes, J., M. L. Paracchini, and G. Zulian. 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services. JRC Scientific and Technical reports.
- Maes, J., A. Teller, M. Erhard, C. Liqueste, L. Braat, P. Berry, B. Egoh, P. Puydarrieux, C. Fiorina, and F. Santos. 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Martin, M. P., T. G. Orton, E. Lacarce, J. Meersmans, N. P. A. Saby, J. B. Paroissien, C. Jolivet, L. Boulonne, and D. Arrouays. 2014. Evaluation of modelling approaches for predicting the spatial distribution of soil organic carbon stocks at the national scale. *Geoderma* **223**:97-107.
- Musgrave, G. 1947. The quantitative evaluation of factors in water erosion, a first approximation. *Journal of Soil and Water Conservation* **2**:133-138.
- Panagos, P., C. Ballabio, P. Borrelli, K. Meusburger, A. Klik, S. Rousseva, M. P. Tadic, S. Michaelides, M. Hrabalíková, P. Olsen, J. Aalto, M. Lakatos, A. Rymaszewicz, A. Dumitrescu, S. Begueria, and C. Alewell. 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Science of the Total Environment* **511**:801-814.
- Panagos, P., P. Borrelli, K. Meusburger, C. Alewell, E. Lugato, and L. Montanarella. 2015b. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* **48**:38-50.
- Panagos, P., K. Meusburger, C. Ballabio, P. Borrelli, and C. Alewell. 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of the Total Environment* **479**:189-200.

- Pettorelli, N., J. O. Vik, A. Mysterud, J. M. Gaillard, C. J. Tucker, and N. C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:503-510.
- Quintana-Segui, P., P. Le Moigne, Y. Durand, E. Martin, F. Habets, M. Baillon, C. Canellas, L. Franchisteguy, and S. Morel. 2008. Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* **47**:92-107.
- Rahmstorf, S., and D. Coumou. 2011. Increase of extreme events in a warming world. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **108**:17905-17909.
- Renard, K. G., G. R. Foster, G. A. Weesies, D. McCool, and D. Yoder. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Agriculture Handbook* (Washington).
- Sabatier, P., J. Poulénard, B. Fanget, J.-L. Reyss, A.-L. Develle, B. Wilhelm, E. Ployon, C. Pignol, E. Naffrechoux, J.-M. Dorioz, B. Montuelle, and F. Arnaud. 2014. Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **111**:15647-15652.
- Saby, N. P. A., D. Arrouays, V. Antoni, B. Lemerrier, S. Follain, C. Walter, and C. Schwartz. 2008. Changes in soil organic carbon in a mountainous French region, 1990-2004. *Soil Use and Management* **24**:254-262.
- Shi, Z. H., L. Ai, X. Li, X. D. Huang, G. L. Wu, and W. Liao. 2013. Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. *Journal of Hydrology* **498**:165-176.
- Stocker, T., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. M. Midgley. 2014. *Climate change 2013: The physical science basis*. Cambridge University Press Cambridge, UK, and New York.
- Stockmann, U., B. Minasny, and A. B. McBratney. 2014. How fast does soil grow? *Geoderma* **216**:48-61.
- Van der Knijff, J., R. Jones, and L. Montanarella. 2000. *Soil erosion risk assessment in Europe*. European Soil Bureau, European Commission Belgium.
- Van Oost, K., G. Govers, S. de Alba, and T. A. Quine. 2006. Tillage erosion: a review of controlling factors and implications for soil quality. *Progress in Physical Geography* **30**:443-466.
- Van Oost, K., G. Govers, and P. Desmet. 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology* **15**:577-589.
- Van Oost, K., T. A. Quine, G. Govers, S. De Gryze, J. Six, J. W. Harden, J. C. Ritchie, G. W. McCarty, G. Heckrath, C. Kosmas, J. V. Giraldez, J. R. M. da Silva, and R. Merckx. 2007. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *SCIENCE* **318**:626-629.
- Van Oost, K., W. Van Muysen, G. Govers, J. Deckers, and T. A. Quine. 2005. From water to tillage erosion dominated landform evolution. *Geomorphology* **72**:193-203.
- Verhagen, W., A. J. A. Van Teeffelen, A. Baggio Compagnucci, L. Poggio, A. Gimona, and P. H. Verburg. 2016. Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landscape Ecology*:1-23.
- Verheijen, F. G. A., R. J. A. Jones, R. J. Rickson, and C. J. Smith. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* **94**:23-38.
- Vidal, J.-P., E. Martin, L. Franchisteguy, M. Baillon, and J.-M. Soubeyroux. 2010. A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International Journal of Climatology* **30**:1627-1644.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *SCIENCE* **277**:494-499.
- Yang, M., X. Li, Y. Hu, and X. He. 2012. Assessing effects of landscape pattern on sediment yield using sediment delivery distributed model and a landscape indicator. *Ecological Indicators* **22**:38-52.

Références citées dans la section 8.5.3.

- Almansa, C., J. Calatrava, J.M. Martínez-Paz, Extending the framework of the economic evaluation of erosion control actions in Mediterranean basins, *Land Use Policy*, Volume 29, Issue 2, April 2012, Pages 294-308.
- Brouwer R. (2000) Environmental value transfer : state of the art and future prospects., *Ecological Economics*, 32: 137-152.
- Colombo, S., Calatrava, J., Hanley, N., 2005. Designing policy for reducing the off-farm effects of soil erosion using choice experiments. *Journal of Agricultural Economics* 56 (1), 81–95.
- Colombo, S., Calatrava, J., Hanley, N., 2006. Analysing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. *Ecological Economics* 58 (4), 850–861.
- Chung, S.W., Gassman, Crastes, R, Beaumais, O, Arkoun, O, Laroutis, D, Mahieu, P.A, Rulleau, B & Taïbi, S 2014, 'Erosive Runoff Events int the European Union: Using Discrete Choice Experiment to Assess the Benefits of Integrated Management Policies when Preferences are Heterogeneous', *Ecological Economics*, vol. 102, pp.105-112.

- Goetz, R. U. (1997), 'Diversification in Agricultural Production: A Dynamic Model of Optimal Cropping to Manage Soil Erosion', *American Journal of Agricultural Economics* 79: 341-356.
- Hein, L. Assessing the costs of land degradation: A case study for the Puentes catchment, southeast Spain. *Land Degrad. Develop.*, 18:631-642, 2007.
- Knowler, D.J. The economics of soil productivity: Local, national and global perspectives. *Land Degrad. Develop.*, 15:543-561, 2004.
- Martin, P, Ronfort, C, Laroutis, D, Souchère, V & Sebillotte, C 2014, 'Cost of best management practices to combat agricultural runoff and comparison with the local populations' willingness to pay: Case of the Austreberthe watershed (Normandy, France)', *Land Use Policy*, no. 38, pp.454-466.
- MONTANARELLA, L. Trends in land degradation in Europe. In: SIVAKUMAR, M.V.K. & NDIANG'UI, N., eds. *Climate and land degradation*. New York, Springer, 2007. p.83-104.
- Moore, Walter B., and Bruce A. McCarl. "Off-Site Costs of Soil Erosion: A Case Study in the Willamette Valley." *Western Journal of Agricultural Economics*, vol. 12, no. 1, 1987, pp. 42–49. www.jstor.org/stable/40987829
- Palmquist R., Leon E. Danielson, A Hedonic Study of the Effects of Erosion Control and Drainage on Farmland Values, *Am. J. Agr. Econ.* (1989) 71 (1): 55-62 doi:10.2307/1241774.
- Pimentel, D.; Harvey, C.; Resosudarmo, P.; Sinclair, K.; Kurz, D.; McNair, M.; Crist, S.; Sphpritz, L.; Fitton, L.; Saffouri, R. & Blair, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267:1117-1123, 1995.
- Posthumus, H., Deeks, L. K., Rickson, R. J. and Quinton, J. N. (2015), Costs and benefits of erosion control measures in the UK. *Soil Use Manage*, 31: 16–33. doi:10.1111/sum.12057.
- Rambonilaza M. (2004) Evaluation de la demande de paysage : état des lieux et réflexions sur le transfert des valeurs disponibles, *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 70: 77-101.
- Rozan, A., Stenger, A, 2000. Intérêts et limites de la méthode du transfert des bénéfiques. *Économie et Statistique*, vol. 336, p. 69-78.

Références citées dans la section 8.6

- Aitkenhead, M.J., Albanito, F., Jones, M.B., Black, H.I.J., 2011. Development and testing of a process-based model (MOSES) for simulating soil processes, functions and ecosystem services. *Ecol. Model.* 222, 3795-3810.
- Algayer, B., Le Bissonnais, Y., Darboux, F., 2014. Short-Term Dynamics of Soil Aggregate Stability in the Field. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78, 1168-1176.
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1945-1962.
- Arshad, M.A., Martin, S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88, 153-160.
- Baize, D., 2013. Des volumes emboîtés à toutes échelles d'espace. In: Baize, D., Duval, O., Richard, G. eds (Ed.), *Les sols et leurs structures. Observations à différentes échelles*. Quae Editions, pp. 13-20.
- Banwart, S., Menon, M., Bernasconi, S.M., Bloem, J., Blum, W.E.H., Souza, D.M., Davidsdotir, B., Duffy, C., Lair, G.J., Kram, P., Lamacova, A., Lundin, L., Nikolaidis, N.P., Novak, M., Panagos, P., Ragnarsdottir, K.V., Reynolds, B., Robinson, D., Rouseva, S., de Ruiter, P., van Gaans, P., Weng, L.P., White, T., Zhang, B., 2012. Soil processes and functions across an international network of Critical Zone Observatories: Introduction to experimental methods and initial results. *C. R. Geosci.* 344, 758-772.
- Blanchart, E., Albrecht, A., Chevallier, T., Hartmann, C., 2004. The respective roles of roots and earthworms in restoring physical properties of Vertisol under a *Digitaria decumbens* pasture (Martinique, WI). *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 343-355.
- Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *Eur. J. Soil Sci.* 64, 161-182.
- Boizard, H., Yoon, S.W., Leonard, J., Lheureux, S., Cousin, I., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2013. Using a morphological approach to evaluate the effect of traffic and weather conditions on the structure of a loamy soil in reduced tillage. *Soil Tillage Res.* 127, 34-44.
- Bordes, J.P., Cousin, I., 2014. Synthèse et perspectives, « Faut-il travailler le sol ? ». In: J. Labreuche, F.L., J. Roger-Estrade, coord (Ed.), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*. QUAE, p. 192.
- Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3-22.
- Bruand, A., Cousin, I., 1995. Variation of textural porosity of a clay-loam soil during compaction. *Eur. J. Soil Sci.* 46, 377-385.

- Bruand, A., Tessier, D., 1996. Structure et porosité du sol. in : *Encyclopédie des Techniques Agricoles*. 26 pages.
- Chenu, C., Abiven, S., Annabi, M., Barray, S., Bertrand, M., Bureau, F., Cosentino, D., Darboux, F., Duval, O., Fourrié, L., Francou, C., Houot, S., Jolivet, C., Laval, K., Le Bissonnais, Y., Lemée, L., Menasseri, S., Pétraud, J.P., Verbeque, B., 2011. Mise au point d'outils de prévision de l'évolution de la stabilité de la structure de sols sous l'effet de la gestion organique des sols. *Etude et Gestion des Sols* 18, 161-174.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1479-1486.
- Cousin, I., 2007. Structure et propriétés hydriques des sols : hétérogénéité spatiale et variabilité temporelle, de l'horizon à la parcelle agricole. Université d'Orléans, p. 98.
- Dexter, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Tillage Res.* 11, 199-238.
- Dominati, E., Mackay, A., Green, S., Patterson, M., 2014. A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecol. Econ.* 100, 119-129.
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.* 69, 1858-1868.
- Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.* 15, 3-11.
- Faber, J.H., van Wensem, J., 2012. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. *Sci. Total Environ.* 415, 3-8.
- Forouzangohar, M., Crossman, N.D., MacEwan, R.J., Wallace, D.D., Bennett, L.T., 2014. Ecosystem Services in Agricultural Landscapes: A Spatially Explicit Approach to Support Sustainable Soil Management. *Sci. World J.*, 13.
- Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C., 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecol. Indic.* 18, 434-442.
- Grimaldi, M., Oszwald, J., Doledec, S., Hurtado, M.D., Miranda, I.D., de Sartre, X.A., de Assis, W.S., Castaneda, E., Desjardins, T., Dubs, F., Guevara, E., Gond, V., Lima, T.T.S., Marichal, R., Michelotti, F., Mitja, D., Noronha, N.C., Oliveira, M.N.D., Ramirez, B., Rodriguez, G., Sarrazin, M., da Silva, M.L., Costa, L.G.S., de Souza, S.L., Veiga, I., Velasquez, E., Lavelle, P., 2014. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landsc. Ecol.* 29, 311-328.
- Janvier, C., Villeneuve, F., Alabouvette, C., Edel-Hermann, V., Mateille, T., Steinberg, C., 2007. Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators? *Soil Biol. Biochem.* 39, 1-23.
- Jolivet, C., Arrouays, D., Boulonne, L., Ratié, C., Saby, N.P.A., 2006. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS). Etat d'avancement et premiers résultats. *Etude et Gestion des Sols* 13, 149-164.
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4-10.
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.* 363, 685-701.
- Kohl, L., Oehl, F., van der Heijden, M.G.A., 2014. Agricultural practices indirectly influence plant productivity and ecosystem services through effects on soil biota. *Ecol. Appl.* 24, 1842-1853.
- Lal, R., 2013. Enhancing ecosystem services with no-till. *Renew. Agr. Food Syst.* 28, 102-114.
- Lambers, H., Mougél, C., Jaillard, B., Hinsinger, P., 2009. Plant-microbe-soil interactions in the rhizosphere: an evolutionary perspective. *Plant Soil* 321, 83-115.
- Lavelle, P., Decaens, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* 42, S3-S15.
- Lavelle, P., Rodriguez, N., Arguello, O., Bernal, J., Botero, C., Chaparro, P., Gomez, Y., Gutierrez, A., Hurtado, M.D., Loaiza, S., Pullido, S.X., Rodriguez, E., Sanabria, C., Velasquez, E., Fonte, S.J., 2014. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 106-117.
- Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility .1. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 425-437.
- Lin, H.S., 2003. *Hydropedology: Bridging Disciplines, Scales, and Data*. *Vadose Zone J.* 2, 1-11.
- Maes, J., 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020.
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services. JRC Report.
- Martin, M.P., Lo Seen, D., Boulonne, L., Jolivet, C., Nair, K.M., Bourgeon, G., Arrouays, D., 2009. Optimizing Pedotransfer Functions for Estimating Soil Bulk Density Using Boosted Regression Trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 485-493.

- Martins, M.D., Angers, D.A., 2015. Different plant types for different soil ecosystem services. *Geoderma* 237, 266-269.
- MEA, 2005. Millenium Ecosystem Assessment.
- Mulder, C., Boit, A., Bonkowski, M., De Ruyter, P.C., Mancinelli, G., Van der Heijden, M.G.A., Van Wijnen, H.J., Vonk, J.A., Rutgers, M., 2011. A Belowground Perspective on Dutch Agroecosystems: How Soil Organisms Interact to Support Ecosystem Services. In: Woodward, G. (Ed.), *Advances in Ecological Research*, Vol 44. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, pp. 277-357.
- Powlson, D.S., Gregory, P.J., Whalley, W.R., Quinton, J.N., Hopkins, D.W., Whitmore, A.P., Hirsch, P.R., Goulding, K.W.T., 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy* 36, S72-S87.
- Pulleman, M., Creamer, R., Hamer, U., Helder, J., Pelosi, C., Peres, G., Rutgers, M., 2012. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services-an overview of European approaches. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4, 529-538.
- Richard, G., Cousin, I., Sillon, J.F., Bruand, A., Guerif, J., 2001. Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 49-58.
- Robinson, D.A., Lebron, I., Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1904-1911.
- Roger-Estrade, J., Anger, C., Bertrand, M., Richard, G., 2010. Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. *Soil Tillage Res.* 111, 33-40.
- Roger-Estrade, J., Richard, G., Dexter, A.R., Boizard, H., De Tourdonnet, S., Bertrand, M., Caneill, J., 2009. Integration of soil structure variations with time and space into models for crop management. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 135-142.
- Rudisser, J., Tasser, E., Peham, T., Meyer, E., Tappeiner, U., 2015. The dark side of biodiversity: Spatial application of the biological soil quality indicator (BSQ). *Ecol. Indic.* 53, 240-246.
- Rutgers, M., van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., Mulder, C., Kuiten, A.M.P., Brussaard, L., Breure, A.M., 2012. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Sci. Total Environ.* 415, 39-48.
- Sanabria, C., Lavelle, P., Fonte, S.J., 2014. Ants as indicators of soil-based ecosystem services in agroecosystems of the Colombian Llanos. *Appl. Soil Ecol.* 84, 24-30.
- Schluter, S., Weller, U., Vogel, H.J., 2011. Soil-structure development including seasonal dynamics in a long-term fertilization experiment. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 174, 395-403.
- Spurgeon, D.J., Keith, A.M., Schmidt, O., Lammertsma, D.R., Faber, J.H., 2013. Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. *BMC Ecol.* 13, 13.
- van Capelle, C., Schrader, S., Brunotte, J., 2012. Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota - A review with a focus on German data. *Eur. J. Soil Biol.* 50, 165-181.
- van Eekeren, N., de Boer, H., Hanegraaf, M., Bokhorst, J., Nierop, D., Bloem, J., Schouten, T., de Goede, R., Brussaard, L., 2010. Ecosystem services in grassland associated with biotic and abiotic soil parameters. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1491-1504.
- Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M., 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 39, 3066-3080.
- Virto, I., Imaz, M.J., Fernandez-Ugalde, O., Gartzia-Bengoetxea, N., Enrique, A., Bescansa, P., 2015. Soil Degradation and Soil Quality in Western Europe: Current Situation and Future Perspectives. *Sustainability* 7, 313-365.
- Warkentin, B.R., 2008. Soil structure: A history from tilth to habitat. *Advances in Agronomy*, Vol 97. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, pp. 239-272.
- Xue, H., Li, S.Y., Chang, J., 2015. Combining ecosystem service relationships and DPSIR framework to manage multiple ecosystem services. *Environ. Monit. Assess.* 187, 15.

Références citées dans les sections 8.7.1 et 8.7.2

- Al Majou, H., Bruand, A., Duval, O., Le Bas, C., Vautier, A., 2008. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use Manage.* 24, 383-391.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and Drainage Paper*, xxvi + 300 pp.-xxvi + 300 pp.
- Andersen, E., 2003. Developing a high nature value farming area indicator. Final report. EEA, Copenhagen.
- Bangash, R.F., Passuello, A., Sanchez-Canales, M., Terrado, M., Lopez, A., Elorza, F.J., Ziv, G., Acuna, V., Schuhmacher, M., 2013. Ecosystem services in Mediterranean river basin: Climate change impact on water provisioning and erosion control. *Sci. Total Environ.* 458, 246-255.
- Bardy, M., Cousin, I., Arrouays, D., Richard, G., 2014. La qualité des sols et son évolution. *Cahier Demeter – Agriculture et Foncier*.

- Bordes, J.P., Cousin, I., 2014. Synthèse et perspectives, « Faut-il travailler le sol ? ». In: J. Labreuche, F.L., J. Roger-Estrade, coord (Ed.), Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable. QUAE, p. 192.
- Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeau, J., Nicoullaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Jeuffroy, M.H., Bouthier, A., Ripoche, D., Mary, B., Justes, E., 2002. STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie* 22, 69-92.
- Bruand, A., duval, O., Cousin, I., 2004. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO: Une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude et Gestion des Sols* 11, 323-334.
- Byrd, K.B., Flint, L.E., Alvarez, P., Casey, C.F., Sleeter, B.M., Souldard, C.E., Flint, A.L., Sohl, T.L., 2015. Integrated climate and land use change scenarios for California rangeland ecosystem services: wildlife habitat, soil carbon, and water supply. *Landsc. Ecol.* 30, 729-750.
- Doussan, C., Pierret, A., Garrigues, E., Pages, L., 2006. Water uptake by plant roots: II - Modelling of water transfer in the soil root-system with explicit account of flow within the root system - Comparison with experiments. *Plant Soil* 283, 99-117.
- Dupraz, C., Liagre, F., 2008. *Agroforesterie, des arbres et des cultures*. France Agricole, Paris.
- Falkenmark, M., Rockstrom, J., 2006. The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. *J. Water Resour. Plan. Manage.-ASCE* 132, 129-132.
- Fan, M., Shibata, H., 2014. Spatial and Temporal Analysis of Hydrological Provision Ecosystem Services for Watershed Conservation Planning of Water Resources. *Water Resour. Manag.* 28, 3619-3636.
- Field, J.P., Breshears, D.D., Law, D.J., Villegas, J.C., Lopez-Hoffman, L., Brooks, P.D., Chorover, J., Barron-Gafford, G.A., Gallery, R.E., Litvak, M.E., Lybrand, R.A., McIntosh, J.C., Meixner, T., Niu, G.Y., Papuga, S.A., Pelletier, J.D., Rasmussen, C.R., Troch, P.A., 2015. Critical Zone Services: Expanding Context, Constraints, and Currency beyond Ecosystem Services. *Vadose Zone J.* 14, 7.
- Hamel, P., Guswa, A.J., 2015. Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear basin, North Carolina. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 839-853.
- Jamin, J.Y., Bouarfa, S., Poussin, J.C., Garin, P., 2011. Les agricultures irriguées face à de nouveaux défis. *Cahiers Agricultures* 20, 10-15.
- Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailhes, J., Hilal, M., Wavresky, P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. *Cybergeo : European Journal of Geography [En ligne]*, URL : <http://cybergeo.revues.org/23155> ; Cartographie, Imagerie, SIG, document 501.
- Jury, W.A., Vaux, H.J., 2007. The emerging global water crisis: Managing scarcity and conflict between water users. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol 95, pp. 1-76.
- Karimi, P., Bastiaanssen, W.G.M., 2015. Spatial evapotranspiration, rainfall and land use data in water accounting - Part 1: Review of the accuracy of the remote sensing data. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 507-532.
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B.K., Rakesh, K.N., Lele, S., Kiran, M.C., Reddy, V., Badiger, S., 2013. The groundwater recharge response and hydrologic services of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation: Support for the "infiltration-evapotranspiration trade-off hypothesis". *J. Hydrol.* 498, 191-209.
- Le Bas, C., 2016. Impact des incertitudes des paramètres sols estimés à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France sur les sorties du modèle de culture STICS. Approche méthodologique. Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement. AgroParisTech, Paris, p. 450.
- Le Bas, C., Coquet, Y., Faivre, R., Buis, S., Cousin, I., 2015. Etude méthodologique de l'impact des incertitudes liées à l'estimation des paramètres sols du modèle STICS à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000.
- Le Bas, C., King, D., Daroussin, J., 1997. A tool for estimating soil water available for plants using the 1:1,000,000 scale Soil Geographical Data Base of Europe. In: Beek, K.J., de Bie, K.J.A.M., Driessen, P.M., eds (Ed.), *Geo-information for sustainable land management*. International Journal of Aerospace Survey and Earth Sciences, Enschede, The Netherlands.
- Liquete, C., Maes, J., Notte, A.I., Bidoglio, G., 2011. Securing water as a resource for society: an ecosystem services perspective. *Ecohydrology and Hydrobiology* 11, 247-259.
- Liu, J.G., Zehnder, A.J.B., Yang, H., 2009. Global consumptive water use for crop production: The importance of green water and virtual water. *Water Resour. Res.* 45, 15.
- Liu, S., Crossman, N.D., Nolan, M., Ghirmay, H., 2013. Bringing ecosystem services into integrated water resources management. *J. Environ. Manage.* 129, 92-102.
- Maes, W.H., Heuvelmans, G., Muys, B., 2009. Assessment of land use impact on water-related ecosystem services capturing the integrated terrestrial-aquatic system. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7324-7330.

- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G. (2011). A European assessment of the provision of ecosystem services: towards an atlas of ecosystem services. Joint Research Center technical report. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 88pp. <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC63505>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.E., Meiner, A., Royo Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romao, C., Piroddi, C., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L., Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufron, G., Lillebø, A., Malak, D.A., Liqueste, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C. 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 82pp. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndMAESWorkingPaper.pdf
- Notter, B., Hurni, H., Wiesmann, U., Abbaspour, K.C., 2012. Modelling water provision as an ecosystem service in a large East African river basin. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 69-86.
- OCDE, 2002. Transition to full-cost pricing of irrigation water for agriculture in OECD countries. Final report.
- Pointereau, P., Paracchini, M.L., Terres, J.M., Jiguet, F., Bas, Y., Biala, K., 2007. Identification of High Nature Value farmland in France through statistical information and farm practice surveys. JRC report.
- Quinteiro, P., Dias, A.C., Silva, M., Ridoutt, B.G., Arroja, L., 2015. A contribution to the environmental impact assessment of green water flows. *J. Clean Prod.* 93, 318-329.
- Rockstrom, J., Falkenmark, M., Karlberg, L., Hoff, H., Rost, S., Gerten, D., 2009. Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change. *Water Resour. Res.* 45, 16.
- Seneviratne, S.I., Corti, T., Davin, E.L., Hirschi, M., Jaeger, E.B., Lehner, I., Orlowsky, B., Teuling, A.J., 2010. Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: A review. *Earth-Sci. Rev.* 99, 125-161.
- Siebert, S., Doll, P., Hoogeveen, J., Faures, J.M., Frenken, K., Feick, S., 2005. Development and validation of the global map of irrigation areas. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 9, 535-547.
- Simunek, J., Jarvis, N.J., van Genuchten, M.T., Gardenas, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *J. Hydrol.* 272, 14-35.
- Soubeyroux, J.M., Vidal, J.P., Najac, J., Kitova, N., Blanchart, M., Dandin, P., Martin, E., Pagé, C., Habets, F., 2011. Projet ClimSec Impact du changement climatique en France sur la sécheresse et l'eau du sol. Rapport de projet. p. 72.
- Tetegan, M., de Forges, A.C.R., Verbeque, B., Nicoullaud, B., Desbourdes, C., Bouthier, A., Arrouays, D., Cousin, I., 2015a. The effect of soil stoniness on the estimation of water retention properties of soils: A case study from central France. *Catena* 129, 95-102.
- Tetegan, M., Korboulewsky, N., Bouthier, A., Samouelian, A., Cousin, I., 2015b. The role of pebbles in the water dynamics of a stony soil cultivated with young poplars. *Plant Soil* 391, 307-320.
- Tetegan, M., Nicoullaud, B., Baize, D., Bouthier, A., Cousin, I., 2011. The contribution of rock fragments to the available water content of stony soils: Proposition of new pedotransfer functions. *Geoderma* 165, 40-49.
- Vergnes, J.P., Decharme, B., Habets, F., 2014. Introduction of groundwater capillary rises using subgrid spatial variability of topography into the ISBA land surface model. *J. Geophys. Res.-Atmos.* 119, 11065-11086.
- Vidal, J.P., Martin, E., Kitova, N., Najac, J., Soubeyroux, J.M., 2012. Evolution of spatio-temporal drought characteristics: validation, projections and effect of adaptation scenarios. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 2935-2955.

Références citées dans la section 8.7.3

- Bhim Bahadur Ghaley, Lars Vesterdal and John Roy Porter (2014) "Quantification and valuation of ecosystemic services in diverse production systems for informed decision-making", *Environmental Science and Policy* 39: 139-149.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.E., Meiner, A., Royo Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romao, C., Piroddi, C., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L., Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufron, G., Lillebø, A., Malak, D.A., Liqueste, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C. 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 82pp. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndMAESWorkingPaper.pdf
- John Porter, Robert Costanza, Harpinder Sandhu, Lene Sigsgaard and Steve Wratten (2009), "The Value of Producing Food, Energy, and Ecosystem Services within an Agro-Ecosystem", *Ambio*, Vol. 38, No. 4 (Jun., 2009), pp. 186-193
- Harpinder S. Sandhu, Stephen D. Wratten, Ross Cullen, Brad Case (2008), "The future of farming: the value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach." *Ecological Economics* 64: 834-848.

Références citées dans les sections 8.8.1 et 8.8.2

- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1945-1962.
- Anglade, J., 2015. Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine. Caractérisation des pratiques et applications territorialisées. Paris VI.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., 2015. Relationships for estimating N-2 fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* 6, 24.
- Antoni, V., Arrouays, D., ... 2011. L'état des sols de France.
- Banwart, S., Bernasconi, S.M., Bloem, J., Blum, W., Brandao, M., Brantley, S., Chabaux, F., Duffy, C., Kram, P., Lair, G., Lundin, L., Nikolaidis, N., Novak, M., Panagos, P., Ragnarsdottir, K.V., Reynolds, B., Rousseva, S., de Ruyter, P., van Gaans, P., van Riemsdijk, W., White, T., Zhang, B., 2011. Soil Processes and Functions in Critical Zone Observatories: Hypotheses and Experimental Design. *Vadose Zone J.* 10, 974-987.
- Barrios, E., 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol. Econ.* 64, 269-285.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernandez, T., Garcia, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147, 159-171.
- Bennett, L.T., Mele, P.M., Annett, S., Kasel, S., 2010. Examining links between soil management, soil health, and public benefits in agricultural landscapes: An Australian perspective. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 1-12.
- Biernath, C., Gayler, S., Bittner, S., Klein, C., Hogy, P., Fangmeier, A., Priesack, E., 2011. Evaluating the ability of four crop models to predict different environmental impacts on spring wheat grown in open-top chambers. *European Journal of Agronomy* 35, 71-82.
- Billen, G., Garnier, J., Benoit, M., Anglade, J., 2013. La cascade de l'azote dans les territoires de grande culture du Nord de la France. *Cahiers Agricultures* 22, 272-281.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussiere, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillere, J.P., Henault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18, 309-332.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoulaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M., Delecolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311-346.
- Cong, R.G., Hedlund, K., Andersson, H., Brady, M., 2014. Managing soil natural capital: An effective strategy for mitigating future agricultural risks? *Agric. Syst.* 129, 30-39.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135, 268-278.
- Dominati, E., Mackay, A., Green, S., Patterson, M., 2014. A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecol. Econ.* 100, 119-129.
- Drinkwater, L.E., Snapp, S.S., 2007. Nutrients in agroecosystems: rethinking the management paradigm. *Advances in Agronomy* 92, 163-186.
- Faber, J.H., van Wensem, J., 2012. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. *Sci. Total Environ.* 415, 3-8.
- FAO, 2003. Evaluation du bilan en éléments nutritifs du sol. Approches et méthodologies. *FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin* 14, Rome.
- Fu, B.J., Wang, S., Su, C.H., Forsius, M., 2013. Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5, 4-10.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53, 341-356.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Vorosmarty, C.J., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153-226.
- Grimaldi, M., Oszward, J., Doledec, S., Hurtado, M.D., Miranda, I.D., de Sartre, X.A., de Assis, W.S., Castaneda, E., Desjardins, T., Dubs, F., Guevara, E., Gond, V., Lima, T.T.S., Marichal, R., Michelotti, F., Mitja, D., Noronha, N.C., Oliveira, M.N.D., Ramirez, B., Rodriguez, G., Sarrazin, M., da Silva, M.L., Costa, L.G.S., de Souza, S.L., Veiga, I., Velasquez, E., Lavelle, P.,

2014. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landsc. Ecol.* 29, 311-328.
- Hails, R.S., Ormerod, S.J., 2013. Ecological science for ecosystem services and the stewardship of Natural Capital. *J. Appl. Ecol.* 50, 807-811.
- Hewitt, A., Dominati, E., Webb, T., Cuthill, T., 2015. Soil natural capital quantification by the stock adequacy method. *Geoderma* 241, 107-114.
- Hirel, B., Tetu, T., Lea, P.J., Dubois, F., 2011. Improving Nitrogen Use Efficiency in Crops for Sustainable Agriculture. *Sustainability* 3, 1452-1485.
- Holland, E.A., Braswell, B.H., Sulzman, J., Lamarque, J.F., 2005. Nitrogen deposition onto the United States and western Europe: Synthesis of observations and models. *Ecol. Appl.* 15, 38-57.
- Houot, S., al., e., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, rapport, INRA-CNRS-Irstea.
- Johnsson, H., Bergstrom, L., Jansson, P.E., Paustian, K., 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 18, 333-356.
- Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailhes, J., Hilal, M., Wavresky, P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. *Cybergeo : European Journal of Geography [En ligne]*, URL : <http://cybergeo.revues.org/23155> ;, Cartographie, Imagerie, SIG, document 501.
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.P., Souchère, V., Tournebize, J., Savini, I., Réchauchère, O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude. INRA.
- Justes, E., Mary, B., Nicolardot, B., 2009. Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant Soil* 325, 171-185.
- Keith, A.M., Griffith, R.I., Henrys, P.A., Hughes, S., Lebron, I., Maskel, L.C., Ogle, S.M., Robinson, D., Rowe, E.C., Smart, S.M., Spurgeon, D.J., Wood, C.M., Emmett, B.A., 2016. Monitoring Soil Natural Capital and Ecosystem Services by Using Large-Scale Survey Data. *Soil Ecosystem Services*. Soil Science Society of America, Inc.
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.* 363, 685-701.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., Garnier, J., 2014. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9, 9.
- Mariotti, A., 1996. Introduction - Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In: G. Lemaire, B.N., eds (Ed.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA Editions, Pris, pp. 9-22.
- Mary, B., Cohan, J.P., Dimassi, B., Recous, S., Laurent, F., 2014. Effets du travail du sol sur les cycles biogéochimiques et de l'azote et du carbone : compréhension des mécanismes et conséquences pour la gestion des pratiques agricoles. In: J. Labreuche, F.L., J. Roger-Estrade, coord (Ed.), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*. Editions Quae, pp. 63-88.
- McBratney, A., Field, D.J., Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma* 213, 203-213.
- Mulder, C., Boit, A., Bonkowski, M., De Ruiter, P.C., Mancinelli, G., Van der Heijden, M.G.A., Van Wijnen, H.J., Vonk, J.A., Rutgers, M., 2011. A Belowground Perspective on Dutch Agroecosystems: How Soil Organisms Interact to Support Ecosystem Services. In: Woodward, G. (Ed.), *Advances in Ecological Research*, Vol 44. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, pp. 277-357.
- Nicolardot, B., Mary, B., Houot, S., Recous, S., 1996. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In: INRA, I.C., n°83 (Ed.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA Editions, Paris, pp. 87-103.
- Porter, J., Costanza, R., Sandhu, H., Sigsgaard, L., Wratten, S., 2009. The Value of Producing Food, Energy, and Ecosystem Services within an Agro-Ecosystem. *Ambio* 38, 186-193.
- Rankinen, K., Granlund, K., Etheridge, R., Seuri, P., 2014. Valuation of nitrogen retention as an ecosystem service on a catchment scale. *Hydrol. Res.* 45, 411-424.
- Recous, S., Machet, J.M., Jeuffroy, M.H., 2014. Les connaissances nouvelles sur le cycle de l'azote. In: S. Pellerin, F.B., C. Van Laethem, eds (Ed.), *Fertilisation et environnement. Quelles pistes pour l'aide à la décision ?* Editions Quae, pp. 163-181.
- Richard, G., Cousin, I., Sillon, J.F., Bruand, A., Guerif, J., 2001. Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 49-58.
- Robinson, D.A., Lebron, I., Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1904-1911.

- Rutgers, M., van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., Mulder, C., Kuiten, A.M.P., Brussaard, L., Breure, A.M., 2012. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Sci. Total Environ.* 415, 39-48.
- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R., Case, B., 2008. The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecol. Econ.* 64, 835-848.
- Schulte, R.P.O., Creamer, R.E., Donnellan, T., Farrelly, N., Fealy, R., O'Donoghue, C., O'HUallachain, D., 2014. Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. *Environ. Sci. Policy* 38, 45-58.
- Smaling, E.M.A., Dixon, J., 2006. Adding a soil fertility dimension to the global farming systems approach, with cases from Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116, 15-26.
- Smith, P., Ashmore, M.R., Black, H.I.J., Burgess, P.J., Evans, C.D., Hails, R.S., Potts, S.G., Quine, T.A., Thomson, A.M., 2011. Regulating services. UK National Ecosystem Assessment Technical Report. UK National Ecosystem Assessment, pp. 535-536.
- Smith, P., Ashmore, M.R., Black, H.I.J., Burgess, P.J., Evans, C.D., Quine, T.A., Thomson, A.M., Hicks, K., Orr, H.G., 2013. The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. *J. Appl. Ecol.* 50, 812-829.
- Spiertz, J.H.J., 2010. Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 43-55.
- Valé, M., 2006. Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, p. 209.
- van Wijnen, H.J., Rutgers, M., Schouten, A.J., Mulder, C., de Zwart, D., Breure, A.M., 2012. How to calculate the spatial distribution of ecosystem services - Natural attenuation as example from The Netherlands. *Sci. Total Environ.* 415, 49-55.
- Williams, A., Hedlund, K., 2013. Indicators of soil ecosystem services in conventional and organic arable fields along a gradient of landscape heterogeneity in southern Sweden. *Appl. Soil Ecol.* 65, 1-7.
- Williams, A., Hedlund, K., 2014. Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. *Appl. Soil Ecol.* 77, 1-8.
- Xue, H., Li, S.Y., Chang, J., 2015. Combining ecosystem service relationships and DPSIR framework to manage multiple ecosystem services. *Environ. Monit. Assess.* 187, 15.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64, 253-260.

Références citées dans la section 8.8.3.

- Harpinder S. Sandhu, Stephen D. Wratten, Ross Cullen, Brad Case (2008), "The future of farming: the value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach." *Ecological Economics* 64: 834-848.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 92

Références citées dans la section 8.9

- Batjes NH (2011) Global distribution of soil phosphorus retention potential. *ISRIC Report*, 42p.
- Beauchemin S, Hesterberg D, Chou J, Beauchemin M, Simard RR, Sayers DE (2003) Speciation of phosphorus in phosphorus-enriched agricultural soils using X-ray absorption near-edge structure spectroscopy and chemical fractionation. *Journal of Environmental Quality* 32: 1809-1819.
- Carpenter SR (2008) Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 11039-11040. doi: 10.1073/pnas.0806112105.
- COMIFER Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée) (1995) AIDE AU DIAGNOSTIC ET À LA PRESCRIPTION DE LA FERTILISATION PHOSPHATÉE ET POTASSIQUE DES GRANDES CULTURES.
- Cordell D, Drangert JO, White S (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 19: 292-305. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009.
- Delmas M, Saby N, Arrouays D, Dupas R, Lemercier B, Pellerin S, Gascuel-Oudoux C (2015) Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil Use and Management* 31: 259-269. doi: 10.1111/sum.12192.

- DENOROY P., DUBRULLE P., VILETTE C., COLOMB B., FAYET G., SCHOESER M., MARIN-LAFLECHE A., PELLERIN F., PELLERIN S., BOIFFIN J., 2004. REGIFERT, Interpréter les résultats des analyses de terre. Coll. Techniques et Pratiques, INRA éditions, Paris, 132p.
- Dou ZX, Ramberg CF, Toth JD, Wang Y, Sharpley AN, Boyd SE, Chen CR, Williams D, Xu ZH (2009) Phosphorus Speciation and Sorption-Desorption Characteristics in Heavily Manured Soils. *Soil Science Society of America Journal* 73: 93-101. doi: 10.2136/sssaj2007.0416.
- Ehlert P, Morel C, Fotyma M, Destain JP (2003) Potential role of phosphate buffering capacity of soils in fertilizer management strategies fitted to environmental goals. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 166: 409-415. doi: 10.1002/jpln.200321182.
- Follain S, Schwartz C, Denoroy P, Villette C, Saby NPA, Arrouays D, Lemerrier B, Walter C (2009) A method for assessing available phosphorus content in arable topsoils over large spatial scales. *Agronomy for Sustainable Development* 29: 371-379. doi: 10.1051/agro:2008046.
- GIS Sol. 2011. L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.
- Hansson LA, Bronmark C, Nilsson PA, Abjornsson K (2005) Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* 50: 705-714. doi: 10.1111/j.1365-2427.2005.01352.x.
- Hinsinger P (2001) Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and Soil* 237: 173-195. doi: 10.1023/a:1013351617532.
- Hinsinger P, Brauman A, Devau N, Gerard F, Jourdan C, Laclau JP, Le Cadre E, Jaillard B, Plassard C (2011) Acquisition of phosphorus and other poorly mobile nutrients by roots. Where do plant nutrition models fail? *Plant and Soil* 348: 29-61. doi: 10.1007/s11104-011-0903-y.
- ITCF (Institut Technique des Céréales et des Fourrages) (1995) Fertilisation PK : Les doses et les teneurs seuils par région.
- Lemerrier B, Gaudin L, Walter C, Aurousseau P, Arrouays D, Schwartz C, Saby NPA, Follain S, Abrassart J (2008) Soil phosphorus monitoring at the regional level by means of a soil test database. *Soil Use and Management* 24: 131-138. doi: 10.1111/j.1475-2743.2008.00146.x.
- Maes J, Teller A, Erhard M, Liqueste C, Braat L, Berry P, Egoth B, Puydarrieux P, Fiorina C, Santos F (2014) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Maes, J., Paracchini, M.L., et Zulian, G. (2011). A European assessment of the provision of ecosystem services. JRC Scientific and Technical reports.
- Messiga AJ, Ziadi N, Mollier A, Parent LE, Schneider A, Morel C (2015) Process-based mass-balance modeling of soil phosphorus availability: Testing different scenarios in a long-term maize monoculture. *Geoderma* 243: 41-49. doi: 10.1016/j.geoderma.2014.12.009.
- Messiga AJ, Ziadi N, Plenet D, Parent LE, Morel C (2010) Long-term changes in soil phosphorus status related to P budgets under maize monoculture and mineral P fertilization. *Soil Use and Management* 26: 354-364. doi: 10.1111/j.1475-2743.2010.00287.x.
- Mitsch WJ, Zhang L, Waletzko E, Bernal B (2014) Validation of the ecosystem services of created wetlands: Two decades of plant succession, nutrient retention, and carbon sequestration in experimental riverine marshes. *Ecological Engineering* 72: 11-24. doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.108.
- Mollier A, De Willigen P, Heinen M, Morel C, Schneider A, Pellerin S (2008) A two-dimensional simulation model of phosphorus uptake including crop growth and P-response. *Ecological Modelling* 210: 453-464. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.08.008.
- Morel C, Fardeau JC (1989) NATIVE SOIL AND FRESH FERTILIZER PHOSPHORUS UPTAKE AS AFFECTED BY RATE OF APPLICATION AND PHOSPHORUS FERTILIZERS. *Plant and Soil* 115: 123-128. doi: 10.1007/bf02220702.
- Morel C, Fardeau JC (1990) UPTAKE OF PHOSPHATE FROM SOILS AND FERTILIZERS AS AFFECTED BY SOIL-P AVAILABILITY AND SOLUBILITY OF PHOSPHORUS FERTILIZERS. *Plant and Soil* 121: 217-224. doi: 10.1007/bf00012315.
- Morel C, Planchette C, Fardeau JC (1992) THE MANAGEMENT OF PHOSPHATE FERTILIZATION IN WHEAT CROPS. *Agronomie* 12: 565-579. doi: 10.1051/agro:19920801.
- Morel C, Ziadi N, Messiga A, Belanger G, Denoroy P, Jeangros B, Jouany C, Fardeau JC, Mollier A, Parent LE, Proix N, Rabeharisoa L, Sinaj S (2014) Modeling of phosphorus dynamics in contrasting agroecosystems using long-term field experiments. *Canadian Journal of Soil Science* 94: 377-387. doi: 10.4141/cjss2013-024.
- Mueller ND, Gerber JS, Johnston M, Ray DK, Ramankutty N, Foley JA (2012) Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature* 490: 254-257. doi: 10.1038/nature11420.
- Pellerin C, Butler F, Van Laethem C (coord.) (2014) Fertilisation et environnement. Quelles pistes pour l'aide à la décision ?, Editions Quae; ACTA, le réseau des instituts des filières animales et végétales, 287 p., Matière à Débattre - Décider, 978-2-85794-280-1

- Penuelas J, Poulter B, Sardans J, Ciais P, van der Velde M, Bopp L, Boucher O, Godderis Y, Hinsinger P, Llusia J, Nardin E, Vicca S, Obersteiner M, Janssens IA (2013) Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications* 4: 10. doi: 10.1038/ncomms3934.
- Plenet D, Etchebest S, Mollier A, Pellerin S (2000a) Growth analysis of maize field crops under phosphorus deficiency - I. Leaf growth. *Plant and Soil* 223: 119-132. doi: 10.1023/a:1004877111238.
- Plenet D, Mollier A, Pellerin S (2000b) Growth analysis of maize field crops under phosphorus deficiency. II. Radiation-use efficiency, biomass accumulation and yield components. *Plant and Soil* 224: 259-272. doi: 10.1023/a:1004835621371.
- Ringeval B, Nowak B, Nesme T, Delmas M, Pellerin S (2014) Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles* 28: 743-756. doi: 10.1002/2014gb004842.
- Sattari SZ, Bouwman AF, Giller KE, van Ittersum MK (2012) Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 6348-6353. doi: 10.1073/pnas.1113675109.
- Schelske CL (2009) Eutrophication: Focus on Phosphorus. *Science* 324: 722-722.
- Scholz RW, Wellmer FW (2013) Approaching a dynamic view on the availability of mineral resources: What we may learn from the case of phosphorus? *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 23: 11-27. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2012.10.013.
- Senthilkumar K, Nesme T, Mollier A, Pellerin S (2012a) Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: The case of France. *Global Biogeochemical Cycles* 26. doi: 10.1029/2011gb004102.
- Senthilkumar K, Nesme T, Mollier A, Pellerin S (2012b) Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 92: 145-159. doi: 10.1007/s10705-011-9478-5.
- Shepherd MA, Withers PJ (1999) Applications of poultry litter and triple superphosphate fertilizer to a sandy soil: effects on soil phosphorus status and profile distribution. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 54: 233-242. doi: 10.1023/a:1009744706679.
- Simpson RD (2011) Allocating Land for an Ecosystem Service: A Simple Model of Nutrient Retention with an Application to the Chesapeake Bay Watershed. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 59: 259-280. doi: 10.1111/j.1744-7976.2010.01214.x.
- Ulrich AE, Frossard E (2014) On the history of a reoccurring concept: Phosphorus scarcity. *Science of The Total Environment* 490: 694-707.
- Van Vuuren DP, Bouwman AF, Beusen AHW (2010) Phosphorus demand for the 1970-2100 period: A scenario analysis of resource depletion. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 20: 428-439. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2010.04.004.
- Withers PJA, van Dijk KC, Neset TSS, Nesme T, Oenema O, Rubaek GH, Schoumans OF, Smit B, Pellerin S (2015) Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: The case of Europe. *Ambio* 44: S193-S206. doi: 10.1007/s13280-014-0614-8.
- Ziadi N, Whalen JK, Messiga AJ, Morel C (2013) Assessment and Modeling of Soil Available Phosphorus in Sustainable Cropping Systems. In: DL Sparks (ed) *Advances in Agronomy*, Vol 122. Elsevier Academic Press Inc, San Diego.

Références citées dans la section 8.10

- Alletto L., Benoit P., Bergheaud V., Coquet, Y. (2008). Temperature and water pressure head effects on the degradation of the diketonitrile metabolite of isoxaflutole in a loamy soil under two tillage systems. *Environmental Pollution* 156, 678–688.
- Barriuso E., Clavet R., Sciavon M., Soulas G. (1996) Les pesticides et les polluants organiques des sols: transformation et dissipation. *Etude et Gestion des Sols*. 3 : 279-295.
- Bertrand J.C., Doumenq P., Guyoneaud R., Marrot, B., Martin-Laurent F., Matheron B., Moulin P., Soulas G. (2011) Ecologie microbienne appliquée et dépollution : les microorganismes acteurs majeurs de l'élimination des pollutions qui affectent l'environnement. Dans 'Ecologie microbienne : microbiologie des milieux naturels et anthropisés'. Editeurs : Bertrand J.C., Caumette P., Lebaron P., Matheron R. et Normand P. Presses Universitaires de Pau et des Pays de l'Adour. pp 705-795.
- Bouseba B, Zertal A, Beguet J, Rouard N, Devers M, Martin C, Martin-Laurent F. 2009. Evidence for 2,4-D mineralization in Mediterranean soils: impact of moisture content and temperature. *Pest Management Science*. 65:1021-1029.
- Cabidoche Y.M., Lesueur-Jannoyer M. (2012) Contamination of harvested organs in root crops grown on chlordecone-polluted soils. *Pedosphere*. 22:562-571.
- Cheyns K., Martin-Laurent F., Bru D., Aamand J., Vanhaecke L., Diels J., Merckx R., Smolders E., Springael D. 2012a. Long-term dynamics of the atrazine mineralization potential in the surface and sub-surface soil in an agricultural field as a response to varying atrazine and pig manure applications. *Chemosphere*. 86:1028-1034.

- Cheyns K., Calcoen J., Martin-Laurent F., Smolders E., Springael D. 2012b. Effect of dissolved organic matter (DOM) at environmentally relevant carbon concentrations on atrazine degradation by *Chelatobacter heintzii* SalB. Applied Microbiology and Biotechnology. 95:1333-1341.
- CGEDD Commissariat Général au Développement Durable (2013) Chiffres & Statistiques: Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2011. 436: 1-7.
- Dechesne A., Badawi N., Aamand J., Smets B.F. (2014) Fine scale spatial variability of microbial pesticide degradation in soil: scales, controlling factors, and implications. *Frontiers in Microbiology*. <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2014.00667>
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR) (2010) Scientific Opinion on the development of specific protection goal options for environmental risk assessment of pesticides, in particular in relation to the revision of the Guidance Documents on Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology (SANCO/3268/2001 and SANCO/10329/2002). *EFSA Journal* 2010. 8(10):1821. 55 pp.
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR) (2016a) Scientific opinion on 'Recovery in environmental risk assessments at EFSA'. *EFSA Journal* ; 14(2):4313 85 pp.
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR) (2016b) Scientific opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for in-soil organisms. *EFSA Journal* (consultation publique EFSA-Q-2011-00978).
- El Sebai T., Lagacherie B., Soulas G. and Martin-Laurent F. 2007. Spatial variability of isoproturon mineralising activity in a French agricultural soil in relation with soil physicochemical and biological properties. *Environmental Pollution*.145: 680-690.
- El Sebai T., Devers M., Lagacherie B., Rouard N., Soulas G., Martin-Laurent F. 2010. Diuron mineralisation in a Mediterranean vineyard soil: impact of moisture content and temperature. *Pest Management Science*. 66 :988-995.
- Houot, S. ; Pons, M.-N. ; Pradel, M. ; Tibi, A. (coord.), 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire (Mafor) sur les sols à usage agricole ou forestier, impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, rapport, INRA-CNRS-Irstea (France) 930p.
- Houot S., Topp E., Yassir A., Soulas G. 2000 Dependence of accelerated degradation of atrazine on soil pH in French and Canadian soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 32(5):615–625
- Hussain S., Devers-Lamrani M., Martin-Laurent F. 2011. Isolation and characterization of an isoproturon mineralizing *Sphingomonas* sp. strain SH from a French agricultural soil. *Biodegradation*. 22: 637-650.
- Hussain S., Devers-Lamrani M., Spor A., Rouard N., Beguet J., Martin-Laurent F. 2013. Mapping field spatial distribution patterns of pesticide-mineralizing activity over a three-year winter wheat/rape seed/barley rotation. *Chemosphere*. 90 : 2499-2511.
- Hussain S., Arshad M, Springael D, Sorensen SR, Bending GD, Devers-Lamrani M, Maqbool Z, Martin-Laurent F. 2015. Abiotic and biotic processes governing the fate of phenylurea herbicides in soils: a review. *Critical Review in Environmental Science and Technology*. 45: 1947-1998.
- Kersanté A., Martin-Laurent F., Soulas G., Binet F. 2006. Interactions of earthworms with atrazine-degrading bacteria in a temperate cropped soil. *FEMS Microbiology Ecology* 57, 192-205.
- Marchand A.L., Piutti S., Lagacherie B., Soulas G. 2002. Atrazine mineralization in bulk soil and maize rhizosphere. *Biology and Fertility of Soils*. 35: 288-292.
- Monard C, Martin-Laurent F, Vecchiato C, Francez A J, Vandenkoornhuysen P, Binet F. 2008. Combined effect of bioaugmentation and bioturbation on atrazine degradation in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 2253-2259.
- Monard C., Nunan N., Bardoux G., Vieublé-Gonod L. 2010. A miniaturised method to quantify microbial mineralisation of ¹³C-labelled organic compounds in small soil samples. *Soil Biology and Biochemistry*. 42: 1640-1642.
- Monard C., Martin-Laurent F., Lima O., Devers-Lamrani M., Binet F. 2013. Estimating the biodegradation of pesticide in soils by monitoring pesticide-degrading gene expression. *Biodegradation*. 24: 203-213.
- Morel-Chevillet C. Parekh N.R., Pautrel D., Fournier J.C. (1996) Cross-enhancement of carbofuran biodegradation in soil samples previously treated with carbamate pesticides. *Soil Biology and Biochemistry*. 28:1767-1776.
- OCDE (1981) Essai n° 304A : Biodégradabilité intrinsèque dans le sol. pp 11.
- OCDE (2000) Essai n° 106: Adsorption/désorption selon une méthode d'équilibres successifs. pp 51.
- OCDE (2001) Essai n° 121: Estimation du coefficient d'adsorption (Koc) sur le sol et les boues d'épuration par chromatographie en phase liquide à haute performance (CLHP). pp 11.
- OCDE (2004) Essai n° 312: Lixiviation sur des colonnes de sol. pp15.
- OCDE (2006) Essai n° 310 : Biodégradabilité facile - dégagement de CO2 dans des flacons hermétiquement clos (essai de l'espace libre au-dessus du liquide). pp 19.

- Pesce S., Beguet J., Rouard N., Devers-Lamrani D., Martin-Laurent F. 2013. Response of a diuron-degrading community to diuron exposure assessed by real-time quantitative PCR monitoring of phenylurea hydrolase A and B encoding genes. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 97: 1661-1668.
- Philippot L., Ritz K., Pandard P., Hallin S., Martin-Laurent F. 2012. Standardisation of methods in soil microbiology: progress and challenges. *FEMS Microbiology Ecology* 82: 1-10.
- Piutti S., Marchand A-L, Lagacherie B., Martin-Laurent F. and Soulas G. 2002a. Effect of successive cropping cycles with different plants and repeated herbicide applications on the degradation of the diclofop-methyl, bentazon, diuron, isoproturon and pendimethalin in soil. *Pest Management Science*. 58 : 303-312
- Piutti S., Hallet S., Rousseaux S., Philippot L., Soulas G., Martin-Laurent F. 2002b. Atrazine accelerated mineralisation in maize rhizosphere soil. *Biology and Fertility of Soils* 36 : 434-441
- Poll C., Pagel H., Devers-Lamrani M., Martin-Laurent F., Ingwersen J., Streck T., Kandeler E. 2010. Regulation of bacterial and fungal MCPA degradation at the soil-litter interface. *Soil Biology and Biochemistry*. 42: 1879-1887.
- Rousseaux S., Hartmann A., Lagacherie B., Piutti S., Andreux F., Soulas G. 2003. Inoculation of an atrazine-degrading strain, *Chelatobacter heintzii* Cit1, in four different soils: effects of different inoculum densities. *Chemosphere*. 51: 569-576.
- Schroll R., Becher H.H., Dörfler U., Gayler S., Grundmann S., Hartmann H.S., Ruoss J. 2006. Quantifying the effect of soil moisture on the aerobic microbial mineralization of selected pesticides in different soils. *Environmental Science and Technology*. 40: 3305-3312.
- Storck V., Lucini L., Mamy L., Ferrari F., Papadopoulou E.S., Nikolaki S., Karas PA., Servien R., Karpouzias D.G., Trevisan M., Benoit P., Martin-Laurent F. 2015. Identification and characterization of tebuconazole transformation products in soil by combining suspect screening and molecular typology. *Environmental Pollution*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.027>
- Topp E., Martin-Laurent F., Hartmann A., Soulas G. 2004. Bioremediation of atrazine-contaminated soil, 141-154. In "Pesticide, Decontamination and Detoxification". J.J. Gan, P.C. Zhu, S.D. Aust and A.T. Lemley, eds. American Chemical Society, Washington, DC. 266 p
- Udikovic-Kolic N., Scott C., Martin-Laurent F. 2012. Evolution of atrazine-degrading capabilities in the environment. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 96: 1175-1189.
- Villanneau E.J., Saby N.P.A., Marchant B.P., Jolivet C.C., Boulonne L, Caria G., Barriuso E., Bispo A., Briand O., Arrouays D. 2011. Which persistent organic pollutants can we map in soil using a large spacing systematic soil monitoring design? A case study in Northern France. *Science of the Total Environment*. 409 :3719-3731.
- Villanneau E.J., Saby N.P.A., Arrouays D., Jolivet C.C., Boulonne L, Caria G., Barriuso E., Bispo A., Briand O., 2013. Spatial distribution of lindane in topsoil of Northern France. *Chemosphere*. 77: 1249-1255.
- Yassir A., Rieu C., Soulas G. 1998. Microbial N-dealkylation of atrazine: Effect of exogeneous organic substrates and behaviour of the soil microflora. *Pesticide Science*. 54:75-82.
- Ye J., Zhao M., Liu W. (2010) Enantioselectivity in environmental risk assessment of modern chiral pesticides. *Environmental Pollution*. 158: 2371-2383.

Références citées dans les sections 8.11.1 et 8.11.2

- Beaudoin, N., Saad, J.K., Van Laethem, C., Machet, J., Maucorps, J., Mary, B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 292–310. doi:10.1016/j.agee.2005.06.006
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.-H., Ruget, F., Nicoulaud, B., Gate, P., Devienne-barret, F., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J., Marc, J., Delécolle, R., 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances . 1 . Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346.
- Buczko, U., Kuchenbuch, R.O., 2007. Review Article: Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe - A review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170, 445–460. doi:10.1002/jpln.200725134
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135, 268–278. doi:10.1016/j.agee.2009.10.005
- Coucheny, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K.S., Le Bas, C., Justes, É., Léonard, J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil–crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environ. Model. Softw.* 64, 177–190. doi:10.1016/j.envsoft.2014.11.024
- Delmas, M., Saby, N., Arrouays, D., Dupas, R., Lemerrier, B., Pellerin, S., Gascuel-Oudou, C., 2015. Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil Use Manag.* 31, 259–269. doi:10.1111/sum.12192

- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.* 69, 1858–1868. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.05.002
- Hesketh, N., Brookes, P.C., 2000. Development of an Indicator for Risk of Phosphorus Leaching. *J. Environ. Qual.* 29, 105–110. doi:10.2134/jeq2000.00472425002900010013x
- Hewitt, A., Dominati, E., Webb, T., Cuthill, T., 2015. Soil natural capital quantification by the stock adequacy method. *Geoderma* 241–242, 107–114. doi:10.1016/j.geoderma.2014.11.014
- Huot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Tibi, A. (coord), Aubry, C., Augusto, L., Barbier, R., Benoît, P., Brugère, H., Caillaud, M.-A., Casellas, M., Chatelet, A., Dabert, P., De Mareschal, S., Doussan, I., Etrillard, C., Fuchs, J., Générumont, S., Giamberini, L., Hélias, A., Jardé, E., Le Perchec, S., Lupton, S., Marron, N., Ménasseri, S., Mollier, A., Morel, C., Mougin, C., Nguyen, C., Parnaudeau, V., Patureau, D., Pourcher, A.-M., Rychen, G., Savini, I., Smolders, E., Topp, E., Vieublé, L., Viguié, C., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier - Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, rapport, INRA-CNRS-Irstea (France) 930p.
- Izaurrealde, R.C., Williams, J.R., McGill, W.B., Rosenberg, N.J., 2001. Simulating Soil Carbon Dynamics, Erosion and Tillage with EPIC. *First Natl. Conf. Carbon Sequestration* 1–12.
- Justes, É., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.-P., Souchère, V., Tournebize, J., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires - Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques.
- Justes, É., Mary, B., Nicolardot, B., 1999. Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 55, 207–220.
- Kaiser, K., Guggenberger, G., 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Org. Geochem.* 31, 711–725. doi:10.1016/S0146-6380(00)00046-2
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators: A theoretical matrix exercise. *Ecol. Indic.* 28, 54–78. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.006
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K. a., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109. doi:10.1073/pnas.1215991109
- Kroeger, T., Casey, F., 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecol. Econ.* 64, 321–332. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.07.021
- Maes, J., Erhard, M., Teller, A., Paracchini, M., 2014. Mapping and assessment of ecosystems and their services - Indicators for ecosystem assessments under Action5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2779/75203
- Mary, B., Recous, S., Darwis, D., Robin, D., 1996. Interaction between decomposition of plant residues and N cycling in soil. *Plant Soil* 181, 71–82.
- Möller, K., Reents, H.-J., 2009. Effects of various cover crops after peas on nitrate leaching and nitrogen supply to succeeding winter wheat or potato crops. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172, 277–287. doi:10.1002/jpln.200700336
- Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Mills, A.R., Strachan, P.J., 1997. Effects of repeated straw incorporation on crop fertilizer nitrogen requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use Manag.* 13, 136–142.
- Peyraud, J.-L., Cellier, P., Donnars, C., Réchauchère, O. (coord), Aarts, F., Béline, F., Bockstaller, C., Bourblanc, M., Cellier, P., Delaby, L., Dourmad, J.Y., Dupraz, P., Durand, P., Faverdin, P., Fiorelli, J.L., Gaigné, C., Kuikman, P., Langlais, A., Goffe, P., Le, Lescoat, P., Morvan, T., Nicourt, C., Parnaudeau, V., Rochette, P., Vertes, F., Veysset, P., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages - Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, INRA (France), 68p.
- Riedo, M., Grub, A., Rosset, M., Fuhrer, J., 1998. A pasture simulation model for dry matter production, and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. *Ecol. Modell.* 105, 141–183. doi:10.1016/S0304-3800(97)00110-5
- Robinson, D. a., Hockley, N., Cooper, D.M., Emmett, B. a., Keith, a. M., Lebron, I., Reynolds, B., Tipping, E., Tye, a. M., Watts, C.W., Whalley, W.R., Black, H.I.J., Warren, G.P., Robinson, J.S., 2013. Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biol. Biochem.* 57, 1023–1033. doi:10.1016/j.soilbio.2012.09.008
- Sharpley, A.N., Weld, J.L., Beegle, D.B., Kleinman, P.J. a, Gburek, W.J., Moore, P. a, Mullins, G., 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *J. Soil Water Conserv.* 58, 137–152.
- Stockle, C.O., Martin, S. a., Campbell, G.S., 1994. CropSyst, a cropping systems simulation model: Water/nitrogen budgets and crop yield. *Agric. Syst.* 46, 335–359. doi:10.1016/0308-521X(94)90006-2
- Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecol. Econ.* 64, 245–252. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.09.020
- Thomsen, I.K., 2005. Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from

a lysimeter experiment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 21–29. doi:10.1016/j.agee.2005.05.001

Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecol. Complex.* 15, 114–121. doi:10.1016/j.ecocom.2013.07.004

Webb, T., Hewitt, A., Lilburne, L., Close, M., 2010. Mapping of vulnerability of nitrate and phosphorus leaching, microbial bypass flow, and soil runoff potential for two areas of Canterbury Prepared for Environment Canterbury by ; Environment Canterbury.

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64, 253–260. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.02.024

Références citées dans la section 8.11.3

Besnault S., Martin-Ruel S., Baig S., Heiniger B., Esperanza M., Budzinski H., Miège C., Le Menach K., Dherret L., Roussel-Galle A., Coquery M., 2015, Évaluation technique, économique et environnementale de procédés de traitement complémentaire avancés pour l'élimination des micropolluants. TSM, vol. 3, pp. 67-83.

Bockstael N.E., Hanemann M., Kling C.L., 1987, Estimating the Value of Water Quality Improvements in a Recreational Demand Framework. *Water Resources Research*, vol. 23, pp. 951-960.

Brander L., Brouwer R., Wagtendonk A., 2013, Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis, *Ecological Engineering*, vol. 56, pp. 89–96.

Chevassus-au-Louis B., Salles J.-M., Pujol J.-L. (eds), 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique. Rapport au Premier Ministre, Centre d'analyse stratégique (CAS), La Documentation française, Paris, France.

CGDD (Commissariat Général au Développement Durable), 2010, Évaluation économique des services rendus par les zones humides. Études & documents n°23, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer, Paris, France.

CGDD, 2011, Coût des principales pollutions agricoles de l'eau. Études & documents n°52, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer, Paris, France.

CGDD, 2012, Monétarisation des biens et services environnementaux : usages et pratiques – Actes du séminaire du 7 décembre 2011. Études & documents n°78, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer, Paris, France.

Duval L., Binet T., Dupraz P., Leplay S., Etrillard C., Pech M., Deniel E., Laustriat M., 2016, Paiements pour services environnementaux et méthodes d'évaluation économique. Enseignements pour les mesures agro-environnementales de la politique agricole commune. Rapport commandité par le Ministère en charge de l'agriculture, Paris, France.

Grizzetti B., Lanzanova D., Liqueste C., Reynaud A., 2015, Cook-book for water ecosystem service assessment and valuation. JCR Science and Policy Report EUR 27141 EN, Ispra, Italie.

Tyllianakis E., Skuras D., 2016, The income elasticity of Willingness-To-Pay (WTP) revisited: A meta-analysis of studies for restoring Good Ecological Status (GES) of water bodies under the Water Framework Directive (WFD). *Journal of Environmental Management*, vol. 182, pp. 531–541.

Woodward R.T., Wui Y.-S., 2001, The economic value of wetland services: a meta-analysis, *Ecological Economics*, vol. 37, pp. 257-270

Références citées dans les sections 8.12.1 et 8.12.2

Ademe, 2014. Carbone organique des sols. L'énergie de l'agro-écologie, une solution pour le climat. 28p.

Angers, D.A., Eriksen-Hamel, N.S., 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1370-1374.

Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, INRA.

Autret B, Mary B, Chenu C, Balabane M, Girardin C, Bertrand M, Grandeau G, Beaudoin N (2016) Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment* 232: 150-164. doi: 10.1016/j.agee.2016.07.008.

Balesdent J., Arrouays D., Chenu C., Feller C., 2005. Stockage et recyclage du carbone. In GIRARD M.-C., WALTER C., REMY J.C., BERTHELIN J., MOREL J.L. - 2005 - Sols et environnement. DUNOD, Paris, France. 816p.

Bessou C, Mary B, Leonard J, Roussel M, Grehan E, Gabrielle B (2010) Modelling soil compaction impacts on nitrous oxide emissions in arable fields. *European Journal of Soil Science* 61: 348-363. doi: 10.1111/j.1365-2389.2010.01243.x.

- Bustamante, M., Robledo-Abad, C., Harper, R., Mbow, C., Ravindranat, N. H., Sperling, F., Haberl, H., Pinto, A. D., and Smith, P. (2014). Co-benefits, trade-offs, barriers and policies for greenhouse gas mitigation in the agriculture, forestry and other land use (AFOLU) sector. *Global Change Biology* 20, 3270-3290.
- Byrd KB, Flint LE, Alvarez P, Casey CF, Sleeter BM, Soulard CE, Flint AL, Sohl TL (2015) Integrated climate and land use change scenarios for California rangeland ecosystem services: wildlife habitat, soil carbon, and water supply. *Landscape Ecology* 30: 729-750. doi: 10.1007/s10980-015-0159-7.
- Ceschia E, Beziat P, Dejoux JF, Aubinet M, Bernhofer C, Bodson B, Buchmann N, Carrara A, Cellier P, Di Tommasi P, Elbers JA, Eugster W, Grunwald T, Jacobs CMJ, Jans WWP, Jones M, Kutsch W, Lanigan G, Magliulo E, Marloie O, Moors EJ, Moureaux C, Olioso A, Osborne B, Sanz MJ, Saunders M, Smith P, Soegaard H, Wattenbach M (2010) Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139: 363-383. doi: 10.1016/j.agee.2010.09.020.
- CGDD, 2015. Sols et environnement. Chiffres clés. Edition 2015. 106p.
- Chang, J. F., Ciaia, P., Viovy, N., Vuichard, N., Sultan, B., and Soussana, J. F. (2015). The greenhouse gas balance of European grasslands. *Global Change Biology* 21, 3748-3761.
- Ciaia P, Wattenbach M, Vuichard N, Smith P, Piao SL, Don A, Luysaert S, Janssens IA, Bondeau A, Dechow R, Leip A, Smith PC, Beer C, van der Werf GR, Gervois S, Van Oost K, Tomelleri E, Freibauer A, Schulze ED, Team CS (2010) The European carbon balance. Part 2: croplands. *Global Change Biology* 16: 1409-1428. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x.
- CITEPA, 2015. Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto, 468p.
- Dimassi, B., Cohan, J.P., Labreuche, J., Mary, B., 2013. Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 169, 12–20.
- Doreau M, Martin C, Eugene M, Popova M, Morgavi DP (2011) Tools for decreasing enteric methane production by ruminants. *Inra Productions Animales* 24: 461-474.
- Doreau M, Bamiere L, Pellerin S, Lherm M, Benoit M (2014) Mitigation of enteric methane for French cattle: potential extent and cost of selected actions. *Animal Production Science* 54: 1417-1422. doi: 10.1071/an14207.
- Follain, S., Walter, C., Legout, A., Lemercier, B., and Dutin, G. (2007). Induced effects of hedgerow networks on soil organic carbon storage within an agricultural landscape. *Geoderma* 142, 80-95.
- Fumoto T, Yanagihara T, Saito T, Yagi K (2010) Assessment of the methane mitigation potentials of alternative water regimes in rice fields using a process-based biogeochemistry model. *Global Change Biology* 16: 1847-1859. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02050.x.
- Gis Sol (2011) Synthèse sur l'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 24p.
- Hénault C, Cheneby D, Heurlier K, Garrido F, Perez S, Germon JC (2001) Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale. *Agronomie* 21: 713-723.
- Hénault C., Roger P., Laville P., Gabrielle B., Cellier P. (2005). Les émissions par les sols des gaz à effet de serre CH₄ et N₂O. In GIRARD M-C., WALTER C., REMY J.C., BERTHELIN J., MOREL J.L. - 2005 - Sols et environnement. DUNOD, Paris, France. 816p.
- Henault C, Gressel A, Mary B, Roussel M, Leonard J (2012) Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere* 22: 426-433.
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Jensen E.S., Peoples M., Boddley R.M., Gresshoff P.M., Hauggaard-Nielsen H., Alves B.J.R., Morrison M.J., 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 32, 329-364.
- Jeuffroy, M. H., Baranger, E., Carrouee, B., de Chezelles, E., Gosme, M., Henault, C., Schneider, A., and Cellier, P. (2013). Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, oilseed rape and dry peas. *Biogeosciences* 10, 1787-1797.
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76, 1-10.
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., Savini I., Réchauchère O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 60 p.
- Kirchner M, Schmidt J, Kindermann G, Kulmer V, Mitter H, Prettenhaler F, Rudisser J, Schauppenlehner T, Schonhart M, Strauss F, Tappeiner U, Tasser E, Schmid E (2015) Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes - The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. *Ecological Economics* 109: 161-174. doi: 10.1016/j.ecolecon.2014.11.005.

- Luo, Z.K., Wang, E.L., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 224-231.
- Ma, S. X., Lardy, R., Graux, A. I., Ben Touhami, H., Klumpp, K., Martin, R., and Bellocchi, G. (2015). Regional-scale analysis of carbon and water cycles on managed grassland systems. *Environmental Modelling & Software* 72, 356-371.
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zilian, G. (2011). A European assessment of the provision of ecosystem services: towards an atlas of ecosystem services. Joint Research Center technical report. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 88pp. <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC63505>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.E., Meiner, A., Royo Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romao, C., Piroddi, C., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L., Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufron, G., Lillebø, A., Malak, D.A., Liqueste, C., Condé, S., Moen, J., Østergard, H., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zilian, G., Laval, C. (2014). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. 2nd Report – Final, February 2014. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 82pp. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndMAESWorkingPaper.pdf
- Marschner B, Brodowski S, Dreves A, Gleixner G, Gude A, Grootes PM, Hamer U, Heim A, Jandl G, Ji R, Kaiser K, Kalbitz K, Kramer C, Leinweber P, Rethemeyer J, Schaeffer A, Schmidt MWI, Schwark L, Wiesenberger GLB (2008) How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 171: 91-110. doi: 10.1002/jpln.200700049.
- Meersmans, J., Martin, M. P., Lacarce, E., De Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., Lehmann, S., Saby, N. P. A., Bispo, A., and Arrouays, D. (2012). A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 841-851.
- Mikutta R, Kleber M, Torn MS, Jahn R (2006) Stabilization of soil organic matter: Association with minerals or chemical recalcitrance? *Biogeochemistry* 77: 25-56. doi: 10.1007/s10533-005-0712-6.
- Mulder VL, Lacoste M, Richer-de-Forges AC, Martin MP, Arrouays D (2016) National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* 263: 16-34. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.035.
- Pellerin S, Bamière L, Angers D, Béline F, Benoit M, Butault J-P, Chenu C, Colnenne-David C, Caray D, Delame N, Doreau M, Dupraz P, Faverdin P, Garcia-Launay F, Hassouna M, Hénault C, Jeuffroy M-H, Klumpp K, Metay A, Moran D, Recous S, Samson E, Savini I, Pardon L (2013) Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.-P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.-H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2014a. Quels leviers techniques pour l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole ? *Innovations Agronomiques* 37, 1-10.
- Pellerin S., Bamière L., Pardon L., 2014b. Measures at farm level to reduce greenhouse gas emissions from EU agriculture. Note for the European parliament's Committee on Agriculture and Rural Development (COMAGRI). 29p.
- Popova M, Morgavi DP, Doreau M, Martin C (2011) Methane production and ruminal microbial interactions. *Inra Productions Animales* 24: 447-460.
- Powlson DS, Stirling CM, Jat ML, Gerard BG, Palm CA, Sanchez PA, Cassman KG (2014) Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change* 4: 678-683. doi: 10.1038/nclimate2292.
- Rochette P., Janzen H., 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 171--179, 2005.
- Sauvant D, Giger-Reverdin S, Serment A, Broudiscou L (2011) Influences of diet and rumen fermentation on methane production by ruminants. *Inra Productions Animales* 24: 433-446.
- Shoyama K, Yamagata Y (2014) Predicting land-use change for biodiversity conservation and climate-change mitigation and its effect on ecosystem services in a watershed in Japan. *Ecosystem Services* 8: 25-34. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.02.004.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., and Smith, J. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363, 789-813.
- Smith P., M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E. A. Elsiddig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. H. Ravindranath, C. W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, and F. Tubiello, 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- Soussana, J. F., Tallec, T., and Blanfort, V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4, 334-350.
- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., Chenu, C., 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108, 17–26
- Voisin, A. S., Gueguen, J., Huyghe, C., Jeuffroy, M. H., Magrini, M. B., Meynard, J. M., Mougél, C., Pellerin, S., and Pelzer, E. (2014). Legumes for feed, food, biomaterials and bioenergy in Europe: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 34, 361-380.
- Walter, C., Merot, P., Layer, B., and Dutin, G. (2003). The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management* 19, 201-207.
- Wylleman R., Mary B., Machet J.M., Guerif J., Degrendel M., 2001. La dégradation du taux de matière organique est-elle une crainte justifiée? *Perspectives Agricoles* 270, 8-14.
- Yan XY, Akiyama H, Yagi K, Akimoto H (2009) Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. *Global Biogeochemical Cycles* 23: 15. doi: 10.1029/2008gb003299.

Références citées dans la section 8.12.3

- Chevassus-Au-Louis, B., Salles, J. M., Pujol, J. L., Bielsa, S., Martin, G., & Richard, D. (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique (Rapports et Documents, Vol. 18)*. Paris (FRA): Documentation française.
- Commissariat Général du Plan, & Rapport du groupe d'experts présidé par M Boiteux (2001). *Transport : choix des investissements et coûts des nuisances (Commissariat général au plan, Coll. Rapports officiels)*. Paris.
- Commission Quinet (2009). *La valeur tutélaire du carbone. Rapport de la Commission présidée par Alain Quinet*, Paris, Centre d'Analyse Stratégique.
- Kuik, O., Brander, L., & Tol, R. S. (2009). Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis. *Energy Policy*, 37(4), 1395-1403.
- Newbold, Stephen (November 2010). "[Summary of the DICE model](#)" (PDF). Retrieved February 19, 2014.
- Quinet, E., Baumstark, L., Bonnet, J., Croq, A., Ducos, G., Meunier, D., et al. (2013). *Evaluation socioéconomique des investissements publics* In L. d. Française (Ed.), *Rapports et documents*. Paris: Commissariat Général à la Stratégie et à la prospective.
- Ricardo AEA, 2014. *Update of the Handbook on External Costs of Transport, 2014*. Report for the European Commission – DG MOVE Issue Number 1.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France)*, 92 p.
- Renner, M. (2015). *The Emergence of Carbon Capture and Storage Techniques in the Power Sector*, PhD, Université Paris 10. <http://www.theses.fr/2015PA100045>
- Stern, N. H., & Great Britain. (2007). *The economics of climate change: The Stern review*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Tardieu, L., Roussel, S., & Salles, J.-M. (2013). Assessing and mapping global climate regulation service loss induced by Terrestrial Transport Infrastructure construction. *Ecosystem Services*, 4(0), 73-81, doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.007>
- Tol, R. S. J. (2009). The Economic Effects of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives*, 23(2), 29-51, doi:doi: 10.1257/jep.23.2.29.

Chapitre 9.

Services culturels et récréatifs

Sommaire

9.1. Services récréatifs sans prélèvement	671
9.1.1. Spécification biophysique du SE.....	671
9.1.1.1. Dénomination précise et nature du SE	671
9.1.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE	671
9.1.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE	671
9.1.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE	672
9.1.2. Evaluation biophysique SE.....	674
2.1.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture du SE.....	674
9.1.2.2. Résultats et analyse	678
9.1.2.3. Améliorations possibles et perspectives de recherche.....	681
9.2. Services récréatifs avec prélèvements.....	685
9.2.1. Spécification biophysique SE	685
9.2.1.1. Dénomination précise et nature du SE	685
9.2.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE	686
9.2.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE	686
9.2.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE	688
9.2.2. Pistes méthodologiques pour une évaluation biophysique du SE	689
Références bibliographiques citées dans le chapitre 9	691

9.1. Services récréatifs sans prélèvement

9.1.1. Spécification biophysique du SE

Expert coordinateur : Muriel Tichit

Contributeurs scientifiques : Francesco Accatino, Ole Ostermann, Maria Luisa Paracchini, Tina Rambonilaza

9.1.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Les SE liés au développement d'activités récréatives sans prélèvement, services dits « récréatifs », renvoient aux « avantages immatériels » en termes de bien-être physique et mental, d'expérience esthétique, ou encore de relations sociales que les humains dérivent d'interactions « physiques et expérientielles » avec les écosystèmes agricoles. Pour les conceptualiser comme des services écosystémiques, il faut pouvoir identifier les structures ou fonctions biophysiques des écosystèmes agricoles à partir desquelles les humains tirent des avantages en termes de bien-être. En ce sens, les services récréatifs sans prélèvements rendus par les écosystèmes agricoles sont conceptualisés comme la **capacité des écosystèmes agricoles à fournir un cadre pour la pratique d'activités récréatives de plein air sans prélèvement sur la faune et la flore (potentiel récréatif des écosystèmes agricoles)**.

Ces activités récréatives de plein air couvrent plusieurs types d'activités : observation de la faune et de la flore *in situ*, randonnée, agritourisme... Elles peuvent s'exercer dans des espaces aménagés spécifiquement par l'Homme à des fins récréatives (comme les parcs urbains) mais elles peuvent aussi être réalisées dans des paysages composés d'une mosaïque d'écosystèmes. Les écosystèmes agricoles, en occupant plus de la moitié du territoire national, participent ainsi à la fourniture d'un service récréatif sans prélèvement (Le Caro, 2013).

La pratique d'activités récréatives de plein air nécessite dans la plupart des cas que les individus se déplacent depuis leur lieu de résidence vers les écosystèmes fournisseurs de services. Ces déplacements peuvent avoir lieu dans le cadre d'activités touristiques pour lesquelles les individus sont enclins à se déplacer sur des distances relativement importantes (plusieurs kilomètres ou centaines de kilomètres, si l'on se place à l'échelle de la France entière). Un autre moyen de bénéficier du « potentiel récréatif » des écosystèmes est également de profiter des espaces « naturels » situés dans l'environnement proche du lieu de résidence : dans ce cas, les individus se déplacent sur de très courtes distances, à pied ou à vélo, et demeurent dans le voisinage de leur lieu de résidence. En conséquence, **l'exploitation du potentiel récréatif des écosystèmes, donc le niveau effectif de SE, est conditionné à leur accessibilité au public** (Robinson 1967 ; McConnell, 1985, Rambonilaza *et al.*, 2008).

9.1.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

Les écosystèmes agricoles offrent un cadre pour la pratique d'activité récréative et de loisirs pour la société dans son ensemble, qui en tire des avantages en termes de bien-être physique et mental.

9.1.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

Les liens entre les usages récréatifs et les écosystèmes passent par la notion de paysage, définie comme « une portion du territoire telle que perçue par les populations » par la Convention Européenne du Paysage¹. Le paysage fait ici référence à un ensemble d'attributs matériels biophysiques, mais c'est la perception que les observateurs ont de cet ensemble d'objets, au travers du regard qu'ils y portent et en raison de la dimension culturelle qui leur est associée, qui en fait un paysage jugé agréable ou non. C'est à partir d'une perception positive de cette réalité matérielle (préférence) que le public établit une relation entre ces éléments

¹ <http://www.coe.int/en/web/conventions/full-list/-/conventions/treaty/176>

biophysiques et les usages récréatifs associés. Ainsi, la pratique d'activités récréatives de plein air repose sur deux composantes : le désir des individus d'être au contact des écosystèmes et la dimension culturelle associée aux paysages.

Les écosystèmes agricoles offrent des paysages spécifiques (bocage, prairies, paysages viticoles...) qui se composent d'éléments biophysiques : les surfaces cultivées, les zones de végétation naturelle et semi-naturelle (haies, bordures de champs, fossés, etc.), les surfaces minérales (rochers, sable...) qui déterminent la flore et la faune sauvage associée à ces surfaces. Ainsi, le **choix de l'assolement** par les agriculteurs, qui détermine le patron spatiotemporel des cultures, ainsi que la **gestion du parcellaire et des habitats semi-naturels**, qui détermine la structure du paysage (talus, haies, bosquets, arbres isolés...), sont des déterminants biophysiques clefs du potentiel récréatifs des écosystèmes agricoles.

Par ailleurs, les éléments patrimoniaux et construits inclus dans les écosystèmes agricoles, tels que les bâtiments et autres constructions (granges, murets, etc.) participent à la construction du paysage et à sa perception par le public. Il est souvent difficile d'identifier la part respective des éléments biophysiques et des éléments patrimoniaux et construits dans l'attrait qu'exercent les écosystèmes agricoles pour les usages récréatifs. D'une manière générale, l'analyse des préférences paysagères des visiteurs (van Berkel *et al.*, 2014) distingue les attributs physiques du paysage agricole (haie, champs, murets, fossés, bâtiments) et l'assemblage de ces éléments pour former la mosaïque paysagère.

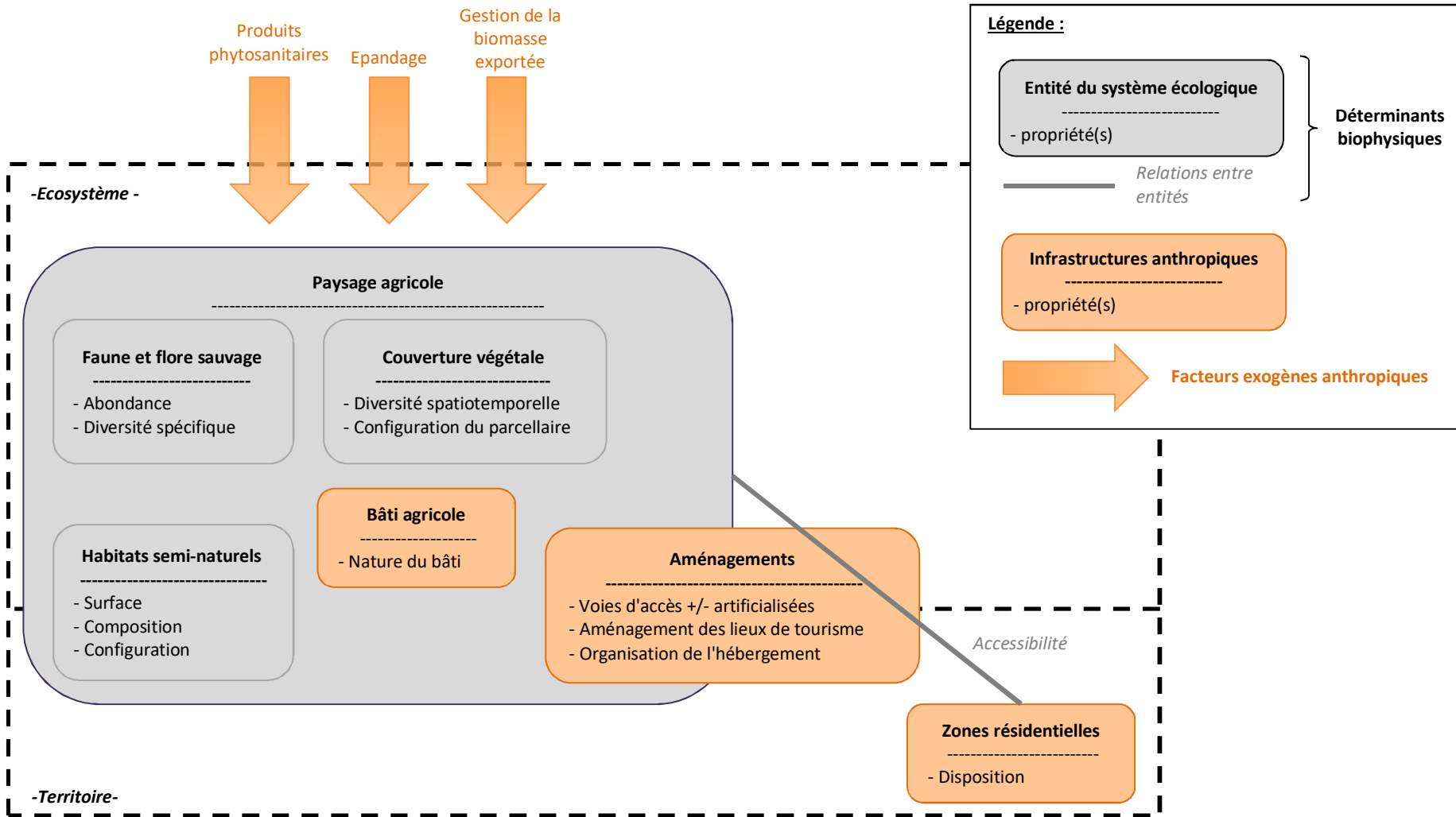
Enfin, il est important de souligner que si les composantes biophysiques des écosystèmes agricoles constituent des ressources susceptibles d'être exploitées par les usagers à des fins récréatives, la relation entre les composantes biophysiques des écosystèmes agricoles et leur valeur récréative n'est pas directe du fait de l'importance des critères d'accessibilité dans la « transformation » des espaces naturels en espaces récréatifs (Robinson, 1967 ; McConnell, 1985, Rambonilaza *et al.*, 2008). Des infrastructures de transport sont nécessaires pour accéder aux sites, puis des infrastructures et des aménagements sont requis pour les exploiter *via* certaines activités récréatives : des pistes cyclables, des chemins de randonnées, des lieux d'observation des animaux, hébergement à la ferme, gîtes ruraux, etc.

9.1.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

Les activités humaines, dont agricoles, qui déterminent la structure du paysage sont les principaux facteurs exogènes du niveau de fourniture de ce SE. Concernant les activités agricoles, les pratiques agricoles qui peuvent modifier l'apparence des écosystèmes, en particulier celles relatives à la gestion de la biomasse exportée (récolte, gestion des résidus de récolte laissés sur place, etc.) sont un facteur exogène clef de la fourniture du SE.

La figure 9-1-1 présente les déterminants biophysiques et facteurs exogènes clefs du SE.

Figure 9-1-1. Représentation schématique des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes majeurs impliqués dans la fourniture de services récréatifs par les écosystèmes agricoles



9.1.2. Evaluation biophysique SE

Expert coordinateur : Muriel Tichit

Contributeur scientifique : Francesco Accatino

Ingénierie de données : Francesco Accatino, Anne Meillet, Thomas Poméon

2.1.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation du niveau de fourniture du SE

Méthodes d'évaluation existantes

Dans le cadre du programme MAES (Maes *et al.*, 2014), l'évaluation des services récréatifs sans prélèvement s'appuie directement sur des indicateurs socio-économiques des usages récréatifs : nombre de visiteurs dans les espaces agricoles, nombre d'entreprises rurales proposant des prestations de services touristiques, nombre d'établissements d'agrotourisme, longueur des chemins pédestres et des pistes cyclables. L'utilisation du nombre de visiteurs comme indicateur des services récréatifs dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles se heurte d'emblée à l'absence de base de données de fréquentation des espaces agricoles, et cela à l'échelle nationale. De plus, ces variables constituent des indicateurs du SE effectivement rendu par une mosaïque d'écosystèmes : la fréquentation des espaces ruraux témoigne de l'attrait des usagers à la fois pour les écosystèmes agricoles et pour d'autres types d'écosystèmes, étant entendu que l'ensemble de la matrice paysagère dans laquelle s'inscrivent les écosystèmes agricoles est susceptible de participer à cet attrait. Ces indicateurs ne témoignent donc pas de l'offre récréative des écosystèmes agricoles en particulier. En l'absence de données sur la fréquentation effective des écosystèmes agricoles, on ne peut réaliser qu'une **évaluation du potentiel de SE fourni par les écosystèmes agricoles**.

A partir d'une revue de littérature et de l'analyse de sondages réalisés dans divers pays européens, Paracchini *et al.* (2014) proposent une méthodologie d'évaluation du potentiel récréatif des écosystèmes à une résolution fine (mailles de 100m) à partir de plusieurs indicateurs. La capacité d'un site donné à fournir un cadre à la pratique d'activités récréatives de plein air est évaluée à l'aide des deux composantes suivantes :

- un indicateur de **potentiel récréatif** du site, indicateur composite basé sur (i) une estimation du degré de naturalité des espaces, (ii) la proportion d'espaces protégés, et (iii) l'attractivité des étendues d'eaux et des milieux aquatiques ;
- un indicateur de **proximité** et d'**accessibilité** du site, estimé en combinant la distance du site aux espaces urbains et sa distance aux axes routiers ;

La combinaison de ces deux indicateurs fournit des classes de ROS (Recreation Opportunity Spectrum) qui sont ensuite analysées au regard d'un indicateur de **demande potentielle**, basé sur une estimation des trajets potentiels des individus résidant à proximité du site, considérant que les trajets réalisés à pied ou à vélo n'excèdent pas 8 km, et que les excursions d'une journée sont réalisées dans un rayon de 80 km maximum (distances routières)². **L'approche proposée par Paracchini *et al.* (2014) se focalise donc sur l'évaluation des SE à l'origine des activités récréatives sans prélèvement qui sont réalisées sur une journée** (vs. séjours touristiques de plusieurs jours). Les indicateurs de proximité, d'accessibilité et de demande sont basés sur des références de distances parcourues sur une journée pour accéder à un site de récréation ou circuler au sein de celui-ci.

Méthode d'évaluation retenue dans EFESE-écosystèmes agricoles (cf. Annexe du chapitre 9)

Dans EFESE-écosystèmes agricoles, l'évaluation du SE **combine une évaluation du potentiel récréatif des écosystèmes agricoles et une évaluation de leur potentiel de fréquentation**. Le champ de l'évaluation est restreint aux activités de plein air pratiquées à proximité du lieu d'habitation (promenades cyclo-pédestres journalières). La méthode d'évaluation s'appuie sur l'approche proposée par Paracchini *et al.* (2014), qui repose sur deux composantes :

- un indicateur de capacité de l'écosystème à délivrer le SE, représentant le potentiel récréatif de l'écosystème agricole ;
- un indicateur de potentiel d'utilisation du SE, représentant la fréquentation possible de l'écosystème agricole.

² Ces valeurs sont des moyennes européennes déduites de résultats de sondages.

La première composante a été retenue comme indicateur du niveau potentiel de fourniture du SE par les écosystèmes agricoles.

De plus, pour progresser vers l'évaluation du niveau effectif de fourniture de « services récréatifs de proximité », un **indicateur composite** combinant les deux composantes (capacité / utilisation) a été calculé pour produire une mesure du **potentiel récréatif moyen de l'écosystème agricole pondéré par sa fréquentation possible**. Cet indicateur composite donne une première appréciation de la manière dont les Français bénéficient du potentiel récréatif des écosystèmes agricoles situés à proximité de leur lieu de résidence.

1. Indicateur de potentiel récréatif

Le **degré de naturalité** a été retenu comme proxy du potentiel récréatif des écosystèmes agricoles. Le degré de naturalité est modélisé avec l'indicateur d'hémérobie (« *hemeroby* ») qui mesure l'influence anthropique croissante sur les paysages et les habitats (Sukopp, 1976). L'échelle d'hémérobie varie de 1 (écosystème naturel) à 7 (écosystème artificiel) ; elle traduit le niveau de modification d'un écosystème du fait de l'impact des activités humaines, par rapport à un écosystème naturel potentiel. Le tableau 9-1-1 présente la classification retenue par Paracchini et Capitani (2011) pour exprimer 7 niveaux de naturalité.

Mesurer le potentiel récréatif des écosystèmes agricoles avec l'hémérobie pose comme hypothèse que les individus sont plus attirés par les écosystèmes présentant un haut degré de « naturalité ». Cette hypothèse est étayée par les résultats de diverses enquêtes menées en Finlande (Sievänen et Neuvonen, 2011 cité dans Paracchini *et al.*, 2014), au Danemark (Jensen et Koch, 1997 cité dans Paracchini *et al.*, 2014 ; Jensen, 2003 cité dans Paracchini *et al.*, 2014), en Angleterre (Natural England, 2011; Sen *et al.*, 2011) et dans d'autres travaux (Batzak *et al.*, 2008 ; Bujosa Bestard et Riera Font, 2010 ; Kienast *et al.*, 2012 ; Goossen et Langers, 2000 ; Ode *et al.*, 2009 ; Brown *et al.*, 2010).

Parmi les trois indicateurs agrégés par Paracchini *et al.* (2014) pour calculer le potentiel récréatif du site, seul l'indicateur de degré de naturalité de l'écosystème a été retenu. En effet, comme indiqué par Paracchini *et al.* (2014) le lien entre protection des écosystèmes et potentiel récréatif de ces écosystèmes n'est pas établi. Cette relation n'est pas non plus établie, à notre connaissance, spécifiquement pour les écosystèmes agricoles. Par ailleurs, il pourrait y avoir redondance entre un indice de naturalité (décrit par l'indice d'hémérobie) et le niveau de protection des écosystèmes agricoles (Cf. section 9.1.2.3). En conséquence, l'indicateur « aires protégées » n'est pas retenu. L'indicateur relatif aux étendues d'eau a également été exclu de l'analyse, étant donné (i) le champ de la présente étude focalisé sur les écosystèmes agricoles et (ii) que ces milieux relèvent du champ de l'étude thématique du programme EFESÉ portant sur les écosystèmes aquatiques.

Tableau 9-1-1. Classes d'hémérobie et correspondance avec le degré de naturalité
(traduit de Paracchini et Capitani, 2011)

Indice <i>hémérobie</i>	Degré de naturalité	Exemple
1	Naturel	Tourbières ; toundra ; forêts non touchées par l'Homme ou actuellement protégées
2	Proche de l'état naturel	Forêts composée d'espèces diverses et typiques du site ; prairies semi-naturelles
3	Semi-naturel	Forêts présentant une faible diversité spécifique et une présence croissante d'espèces atypiques ; prairies extensives
4a	Plutôt éloigné de l'état naturel	Forêts dominées par les espèces non représentatives du site, ou une forte présence d'espèces étrangères à la zone géographique considérée ; cultures annuelles associées à des cultures permanentes (sur les mêmes parcelles) ; agroforesterie
4b		Prairies intensives ; terres arables en cultures extensives ; oliveraies avec un couvert végétal permanent
5a	Eloigné de l'état naturel	Forêts dominées par des espèces étrangères ; terres arables en cultures intensives (rotations courtes) ; vignobles intensifs
5b		Monocultures de céréales ; rizières et cultures intensives irriguées
6	Proche de l'état artificiel	Espaces verts urbains, terrains de golf, carrières à ciel ouvert, décharges
7	Artificiel	Voierie, bâti

Dans le cas des écosystèmes agricoles, le degré de naturalité décroît avec l'intensité des pratiques agricoles ; les zones gérées de façon intensive sont supposées offrir un potentiel récréatif moindre que des zones extensives. Les écosystèmes agricoles présentent donc différents degrés de naturalité. Paracchini et Capitani (2011) ont affecté, sur la base d'une revue de littérature, un degré de naturalité à chacune des classes de la nomenclature CLC. Seules les classes correspondant à des écosystèmes agricoles ont été retenues ici. Un degré de naturalité (indice d'hémérobie) a été affecté à chaque classe CLC en tenant compte des niveaux d'apport azoté et de chargement animal de la classe. Trois niveaux ont été définis : faible (de 0-30 kg/ha ; 0.0-0.5 UGB/ha), modéré (30-150 kg/ha ; 0.5-1.2 UGB/ha), élevé (>150 kg/ha ; >1.2 UGB/ha). L'indice d'hémérobie assigné à chacune des classes agricoles du CLC est présenté dans le tableau 9-1-2.

Tableau 9-1-2. Attribution du degré de naturalité à chaque classe CLC en fonction des niveaux d'apport azoté et de chargement animal (d'après Paracchini et Capitani, 2011)

Code class CLC (description)	Niveaux [#]		
	Faible	Modéré	Élevé
211 (Terres arables hors périmètres d'irrigation)	4b	5a	5b
212 (Périmètres irrigués en permanence)	4b	5a	5b
213 (Rizières)	4b	5a	5b
221 (Vignobles)	4a	4b	5a
222 (Vergers et petits fruits)	4a	4b	5a
223 (Oliveraies)	4a	4b	5a
231 (Prairies)	3	4a	4b
241 (Cultures annuelles associées aux cultures permanentes)	4a	4b	5a
242 (Systèmes culturaux et parcellaires complexes)	4a	4b	5a
243 (Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants)	4a	4b	5a
244 (Territoires agroforestiers)	3	4a	4b
321 (Pelouses et pâturages naturels)	2	3	4a
333 (Végétation clairsemée)	2	2	2

Niveau faible (0-30 kg/ha ; 0.0-0.5 UGB/ha) ; niveau modéré (30-150 kg/ha ; 0.5-1.2 UGB/ha) ; niveau élevé (>150 kg/ha ; >1.2 UGB/ha)

Deux mises à jour des sources de données ont été mises en œuvre afin d'améliorer la précision de calcul de l'indicateur et sa pertinence pour une application au contexte français :

(i) une actualisation de la couche d'information relative à l'occupation du sol. Paracchini et Capitani (2011) avaient en effet utilisé la couche CLC 2000. La couche CLC 2012 a été utilisée dans la présente étude.

(ii) une modification des sources de données pour caractériser le degré de naturalité des classes du CLC relatives aux écosystèmes agricoles. Dans la méthode Paracchini et Capitani (2011), le degré d'intensification de ces écosystèmes est estimé sur la base des apports d'azote (minéral et organique) et du chargement animal simulé par le modèle CAPRI³. L'indicateur a donc été calculé en utilisant des données spécifiques à la France simulées avec l'outil Nopolu-agri développé à l'initiative du Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS) du Ministère de l'Environnement pour les apports d'azote organique et minéral, et des données du RA 2010 pour le chargement animal.

2. Indicateur de potentiel d'utilisation du SE

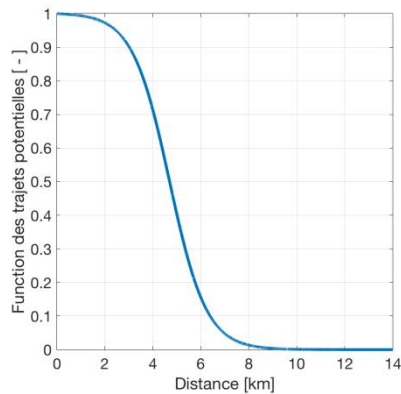
Le potentiel d'utilisation du SE est approché en calculant le nombre de trajets potentiels de courte distance susceptibles d'avoir lieu entre les zones urbaines et les zones agricoles (le territoire est découpé en mailles de 100m). Le calcul a été réalisé en appliquant le modèle développé par Paracchini *et al.* (2014), basé sur l'hypothèse que pour des individus résidant en un lieu donné, la probabilité de se déplacer vers une autre localité diminue en fonction de la distance euclidienne d . Cette relation est décrite par l'équation suivante :

$$f(d) = \frac{1 + K}{K + e^{\alpha d}}$$

³ http://www.capri-model.org/docs/capri_documentation.pdf

où α et K sont des paramètres dont les valeurs respectives sont celles données dans Paracchini *et al.* (2014). Pour modéliser des déplacements de proximité, les valeurs de $\alpha = 0.0013$ et $K = 450$, tels que proposés par Paracchini *et al.* (2014) ont été retenues. La **figure 9-1-2** montre que les trajets potentiels peuvent atteindre jusqu'à 8km, mais la probabilité de déplacement vers une autre localité est maximale sur de très courtes distances.

Figure 9-1-2. Fonction de trajets potentiels / habitant vers une autre localité (Paracchini *et al.* 2014)



Le nombre p_i de trajets potentiels à destination du pixel « agricole » i est égal à la somme des trajets potentiels au départ de tous les pixels « urbains » situés à une distance maximale d'environ 8 km :

$$p_i = \sum_{j \in D_i} f(d_{i,j}) P_j$$

où D_i définit l'ensemble des pixels à partir duquel le pixel i^4 est accessible, $d_{i,j}$ représente la distance euclidienne comprise entre les pixels i et j , et P_j représente la population résidant dans le pixel j .

3. Indicateur de naturalité moyen des écosystèmes agricoles susceptibles d'être visités

Pour confronter le niveau de potentiel récréatif offert par les écosystèmes agricoles avec leur potentiel d'utilisation, un indicateur composite a été calculé à la résolution de la PRA. Il combine le potentiel récréatif (approché par l'indice d'hémérobie) et le potentiel de fréquentation des pixels agricoles de la PRA. Il s'agit de pondérer le degré de naturalité moyen de la PRA (moyenne des valeurs d'hémérobie des pixels de la PRA) en accordant un poids aux pixels en fonction de leur fréquentation potentielle :

$$\overline{H_T} = \sum_i i \cdot \varphi(i)$$

où i correspond à la valeur de l'indice d'hémérobie⁵, et $\varphi(i)$ correspond à la part des trajets potentiels de la PRA qui ont pour destination un pixel de valeur i^6 . Dans la suite de ce document, cet indicateur est désigné « **degré de naturalité moyen des écosystèmes agricoles susceptibles d'être visités** ».

⁴ Comme indiqué précédemment, seuls les trajets cyclo-pédestres de courte distance sont considérés (distance moyenne de 8km).

⁵ Les classes d'hémérobie sont converties en valeurs numériques : 2 → 2 ; 3 → 3 ; 4a → 4 ; 4b → 4,5 ; 5a → 5 ; 5b → 5,5

⁶ Nombre de trajets potentiels à destination des pixels agricoles de la PRA dont l'indice d'hémérobie est de valeur i , divisé » par le nombre total de trajets potentiels à destination des pixels agricoles de la PRA.

9.1.2.2. Résultats et analyse

1. Estimation du potentiel récréatif des écosystèmes agricoles

Le tableau 9-1-3 présente la distribution des écosystèmes agricoles entre les six classes caractérisant le niveau de SE potentiel défini par l'indicateur hémérobie. Environ 85 % des écosystèmes agricoles français offrent un potentiel récréatif modéré (35 % SAU) voire faible (50 % SAU). Notons tout d'abord que le niveau modéré de potentiel récréatif est principalement associé aux prairies et aux vignobles (hémérobie = [4a ; 4b]) alors que le niveau faible est principalement associé aux terres arables (hémérobie = [5a ; 5b]). Par ailleurs, seuls les pelouses et pâturages naturels, couvrant moins de 5 % de la SAU, présentent un fort potentiel récréatif (hémérobie = [2 ; 3]).

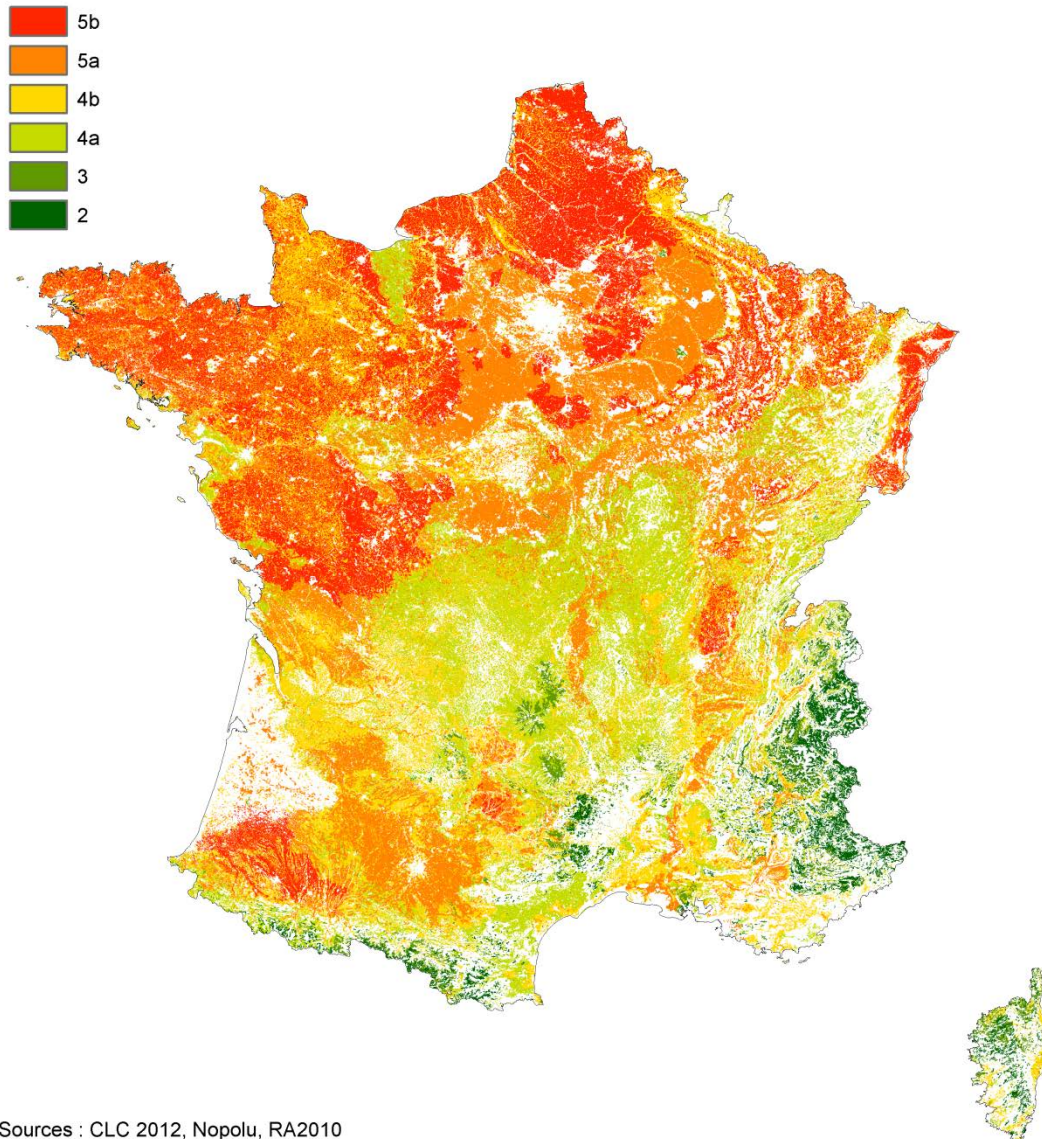
Tableau 9-1-3. Distribution des degrés de naturalité obtenus avec CLC2012, les données du RA2010 et les données de Nopolu

Classe CLC	Surface (ha)	Valeurs d'hémérobie (% dans classes CLC)					
		2	3	4a	4b	5a	5b
Terres arables hors périmètres d'irrigation	15 383 758				0,3	48,0	51,7
Périmètres irrigués en permanence	27					100,0	
Rizières	37 014					100,0	
Vignobles	1 093 606			29,0	63,9	7,1	
Vergers et petits fruits	177 485			8,8	77,6	13,6	
Oliveraies	10 774			36,3	61,6	2,0	
Prairies et autres surfaces toujours en herbe à usage agricole	8 567 711		0,6	61,6	37,8		
Cultures annuelles associées à des cultures permanentes	3 385			8,0	78,3	13,6	
Systèmes cultureux et parcellaires complexes	5 821 087			2,8	59,6	37,5	
Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	1 529 395			7,2	67,6	25,1	
Territoires agroforestiers	372		100,0				
Pelouses et pâturages naturels	1 234 281	34,0	53,3	12,8			
Végétation clairsemée	430 139	100,0					
TOTAL	34 289 034	2,5	2,1	17,6	25,2	29,4	23,2

La cartographie du degré de naturalité est présentée en figure 9-1-3. Cette carte décrit la capacité des écosystèmes agricoles français à offrir un cadre à la pratique d'activités récréatives. Les niveaux élevés de potentiel récréatif sont exclusivement localisés en haute montagne (Alpes / Pyrénées) et zones de pelouses méditerranéennes. Les niveaux modérés de potentiel récréatif sont localisés en basse Normandie, dans le massif central et les montagnes de l'Est (Vosges et Franche Comté). Les niveaux faibles occupent le reste du territoire à savoir les deux bassins de grandes cultures (parisien et aquitain) ainsi que les plaines de l'ouest (Bretagne et Pays de Loire) et du Nord.

Figure 9-1-3. Degré de naturalité des écosystèmes agricoles.

L'indicateur de naturalité est sans unité, présenté à la résolution 100m*100m. Les valeurs faibles en vert correspondent à un haut degré de naturalité.

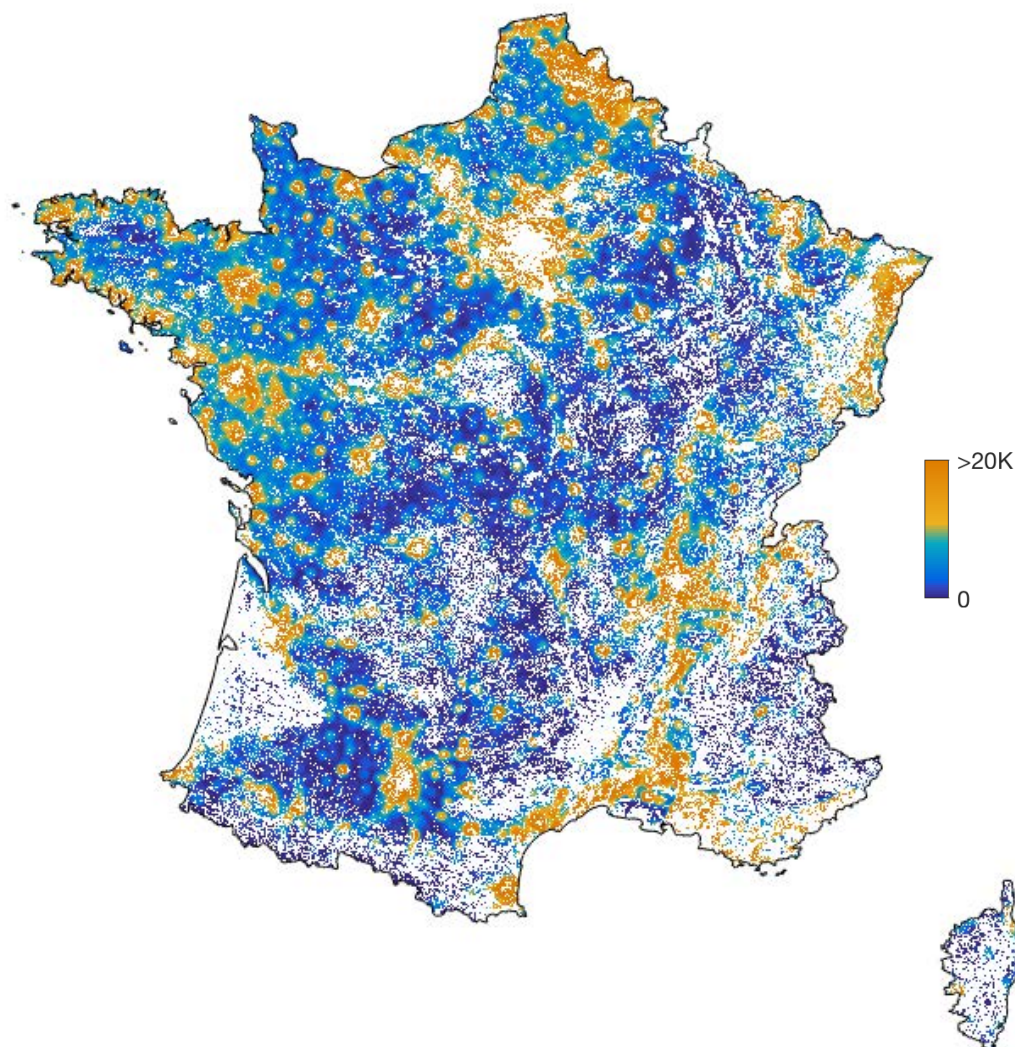


Sources : CLC 2012, Nopolu, RA2010

2. Estimation du niveau de potentiel d'utilisation du SE

La cartographie du potentiel d'utilisation du SE est présentée en figure 9-1-4. Cette carte décrit le nombre de trajets potentiels de courte distance susceptibles d'avoir lieu entre les zones urbaines et les zones agricoles (le territoire est découpé en pixels de 100m). Le nombre de trajets potentiels est fortement structuré par la population des villes ce qui conduit à une **distribution inégale du potentiel d'utilisation du SE sur le territoire français**. Un nombre limité de communes, correspondant aux principaux centres urbains (moitié nord de la France, la vallée du Rhône et le littoral méditerranéen) génère un fort potentiel d'utilisation du SE. Le reste du territoire, moins densément peuplé, présente un faible potentiel d'utilisation du SE. Près de 75 % des pixels agricoles ont un potentiel d'utilisation inférieur à la moyenne nationale ; seuls 25 % des pixels agricoles ont un potentiel d'utilisation supérieur à la moyenne nationale. On observe une distribution inégale des trajets potentiels vers les écosystèmes agricoles avec 90 % des pixels agricoles qui hébergent près de 40 % des trajets potentiels et donc 60 % des trajets potentiels est concentré dans 10 % des pixels agricoles.

Figure 9-1-4. Nombre de trajets potentiels de courte distance entre zones urbaines et écosystèmes agricoles (grille de 100m*100m)



3. Potentiel récréatif moyen de l'écosystème agricole pondéré par sa fréquentation possible

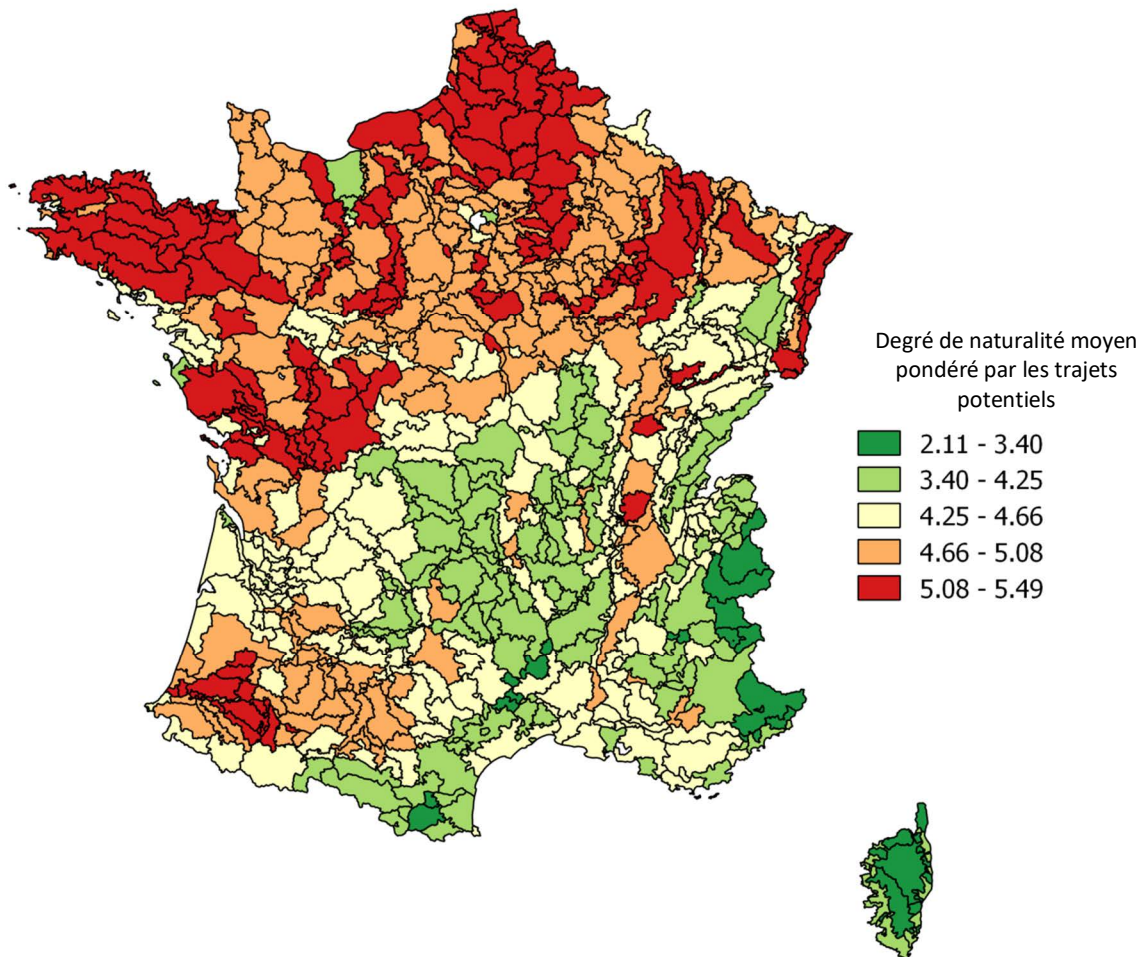
La combinaison des indicateurs de potentiel récréatif des écosystèmes agricole et de leur potentiel d'utilisation conduit à un indicateur composite estimant le degré de naturalité moyen des écosystèmes agricoles susceptibles d'être visités ; celui-ci présente une première étape vers la quantification du niveau effectif de **services récréatifs de proximité rendus par les écosystèmes agricoles** français.

L'analyse de cet indicateur révèle qu'en France les écosystèmes agricoles à faible potentiel récréatif peuvent accueillir près de 53 % des déplacements potentiels. Les écosystèmes agricoles à potentiel récréatif modéré peuvent accueillir 43 % des déplacements potentiels. En revanche, les écosystèmes agricoles à fort potentiel récréatif peuvent accueillir à peine 4 % des déplacements potentiels.

La moyenne nationale de l'indicateur est de 4.7. La cartographie du degré de naturalité moyen des écosystèmes agricoles susceptibles d'être visités calculé pour chaque PRA est présentée en figure 9-1-5. On observe que pour 49 % des PRA, l'indicateur prend des valeurs **inférieures à la valeur nationale**. Ces écosystèmes sont localisés dans les PRA de la moitié Nord et Nord-Ouest de la France, dans la vallée du Rhône et dans le sud du bassin Aquitain. Il s'agit d'écosystèmes agricoles largement dominés par les terres arables dont le potentiel récréatif est faible et qui sont potentiellement fréquentés par les populations des grands centres urbains. A l'inverse, pour 51 % des PRA, les valeurs de l'indicateur sont **supérieures à la valeur nationale**. Ces écosystèmes sont concentrés dans la moitié Sud (massif central, région méditerranéenne) et

dans les montagnes humides de l'Est (Vosges Haute Saône Doubs Jura). Ces écosystèmes hébergent une part importante des surfaces en prairie dont le potentiel récréatif est modéré mais qui sont potentiellement moins fréquentés car moins imbriqués avec de grands centres urbains. Ce sont les PRA des zones de haute montagne (Alpes / Pyrénées) qui présentent les plus faibles niveaux d'indicateur.

Figure 9-1-5. Degré de naturalité moyen des écosystèmes agricoles susceptibles d'être visités à la résolution PRA. L'indice est sans unité. Les valeurs faibles d'indice (en vert) correspondent à un haut degré de naturalité moyen



9.1.2.3. Améliorations possibles et perspectives de recherche

Composante capacité de l'écosystème à délivrer le SE

Affiner la mesure de l'intensité de gestion des écosystèmes agricoles

L'une des principales voies d'amélioration du calcul du degré de naturalité des écosystèmes agricoles consisterait à améliorer l'estimation de leur intensité de gestion. Les seuils utilisés par Paracchini et Capitani (2011) pour attribuer un niveau de naturalité aux différentes classes CLC s'appuient sur les apports azotés et le chargement animal. Les seuils pour les apports azotés ont été définis à partir d'une analyse de la littérature (partant de Paracchini et Britz, 2010), puis ils ont été affinés après consultation d'experts. Les seuils pour le chargement animal, ont été définis à partir d'une consultation d'experts visant à identifier des seuils par pays et par région biogéographique. Le concept de base est que plus il y a de la biomasse, plus il y a d'animaux qui peuvent pâturer cette biomasse sans pour autant « dégrader » la couche herbacée (au sens d'une réduction de

la biodiversité). Ainsi les seuils de chargement animal peuvent être améliorés en définissant un lien – pour la France – entre la quantité de biomasse et la pression de pâturage appropriée. Cette amélioration pourrait être obtenue en combinant analyse de la littérature et consultation d'experts, puis extrapolé sur toute la France à l'aide de données permettant d'estimer la variation de biomasse potentielle au sein des écosystèmes agricoles.

Au-delà de proxy basés sur la naturalité, vers une prise en compte des dimensions culturelles

La pratique d'activités récréatives de plein air repose sur deux composantes : le désir des individus d'être au contact de la nature d'une part, et leur intérêt pour la dimension culturelle associée aux paysages. Les résultats présentés ci-dessus concernent exclusivement la première de ces deux composantes, l'indice d'hémérobie reposant sur l'hypothèse d'une relation positive entre attractivité des écosystèmes et degré de naturalité ; en d'autres termes, les individus sont plus attirés par les écosystèmes présentant un haut degré de naturalité. Pour autant, certains types d'écosystèmes agricoles, tels que des surfaces exploitées en prairie, viticulture ou en arboriculture, présentent un degré modéré voire faible de naturalité, mais peuvent héberger des attributs paysagers attrayants pour les activités récréatives (par exemple le bocage de basse Normandie, le vignoble du Val de Loire ou de Bourgogne). La relation positive entre naturalité et attractivité n'est donc pas systématique dans le cas des écosystèmes agricoles. Les déterminants de l'attrait des écosystèmes agricoles ou de l'intérêt à y pratiquer des activités récréatives résident aussi dans la dimension culturelle associée aux paysages. Une voie d'amélioration de l'évaluation passerait donc par la meilleure prise en compte des interactions qu'entretient la société avec les paysages agricoles, de manière à compléter l'indice d'hémérobie par un descripteur de la dimension culturelle associée aux écosystèmes agricoles.

Un proxy de **l'importance sociale du paysage agricole** a été élaboré par Paracchini *et al.* (2016), basé sur trois indicateurs agrégés : (i) les paysages protégés en tant que biens communs, (ii) les paysages consommés *in situ* pour leur offre récréative, et (iii) les paysages exploités *ex situ* dans l'identité des produits.

(i) L'indicateur de paysage protégé de Paracchini *et al.* (2016) s'appuie sur les délimitations de portions de paysage rural, i.e. la part de site Natura 2000, du patrimoine mondial UNESCO liée aux paysages ruraux, les aires désignées nationalement, etc. L'indicateur est calculé sur la part concernée par les classes agricoles CLC. Pour articuler cet indicateur avec l'évaluation des services récréatifs sans prélèvements, il serait nécessaire d'examiner dans quelle mesure des espaces agricoles protégés sont plus attractifs que les mêmes types d'écosystèmes non protégés. Des indicateurs pourraient ainsi être construits pour identifier les écosystèmes agricoles protégés présentant un haut potentiel de services récréatifs (présence de faune emblématique, d'un bâti typique, etc.).

(ii) L'indicateur de paysage consommé *in situ* de Paracchini *et al.* (2016) s'appuie sur plusieurs sources de données, mobilisables selon leur disponibilité, telles que le Recensement agricole, les enquêtes structures qui collectent des déclarations de tourisme comme source additionnelle de revenus agricoles, ou le Réseau d'information comptable agricole. Des données sur le tourisme et l'agritourisme existent en France, mais il serait nécessaire de bien distinguer le type d'activités touristiques concernées (récréatives ou pas, avec circulation dans l'écosystème ou pas). Sans cette distinction, ces données ne permettraient pas d'évaluer spécifiquement les différents SE culturels, mais plutôt un « potentiel culturel » global.

(iii) Enfin, l'indicateur de paysage exploité *ex situ* dans l'identité des produits de Paracchini *et al.* (2016) s'appuie sur les productions agricoles sous signe officiel de qualité. Le système européen de certification inclut deux signes de qualité, l'AOP (Appellation d'origine protégée) et l'IGP (Indication géographique protégée), qui sont par définition liés à des exploitations agricoles et, souvent, mais pas systématiquement, à des paysages particuliers. Le signe de qualité AOP renvoie d'abord à un produit car il sert à dénommer « un produit dont la production, la transformation et l'élaboration doivent avoir lieu dans une aire géographique déterminée avec un savoir-faire reconnu et constaté ». En ce sens, un produit sous AOP est souvent plus fortement connecté au territoire qu'un produit sous IGP, dont seulement l'une des opérations de production et/ou de transformation doit être effectuée dans le territoire donné. Pour identifier les appellations comportant un lien explicite au paysage, il est nécessaire d'analyser les cahiers des charges des appellations pour sélectionner celles mobilisant une référence explicite au paysage⁷ (Paracchini et Capitani, 2011). Replacé dans le cadre de l'évaluation des services récréatifs sans prélèvements, qui suppose la consommation de paysage *in situ*, cet indicateur pourrait

⁷ Quatre critères de sélection (i) la production est associée à un paysage (vignoble, oliveraie, verger) ; (ii) la zone de production est caractérisée par un paysage (forêts de chêne-liège, bocages, prairie alpine, maquis) ; (iii) la production est liée à la préservation des caractéristiques du paysage ; (iv) la production résulte de la gestion traditionnelle du paysage rural.

venir compléter l'évaluation proposée dans EFESE-écosystèmes agricoles à la condition d'examiner deux aspects :

- en quoi les AOP constituent-elles un facteur structurant de l'attrait des écosystèmes agricoles pour les activités récréatives et de loisirs ? La construction collective des systèmes de production sous signes de qualité (en particulier les AOP) est souvent accompagnée du développement d'activités de mise en valeur des produits qui prend appui sur les paysages, mais aussi sur des aménagements spécifiques (Vandecandelaere et Touzard, 2005). En effet, les AOP stimulent l'émergence de ces formes particulières de consommation *in situ* des paysages, telles que l'agrotourisme (Durrande-Moreau, 2015), en proposant des itinéraires balisés (route des saveurs, route des vins, route des fromages) pour accéder à des lieux de restauration ou d'hébergement, ou encore des lieux de visites, d'observation des paysages agricoles façonnés par les systèmes productifs ou d'observation de la vie à la ferme (Vandecandelaere et Touzard, 2005).
- toutes les AOP sont-elles porteuses d'un potentiel de services récréatif, qui viendrait s'ajouter à celui que représente l'indice d'hémérobie ? Pour illustration, le zonage des AOP viticoles semble *a priori* pertinent pour qualifier le potentiel récréatif d'écosystèmes agricoles artificialisés et pourtant attractifs. En revanche, les visites d'autres zones sous AOP peuvent être motivées par la présence d'éléments particuliers tels que des alignements d'arbres et d'arbustes (sur talus ou à plat) délimitant les champs et les prés dans un écosystème agricole bocager. Ces deux exemples illustrent la difficulté à transformer l'information qu'apportent les AOP en indicateur quantitatif (Paracchini *et al.*, 2016). Si le nombre d'AOP permet de discriminer les zones avec et sans signe officiel de qualité sur un large gradient comme celui de l'Europe, il reste plus délicat à manipuler sur le territoire français en raison de la surreprésentation de certaines AOP. Certaines communes comptabilisent par exemple plusieurs dizaines d'AOP viticoles valorisant des micro-terroirs sur une emprise spatiale extrêmement limitée ; en revanche aucune commune ne comptabilise plus de 4 AOP laitières et fromagères alors que les aires d'appellation de ces produits sont beaucoup plus étendues. Le nombre de produits AOP associés à une zone géographique donnée n'est pas un bon indicateur car il pénalise les zones associées à un seul produit comparativement aux zones associées à plusieurs produits. Il est donc nécessaire de prendre en compte dans la construction de l'indicateur les surfaces mobilisées par les exploitations labellisées.

Composante potentiel d'utilisation du SE

En France, la quasi-totalité des écosystèmes agricoles est accessible *via* les routes, qui ne sont donc pas un facteur discriminant dans leur accessibilité au public. En revanche, l'accessibilité d'un site pour les pratiques récréatives sans prélèvement peut également être évaluée *via* son accessibilité « interne », c'est-à-dire la manière dont ces espaces sont rendus praticables par l'existence d'un réseau de sentiers et chemins de randonnée dans leur emprise spatiale. Cette accessibilité mériterait d'être caractérisée et prise en compte dans l'indicateur de potentiel d'utilisation du SE car ces réseaux conditionnent fortement la circulation des individus au sein des écosystèmes agricoles et donc la manière dont ils exploitent le potentiel récréatif de ces espaces. En France, la BD TOPO® de l'IGN contient une couche d'information relative aux chemins de randonnée, qui pourrait être mobilisée pour enrichir la composante « potentiel d'utilisation du SE ».

Par ailleurs, les indicateurs de distance, obtenus en appliquant le modèle développé par Paracchini *et al.* (2014), renvoient à la distance Euclidienne qui sépare les sites des aires urbaines et des routes. Une piste d'amélioration consisterait à considérer des distances-temps plutôt que des distances euclidiennes. En effet, puisque seuls les trajets journaliers sont pris en compte dans l'évaluation de ce SE, l'hypothèse pourrait être posée que les individus ne sont enclins à se déplacer pour bénéficier d'activités récréatives sans prélèvements que si le trajet est inférieur à une certaine durée, et que la probabilité d'effectuer un trajet d'un point vers un autre décroît avec la distance-temps. Il serait alors intéressant de prendre en compte la distance-temps entre les villes et les pixels agricoles. En second lieu, il serait intéressant d'enrichir le calcul en tenant compte de la relation entre la distance-temps et le consentement des individus à se déplacer, qui pourrait en partie dépendre des caractéristiques démographiques des communes.

9.2. Services récréatifs avec prélèvements

Bénédicte Rulleau

9.2.1. Spécification biophysique SE

9.2.1.1. Dénomination précise et nature du SE

Deux approches peuvent être envisagées pour conceptualiser ce SE.

La première est de considérer qu'il correspond à la faune et la flore sauvage (susceptibles d'être respectivement chassée et cueillie) en elles-mêmes. Néanmoins, cette conceptualisation conduirait à catégoriser ce SE non pas comme un SE culturel, mais comme un bien. C'est d'ailleurs la manière dont a été conceptualisée la fourniture de plantes sauvages par les écosystèmes agricoles dans cette étude (voir chapitre 10).

La deuxième, retenue ici, est de considérer la **capacité de l'écosystème à servir de support aux activités récréatives avec prélèvement**, i.e. la chasse et la cueillette. Le SE correspond alors aux habitats susceptibles d'héberger les espèces sauvages (animales et végétales) pouvant faire l'objet de prélèvements.

Le choix a été fait dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles de focaliser l'analyse sur le petit et le grand gibier. La littérature et les données concernant la cueillette (champignons, fleurs, salades sauvages, plantes aromatiques, escargots, mûres, noisettes...) semblant en effet très insuffisantes pour caractériser et cartographier cet aspect du SE.

Plus précisément, l'approche retenue ici pour conceptualiser le SE repose sur l'idée que certaines espèces cultivées représentant une ressource alimentaire plus nutritive pour le gibier ou lui offrent des protections. Dès lors, la présence de gibier dans un écosystème est liée à la « capacité de portage » de ce dernier, elle-même fonction de la végétation présente dans le temps et l'espace et donc du type d'écosystèmes agricoles et de leur agencement dans le paysage. L'écologie des espèces détermine les caractéristiques de leur habitat : le ou les habitats des différentes espèces de gibier doivent répondre à leur besoin nutritionnel, de « repos » (hibernation, hibernation, protection...) et de reproduction. Suivant les espèces, différents types d'écosystèmes (habitat) sont nécessaires au cours de leur cycle de vie. Pour un grand nombre d'entre-elles, la capacité de portage de l'écosystème agricole est plus importante lorsque la matrice paysagère est diversifiée (Cf. tableau 9-2-1) ; la capacité de circulation de chaque espèce entre différents habitats au fil de son cycle de vie détermine la structure du paysage qui lui est la plus adaptée.

En conclusion, ce SE correspond aux composantes de la structure du paysage (composition et configuration) qui déterminent sa capacité à fournir un habitat à la faune sauvage d'intérêt pour la chasse.

La spécification de ce SE dans le cadre de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles reste toutefois très limitée pour deux raisons principales :

(i) en premier lieu, l'analyse et la caractérisation des écosystèmes agricoles en termes d'habitats pour la faune sauvage nécessitent des connaissances et des compétences disciplinaires sur la faune sauvage non présentes au sein du collectif d'experts ;

(ii) en second lieu, beaucoup d'espèces de la faune sauvage circulant entre les différents types d'écosystèmes (notamment les forêts, les zones humides et les écosystèmes agricoles), ce SE semble devoir être traité à l'échelle du paysage plutôt qu'à celle d'un type d'écosystème particulier comme celui de l'écosystème agricole.

De ce fait, l'analyse présentée ci-après doit être considérée comme un premier pas vers une conceptualisation du SE « capacité de portage d'activités récréatives avec prélèvement » et la présentation de pistes de méthodes d'évaluation.

9.2.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivé(s) du SE

La capacité des écosystèmes agricoles à offrir un support d'activités récréatives avec prélèvement est essentiellement un SE rendu potentiellement à la société dans son ensemble.

9.2.1.3. Déterminants biophysiques clefs du SE

L'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) élabore des fiches présentant la biologie et la répartition des principales espèces de gibier présentes en France⁸. Ces fiches ne sont pas élaborées à partir de sources exclusivement académiques et ne constituent pas un état de l'art exhaustif des connaissances scientifiques, mais elles permettent d'établir un premier lien entre nature de l'écosystème (composition, configuration) et fourniture d'habitat et de nourriture aux espèces de gibier. Le tableau 9-2-1 rapporte, de façon non exhaustive, les principales informations contenues dans ces fiches pour certaines espèces de gibier liées aux écosystèmes agricoles français. Ce tableau illustre l'importance des écosystèmes agricoles dans le maintien de certaines espèces.

Certaines espèces ne sont pas inféodées au milieu agricole, mais exploitent tout de même ces derniers. C'est le cas de certains oiseaux inféodés aux zones humides, mais qui peuvent occasionnellement se nourrir de graines de plantes cultivées. Ainsi, le Canard Colvert (*Anas platyrhynchos*) et la Sarcelle d'hiver (*Anas crecca*) peuvent se nourrir de graines de blé ou de riz. L'Oie cendrée (*Anser anser*) peut localement fréquenter des terres cultivées et y déterrer racines et tubercules de carottes, pommes de terre, navets, rutabagas et betteraves, se nourrir de céréales (blé, orge, avoine et maïs), le plus souvent laissées au sol après la récolte, ou s'alimenter sur les prairies pâturées durant les haltes migratoires.

Notons enfin que les jachères « Environnement et Faune Sauvage » (JEFS) visent à exploiter l'espace ouvert par le gel de terres dans un objectif de préservation de la biodiversité. Ce dispositif permet aux agriculteurs de mettre sur leurs jachères des espèces spécifiques (maïs, luzernes, choux, sorgho, millet...) qu'ils s'engagent à ne pas récolter et à laisser croître au profit de la faune sauvage. Ces jachères sont particulièrement riches en insectes favorisant la survie des jeunes perdrix.

Implantées en lisière de forêts, elles permettent aussi de limiter les dégâts des gibiers aux cultures.

⁸ <http://www.oncfs.gouv.fr/Connaitre-les-especes-ru73>

Tableau 9-2-1. Ressources alimentaires, types d'habitats et pressions s'exerçant sur quelques espèces de gibier présentes en France et liées aux écosystèmes agricoles.

Seules les informations relatives aux espèces animales listées dans l'Arrêté du 26 juin 1987 fixant la liste des espèces de gibier dont la chasse est autorisée sont rapportées, de façon synthétique.

a. Espèces d'oiseaux

Espèce	Alimentation	Participation des écosystèmes agricoles à l'habitat
Perdrix grise de plaine <i>Perdix perdix</i>	Jeunes : invertébrés. Adultes : régime dépendant des ressources disponibles.	Les céréales et les éléments linéaires abritent l'essentiel des nids. Principalement dans les plaines céréalières ouvertes de la moitié nord de la France. Elles semblent inféodées aux céréales à paille. L'habitat le plus favorable est une mosaïque de cultures diversifiées avec des zones refuges tels que des zones incultes ou des buissons.
La Perdrix rouge <i>Alectoris rufa</i>	Arthropodes + alimentation végétale : graminées (y compris céréales), papilionacées, composées, vigne.	Lieux qui présentent une végétation buissonnante de faible hauteur coupée de surfaces découvertes : zones vallonnées avec polyculture de céréales, prairies, entrecoupées de friches, haies, bosquets, vignes, oliveraies proches de friches, écotones cultures-garrigue en région méditerranéenne, landes à salicornes en Camargue. Importance de la présence de graminées et plus généralement d'un fort recouvrement herbacé. Les cultures (prairies de graminées, vignes, céréales et les haies peuvent servir de sites de nidification.
Le Faisan commun <i>Phasianus cochicus</i>	Régime alimentaire des jeunes : essentiellement à base d'arthropodes Régime habituel des adultes : composé pour plus de 90% de substances végétales (graminées et légumineuses, bourgeons, baies, graines), complétées de petits animaux et de mollusques.	Paysages diversifiés où s'entremêlent des milieux divers (bois, haies, bosquets, friches, marécages...) et au moins 15-20% de cultures De plus en plus présent dans les grandes plaines céréalières parsemées de quelques couverts boisés.
La Bécasse des bois <i>Scolopax rusticola</i>	Majorité du régime alimentaire constitué de proies animales. Des graines et des végétaux verts sont également absorbés.	Niche en forêt, mais en lisière d'une parcelle, d'une clairière ou d'un chemin (zones riches en lombriciens) Importance des parcelles agricoles et des prairies permanentes pâturées, riches en lombriciens, très fréquentées la nuit.
La Grive draine <i>Turdus viscivorus</i>	Baies (sauvages mais aussi grains de raisin, olives, pommes) et petits invertébrés selon les saisons	Majoritairement sylvicole en France, où elle niche en bordure des lisières, des clairières et dans les zones de pâturages boisés. Les vergers peuvent servir de lieux de reproduction.
La Grive litorne <i>Turdus pilaris</i>		Sites de nidification divers, parmi lesquels les prairies fourragères, pâturages, terres arables. En hiver, elle préfère les bordures, lisières entre zones boisées et zones ouvertes.
La Grive mauvis <i>Turdus iliacus</i>		Large amplitude d'habitat, parmi lesquels les complexes bocagers (importance des buissons et haies) En hiver : prairies riches, les chaumes, les buissons, les haies, les sous-bois et les bois ouverts
La Grive musicienne <i>Turdus philomelos</i>		Large amplitude d'habitat, parmi lesquels les complexes bocagers, buissons et haies
Le Merle noir <i>Turdus merula</i>	Omnivore	Habitats très diversifiés, incluant les zones agricoles
Le Vanneau huppé <i>Vanellus vanellus</i>	Lombriciens et grande variété d'arthropodes Occasionnellement des graines	Milieu ouvert, au relief peu accentué, où le sol est facile à parcourir, dont la végétation rase n'excède pas les 15cm (herbe) ou les 30 cm (céréales) grande variété de milieux parmi lesquels les plaines cultivées, grandes prairies. La quasi-totalité des Vanneaux nichent sur des terrains exploités par l'agriculture.

b. Espèces de mammifères

Espèce	Alimentation	Participation des écosystèmes agricoles à l'habitat
Le Lapin de garenne <i>Oryctolagus cuniculus</i>	Herbivore opportuniste, avec une préférence pour les graminées et les légumineuses	Milieus diversifiés où couverts et zones ouvertes se juxtaposent : bocages de l'ouest de la France, garrigues méditerranéennes
Le Lièvre d'Europe <i>Lepus europaeus</i>	Dans les régions cultivées, les céréales en herbe (blé d'hiver en particulier) assurent la plus grande part de son alimentation de l'automne au printemps. Globalement, le régime alimentaire est surtout composé de graminées et autres plantes herbacées sauvages ou cultivées (prairies naturelles, banquettes herbeuses, prairies cultivées). Les fruits, les graines, les racines (betteraves) ou les pousses d'arbres et d'arbustes complètent parfois ce régime. En fonction des ressources disponibles et de l'abondance des populations, un éventuel report sur certaines plantes cultivées riches en eau peut être observé (certaines plantes maraîchères).	Les plus fortes abondances de lièvres sont liées en Europe à la présence de l'agriculture , en particulier des cultures de céréales d'hiver, même intensives. Vaste gamme de milieux, avec une préférence pour les paysages dégagés, peu boisés, couverts par les formations herbeuses (prairies naturelles, champs de céréales). On trouve des populations dans des pelouses alpines, des garrigues et vignobles aux blés de l'Artois, en passant par les landes un peu boisées, voire les bordures forestières.
Le Chevreuil <i>Capreolus capreolus L.</i>	En milieu agricole, le chevreuil de plaine se nourrit surtout de céréales d'hiver, colza, luzerne et betteraves.	Habitat privilégié est la forêt, mais l'espèce occupe aussi des milieux intermédiaires comme le bocage, les agrosystèmes avec des taux de boisement parfois inférieur à 5%.
Le Cerf élaphe <i>Cervus elaphus</i>	Régime alimentaire majoritairement composé de plantes herbacées. Quand elles existent, les espèces agricoles peuvent être consommées au gré des saisons : céréales en hiver et au stade épiaison, colza en hiver	Milieus ouverts, présence est généralement attachée aux formations arborées ou arbustives. Espèce plastique dont les différentes sous espèces sont réparties dans une grande variété de situations
Le Sanglier <i>Sus scrofa</i>	Omnivore opportuniste, régime composé à plus de 95% de végétaux, de préférence fruits forestiers (glands, châtaignes et faines), et dans une moindre mesure céréales (principalement maïs et blé)	Tous les types de formation, depuis la garrigue méditerranéenne jusqu'aux pelouses alpines L'espèce exploite régulièrement les cultures, notamment le maïs.
Le Chamois et l'Isard <i>Rupicapra rupicapra rupicapra</i> et <i>Rupicapra pyrenaïca pyrenaïca</i>	plantes herbacées essentiellement (plantes sauvages), graminées et légumineuses surtout	Grande variété d'habitats, parmi lesquels des zones utilisées pour le pâturage et des estives
Le Mouflon méditerranéen <i>Ovis gmelini musimon</i> x <i>Ovis sp.</i>	Régime éclectique. Les plantes herbacées, les feuilles d'arbustes et de buissons forment le fond de son alimentation dans la plupart des régions	Altitudes moyennes, successions de collines et de grands espaces ouverts plus ou moins accidentés, peu enneigés en hiver, couverts d'une végétation herbacée ou arbustive les zones de pâturage et d'estive peuvent ainsi l'accueillir

9.2.1.4. Facteurs exogènes clefs du SE

La liste des facteurs ci-dessous n'est pas exhaustive ni hiérarchisée. Elle a été élaborée à partir des fiches espèces de l'ONCFS.

- Les **pratiques agricoles** agissent comme des pressions sur le niveau de fourniture du SE lorsqu'elles entraînent la destruction des nids (irrigation, broyage des jachères et des bordures de chemins, fauche, labour...). L'usage de produits phytosanitaires constitue une pression indirecte *via* la destruction des arthropodes et des adventices qui constituent une ressource alimentaire pour le gibier.

- Plus globalement, si les parcelles agricoles constituent un habitat pour certaines espèces de gibier, les grandes **tendances d'évolution dans la gestion des espaces agricoles** tendent à modifier les milieux de façon défavorable à ces espèces (diminution des ressources alimentaires, perte d'habitats) :
 - . fermeture de certains milieux en raison de la déprise agricole ;
 - . uniformisation des couverts dues à l'intensification : forte uniformisation de certains paysages agricoles : ex. monoculture de maïs sur 2 à 3 km², très grandes surfaces de prairies artificielles fréquemment fauchées, vastes étendues de prairies rases constamment pâturées, récession de l'agriculture au profit des friches ou forêts... ;
 - . destruction des haies et bosquets qui constituent des refuges pour de nombreuses espèces ;
 - . mise en place de cultures défavorables à certaines espèces animales (exemple céréales d'hiver à la place de céréales de printemps) ou au contraire très sensibles aux dégâts que certaines espèces peuvent occasionner (par exemple le lapin de garenne), conduisant à classer l'espèce comme nuisible ou indésirable.
- Les **conditions météorologiques** (notamment difficiles) et le **changement climatique**, agissent comme une pression directe (notamment en période de reproduction) et indirecte (*via* la disponibilité de la ressource alimentaire).
- Les **lâchers d'animaux** d'importation ou d'élevage en vue des saisons de chasse, sont de nature à perturber les populations naturelles de gibier (notamment les lièvres). Ils sont également susceptibles de véhiculer des **maladies** affectent les espèces de gibier (faisans, perdrix...).
- Les **interactions avec les troupeaux domestiques** (cas du Mouflon méditerranéen par exemple) sont eux-aussi à l'origine de maladies pouvant affecter le gibier.
- Les activités sportives et de loisir (promenade, cueillette, activités sportives...) peuvent être source de **dérangements**, notamment en période de reproduction et de nidification.
- L'**urbanisation** et développement d'**infrastructures de transport** limitent les échanges entre populations (fragmentation de l'habitat) et favorise les collisions avec les véhicules
- Les espèces de gibiers sont également soumises à la **prédation** par la faune sauvage (renards, mustélidés...) ou domestique (chats, chiens errants) et parfois au **braconnage**.

9.2.2. Pistes méthodologiques pour une évaluation biophysique du SE

Un indicateur de la capacité de portage des écosystèmes agricoles, basé sur les types de cultures et les attributs paysagers favorables au gibier pourrait être développé, à condition de pouvoir caractériser la structure du paysage (incluant des éléments relatifs aux écosystèmes agricoles) adaptée au cycle de vie des différentes espèces de gibier. Un indicateur pourrait alors être construit selon une logique similaire à celle qui préside à l'estimation du potentiel de pollinisation par le modèle InVest (voir chapitre 8, section 8.1). Les données à mobiliser pourraient alors être le Registre Parcellaire Graphique (répartition des cultures et séquences de culture) et de la couche végétation de la BD TOPO® de l'IGN (habitats semi naturels).

Une autre manière de qualifier la capacité de portage est d'évaluer le gibier présent (abondance et diversité), proxy de la qualité de l'habitat. À noter que l'ONCFS effectue des suivis de la quantité et de la diversité du gibier. Disponibles à l'échelle du département, ces données ne sont pas disponibles à une échelle suffisamment fine pour être utilisées comme indicateur du niveau de fourniture du SE.

Enfin, un indicateur de demande actuelle en SE pourrait être calculé sur la base du nombre de permis de chasse délivrée par département. Reste que ces données sont, comme les suivis ONCFS, disponibles à une échelle trop petite. De plus, le titulaire du permis peut choisir une validation nationale, auquel cas il est autorisé à chasser sur l'ensemble du territoire métropolitain. Il devient alors difficile cartographier la pratique selon les écosystèmes agricoles présents sur une zone donnée.

Références bibliographiques citées dans le chapitre 9

Références citées dans la section 9.1

- Bartczak, A., Lindhjem, H., Navrud, S., Zandersen, M., Zylicz, T., 2008. Valuing forest recreation on the national level in a transition economy : the case of Poland. *Forest Policy and Economics* 10, 467-472.
- Brown, K.M., Curry, N., Dilley, R., Taylor, K., Clark, M., 2010. Assessing Future Recreation Demand. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No 404.
- Bujosa Bestard, A., Riera Font, A., 2010. Estimating the aggregate value of forest recreation in a regional context. *Journal of Forest Economics*.
- Durrande-Moreau, A., 2015. Valoriser un produit agroalimentaire AOP par le tourisme, une étude de cas dans le secteur du fromage, Article soumis pour la Journée du marketing agroalimentaire, 25 sept 2015.
- Goossen, C.M., Langers, F., 2000. Assessing quality of rural in the Netherlands : finding the most important indicators for recreation. *Landscape Urban Planning*, 46, 241-251.
- Kienast, F., Degenhardt, B., Weilenmann, B., Wäger, Y., Buchecker, M., 2012. GIS-assisted mapping of landscape suitability for nearby recreation. *Landscape Urban Planning*, 105, 385-399.
- Le Caro, Y., 2013. *Les loisirs en espace agricole. L'expérience d'un espace partagé*, Rennes, PUR, 431 p.
- McConnell, K., 1985. The Economics of outdoor recreation, ed. KNESSE A.V. et J.L. SWEENEY, in *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, vol.2, pp. 677-722.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.E., Meiner, A., Royo Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romao, C., Piroddi, C., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L., Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufron, G., Lillebø, A., Malak, D.A., Liqueste, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C. 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 82pp.
http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndMAESWorkingPaper.pdf
- Natural England, 2011. Monitor of Engagement with the Natural Environment: The National Survey on People and the Natural Environment – Annual Report from the 2010-11 Survey. Natural England Commissioned Report NECR083.
- Ode, Å, Fry, G., Tveit, M.S., Messenger, P., Miller, D., 2009. Indicators of perceived naturalness as drivers of landscape preference. *Journal of Environmental Management*, 90, 375-383.
- Paracchini, M.L., Britz, W., 2010. Quantifying effects of changed farm practices on biodiversity in policy impact assessment – an application of CAPRI-Spat. OECD Workshop: Agri-Environmental Indicators: Lessons Learned and Future Directions.
- Paracchini, M.L., Capitani, C., 2011. Implementation of a EU wide indicator for the rural-agrarian landscape. In support of COM (2006) 508 "Development of agri-environmental indicators for monitoring the integration of environmental concerns into the Common Agricultural Policy" EUR 25114 EN. Publications Office of the European Union. 88 pp.
- Paracchini M.L, Zulian G., Kopperoinen L., Maes J., Schägner JP, Termansen M., Zandersen M., Perez-Soba M., Scholefield P.A., Bidoglio G., 2014. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU, *Ecological Indicators* 45:371-395.
- Paracchini, M.L., T. Pinto Correia, I. Loupa-Ramos, C. Capitani, L. Madeira, 2016. Progress in indicators to assess agricultural landscape valuation: how and what is measured at different levels of governance. *Land Use Policy* 53 (2016) 71 – 85.
- Pointereau, P., Paracchini, M.L., Terres, J.-M., Jiguet, F., Bas, Y., Biala, K., 2007. Identification of High Nature Value farmland in France through statistical information and farm practice surveys.
- Rambonilaza T., Gadaud, J., Dehez, J., 2008. L'approche contractuelle de l'accueil du public en forêt privée : comment définir la compensation pour services rendus ?, *Revue Forestière Française*, janvier-février.
- Robinson, W., 1967. The simple economics of public outdoor recreation, *Land Economics*, vol.43, pp. 71-83.
- Sen, A., Darnell, A., Crowe, A., Bateman, I., Munday, P., Foden, J., 2011. Economic Assessment of the Recreational Value of Ecosystems Report to the Economics Team of the UK National Ecosystem Assessment. University of West Anglia.
- Sukopp, H. (1976). Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 9–27.
- van Berkel, D., Verburg, P., 2014. Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape, *Ecological Indicators* 37, 163-174.
- Vandecandelaere, E., Touzard, J., M., 2005. Création de ressources territoriales et construction de la qualité. Les routes des vins. In Torre, A., et Filippi, M., (eds), *Proximités et changements socio-économiques dans les mondes ruraux*.

Chapitre 10.

Biens produits par l'écosystème

Sommaire

10.1. Production de bien végétaux à partir des plantes cultivées	697
10.1.1. Spécification biophysique	697
10.1.2. Évaluation biophysique du niveau de production de biens végétaux par les plantes cultivées	712
10.1.3. Evaluation économique de la part de la production végétale permise par les SE de fourniture en azote et de restitution d'eau aux plantes cultivées	744
10.2. Production de fourrages par les surfaces en herbe	765
10.2.1. Spécification biophysique	765
10.2.2. Surfaces en herbe et services écosystémiques	776
10.2.3. Evaluation biophysique	778
10.3. Production de plantes sauvages à d'autres fins que les fourrages	797
10.3.1. Spécification biophysique	673
10.3.2. Pistes méthodologiques pour l'évaluation biophysique du niveau de fourniture de plantes sauvages	800
10.4. Production de biens animaux	803
10.4.1. Spécification biophysique	803
10.4.2. Evaluation biophysique de la production de biens animaux	811
Annexes du chapitre 10. Notes techniques	827
10-A. Note technique pour l'évaluation de la production de biens végétaux à partir des plantes cultivées	829
10-B. Note technique pour le calcul de la production de biens animaux	841
Références bibliographiques citées dans le chapitre 10	881

10.1. Production de bien végétaux à partir des plantes cultivées

10.1.1. Spécification biophysique

Expert coordinateur : Olivier Therond

Contributeur scientifique : Michel Duru

Dans EFESE-écosystèmes agricoles, la production agricole de biomasse végétale n'est pas conceptualisée comme un SE d'approvisionnement mais comme un processus de production de biens agricoles (cf. section 3.1). Le niveau de production agricole résulte des interactions entre les SE de régulation dont bénéficie l'agriculteur, appelés « SE intrants » ci-après, et des apports d'intrants exogènes (ex. énergie du travail du sol, fertilisants et amendements, eau d'irrigation, produits phytosanitaires). Différents modes de production de biens végétaux peuvent être distingués suivant la part relative de la production agricole permise par les SE de régulation pour un niveau de production donnée. Par exemple, il est possible de distinguer les systèmes de production « conventionnels » dont le niveau de production agricole est fortement basé sur les intrants exogènes, des systèmes de production, souvent qualifiés d'« agroécologiques », dont le niveau de production agricole est fortement déterminé par les SE dit « intrants » (Bommarco *et al.*, 2013; Duru *et al.*, 2015a; Gliessman, 2007; Therond *et al.*, 2017).

Les SE de régulation sont donc considérés ici comme des facteurs de production de nature fondamentalement différente des intrants exogènes. Comme les intrants exogènes, les SE « intrants » permettent de réduire les facteurs limitants (*limiting factors*) et de contrôler les facteurs réducteurs (*reducing factors*) (cf. section 3.1, Figure 10-1-1 ; Bommarco *et al.*, 2013 ; Duru *et al.*, 2015a ; Garbach *et al.*, 2014 ; Therond *et al.*, 2017). Dans EFESE-écosystèmes agricoles, ils correspondent aux SE :

- a) « Pollinisation des espèces cultivées » (section 8.1)
- b) « Régulation des graines d'adventices » (section 8.2)
- c) « Régulation des insectes ravageurs » (section 8.3)
- d) « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » (section 8.5)
- e) « Structuration du sol » (section 8.6)
- f) « Stockage et restitution de l'eau » (section 8.7)
- g) « Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » (section 8.8)
- h) « Fourniture d'autres nutriments et oligoéléments aux plantes cultivées » (section 8.9)

D'autres SE « intrants » clefs non instruits dans EFESE-écosystèmes agricoles par manque de compétences thématiques spécifiques dans le collectif d'experts, correspondent également à des SE « intrants », comme par exemple :

- i) le contrôle des maladies des plantes cultivées ;
- j) la régulation du microclimat de production.

Comme indiqué dans la section 3.1, deux grands types de pratiques agricoles sont distingués dans EFESE-écosystèmes agricoles au regard de leur rôle et de leur statut dans la production de biens agricoles et de SE :

(i) les pratiques de configuration spatiotemporelle de l'écosystème qui déterminent la nature de l'écosystème agricole et le niveau potentiel de production de biens agricoles (*defining factors* dans Ittersum et Rabbinge, 1997) et de fourniture de SE (Duru *et al.*, 2015a). Ces pratiques déterminent la nature et la structure spatiale et temporelle de la couverture végétale de l'écosystème. Autrement dit, elles correspondent aux choix de séquence de couvert végétaux et de dates et densités et distribution spatiale de semis/plantation. L'analyse du niveau de production de biens végétaux et de fourniture des SE d'un écosystème agricole donné considère ce type de pratique comme fixé. Les caractéristiques spécifiques, fonctionnelles et spatiotemporelles des couverts végétaux gérés par l'agriculteur sont alors considérées comme des déterminants biophysiques (endogènes) de l'écosystème. Par analogie, les couverts végétaux des habitats dits semi-naturels dans l'emprise spatiale de la parcelle agricole sont aussi considérés comme des déterminants biophysiques du niveau de fourniture des SE « intrants » fournis par l'écosystème agricole.

(ii) les pratiques agricoles qui visent à gérer la production de biomasse végétale voire de SE durant un cycle de production. Elles sont considérées comme des facteurs exogènes anthropiques qui peuvent moduler le niveau de production de biens agricole ou de fourniture des SE dans la période considérée pour leur évaluation (ex. pratiques phytosanitaires qui modulent le niveau des SE de régulations biologiques et de production de biens au fil du cycle de culture). Trois grands types de pratiques agricoles sont considérés :

- Les pratiques qui visent à réduire les stress abiotiques (eau et éléments minéraux) ou réguler les conditions physico-chimiques du sol (ex. chaulage, gypsage, travail du sol). Elles visent à réduire les facteurs limitants de la production agricole (*limiting factors* dans Ittersum et Rabbinge, 1997).
- Les pratiques qui visent à réduire les dommages causés par les bioagresseurs (stress biotiques). Elles visent à réduire les facteurs réduisant le rendement (*reducing factors* dans Ittersum and Rabbinge, 1997).
- Les pratiques de gestion de la biomasse soit d'exportation de la parcelle soit de « restitution » au sol.

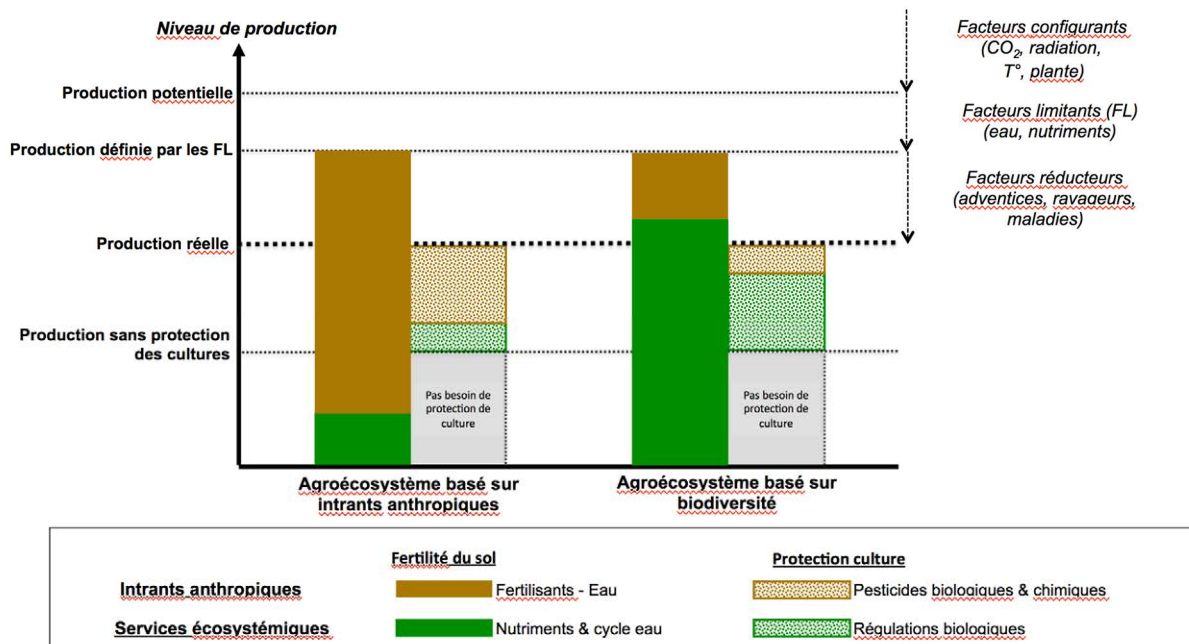
Suivant leur nature et leur distribution spatiotemporelle, ces trois types de pratiques agricoles peuvent avoir un effet positif ou négatif, intentionnel ou non intentionnel, sur le niveau de fourniture des SE rendus à l'agriculteur ou la société et sur le niveau de production agricole, à court terme (cycle de la culture, année) et moyen-long terme (pluriannuel, décennies).

Ces deux grands types de pratiques agricoles, de configuration et exogènes, déterminent l'état de l'écosystème agricole au fil du temps. L'évaluation d'un niveau de production de biens ou de fourniture de SE est réalisée en considérant un état initial donné et une période d'analyse, par exemple, une année culturale ou la durée de la rotation culturale. Évaluer la production de biens ou de SE à l'échelle temporelle de la rotation culturale permet de prendre en compte les effets d'enchaînement des couverts végétaux, appelés par ex. « effets précédents », ou les effets cumulatifs qui peuvent s'exprimer à cette échelle de temps (ex. régulation des adventices des cultures).

Pour rappel, l'écosystème agricole est conceptualisé dans EFESE-écosystèmes agricoles comme le système sol-plantes-animaux s'étendant sur l'ensemble de l'emprise spatiale de la parcelle. La parcelle représente ci-après l'espace agricole géré par l'agriculteur comprenant l'espace cultivé pour la production de biens végétaux, l'espace cultivé et géré avec des couverts végétaux semés d'autres types (bande enherbée, bande fleuries), la zone entre l'espace cultivé et la limite spatiale de la parcelle. Cette dernière peut comprendre une formation ligneuse, le plus souvent gérée par l'agriculteur.

Figure 10-1-1. Représentation du fonctionnement de deux formes archétypales d’agroécosystèmes présentant, pour des raisons illustratives, le même niveau de production.

La première forme d’agroécosystème est basée sur une faible biodiversité planifiée et sur une forte utilisation d’intrants exogènes d’origine anthropique (type d’agroécosystème « basé sur les intrants anthropiques »). La deuxième a développé un agroécosystème basé sur une biodiversité planifiée et associée qui fournit un haut niveau de SE intrants (régulations des nutriments et biologiques) ce qui lui permet de fortement réduire son utilisation d’intrants industriels et, possiblement, d’eau d’irrigation. Le niveau de « production sans (processus de) protection des cultures » est celui qui est atteint quand aucune protection naturelle (régulation biologique) et anthropique intervient. Afin de simplifier la représentation, le niveau de production sans (processus de) protection des cultures des deux types d’agroécosystème est le même. Dans l’agroécosystème basé sur les intrants anthropiques les facteurs limitants et réducteurs sont principalement compensés par des apports d’intrants anthropiques. Dans l’agroécosystème basé sur la biodiversité ils sont principalement compensés par les services écosystémiques de régulation (adapté de Duru *et al.*, 2015a, voir aussi Bommarco *et al.*, 2013).



10.1.1.1. Dénomination précise et nature du ou des biens agricoles

La production de biens agricoles végétaux à partir de plantes cultivées ou gérées génère quatre grands types de biomasse déclinés en fonction de leur usage :

- biens végétaux pour l’alimentation humaine (grains, fruits et légumes) produits au sein des écosystèmes agricoles de grandes cultures annuelles (céréales, oléoprotéagineux, cultures industrielles, pomme de terre), cultures légumières, cultures fruitières pérennes (vergers) et vignes ;
- biens végétaux pour la production secondaire d’énergie produits au sein des écosystèmes agricoles de cultures dédiées pérennes (miscanthus, switchgrass), pluriannuelles (luzerne) et annuelles (blé et colza pour les biocarburants de 1^{ère} génération, sorgho, chanvre, maïs) ou des cultures non dédiées (cultures intermédiaires). Ces biens « énergétiques » peuvent également être issus de plantes ligneuses dédiées à cette production (taillis à courte rotation et à très courte rotation) ou non dédiées (sous-produits végétaux liés à l’élagage et la taille des arbres fruitiers et des vignes, haies, lisières de forêts) ;
- les autres biens végétaux pour une production non alimentaire produits au sein des écosystèmes agricoles de grandes cultures (lin textile et chanvre notamment). Cette catégorie de biens n’est pas prise en compte dans EFESE-écosystèmes agricoles car elle reste très marginale à l’échelle de la France ;
- biens végétaux pour la production secondaire de biens animaux produits au sein des écosystèmes agricoles en grandes cultures annuelles (maïs fourrage, plante sarclée fourragère, autres fourrages annuels) et prairies temporaires et artificielles. La production de fourrages par les prairies semées est traitée dans la section 10.2.

Seules les productions de biens issus des écosystèmes de grandes cultures sont considérées ci-après.

Plusieurs de ces couverts végétaux (ex. blé, colza, maïs, sorgho) peuvent être transformés, dans leur totalité ou en partie, exclusivement ou non, en biens alimentaires, énergétiques, non alimentaires ou fourragers (ex. le colza peut être utilisé pour la production d'huile végétale alimentaire ou de biocarburant et les tourteaux sont utilisés pour l'alimentation animale).

Les formations ligneuses comprises dans l'emprise spatiale des parcelles agricoles gérées par les agriculteurs en vue d'une production de biomasse à usage de production d'énergie, de litière pour les animaux, de matière organique rapportée au sol, relèvent du champ d'analyse de l'étude. Cependant du fait du manque de données ce type de production ne donne pas lieu à une évaluation biophysique et économique. L'Association Française pour l'Agroforesterie a initié des travaux sur cette question¹.

10.1.1.2. Déterminants biophysiques clefs de la production de biens végétaux

Le niveau de production de biens agricoles végétaux à partir des écosystèmes agricoles dépend de différents déterminants biophysiques :

- l'**emprise spatiale de l'écosystème** (y compris les linéaires de formations ligneuses gérés pour la production de biomasse) et plus particulièrement de la surface gérée pour la production de biens végétaux ;
- l'**état des caractéristiques abiotiques** (ex. pH) et **biotiques du sol** résultant des interactions entre les composantes abiotiques du sol et la biodiversité planifiée et associée ;
- la **nature** et la **distribution spatiotemporelle de la biodiversité planifiée** à l'échelle de la parcelle, autrement dit des espèces et génotypes (ou variétés pour les espèces végétales cultivées) intentionnellement semés et plantés par l'agriculteur ;
- la **nature** et la **distribution spatiotemporelle de la biodiversité associée, végétale et animale**, à l'échelle de la parcelle résultant des interactions entre les processus écologiques déterminés par la biodiversité planifiée, de la composition ou configuration du paysage et de facteurs exogènes à l'écosystème (climat et pratiques agricoles exogènes) ;
- la **composition** et la **configuration du paysage** environnant l'écosystème agricole, qui peut déterminer le niveau des « SE intrants » dépendant des flux de matière ou d'énergie qui interviennent à cette échelle supra-parcellaire. Ainsi, les SE de régulation biologiques (a, b, c, i dans la liste ci-dessus) et les SE de « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » et de « régulation du microclimat » sont reconnus comme étant plus particulièrement dépendant des caractéristiques du paysage (Cf. sections correspondantes) ;
- les **SE « intrants »**, dépendant plus ou moins des déterminants biophysiques précédents, qui correspondent à des processus écologiques dont le gestionnaire de l'écosystème agricole peut dériver un avantage pour la production de biens végétaux (Cf. liste ci-dessus).

Comme cette section est focalisée sur les déterminants de la production de biens végétaux, seuls les SE « intrants » sont abordés ci-après.

Relation entre la nature et la distribution spatiotemporelle de la biodiversité planifiée, et le niveau des SE intrants

La nature des espèces et des variétés cultivées détermine la nature des biens végétaux produits ainsi que le fonctionnement de l'écosystème pour un état initial de celui-ci donné (ex. état organique des sols). La caractérisation fonctionnelle des espèces et variétés présentes dans l'écosystème, basé sur les cadres conceptuels et méthodologiques de l'écologie fonctionnelle, est reconnue comme une approche prometteuse pour établir des relations entre traits biologiques des espèces cultivées et fonctionnement de l'écosystème au regard des SE (voir encadré 10-1-1 ; Duru *et al.*, 2015a ; Faucon *et al.*, 2017 ; Gaba *et al.*, 2014a,b ; Moonen et Bàrberi, 2008 ; Therond *et al.*, 2017 ; Wood *et al.*, 2015).

¹ Voir le programme d'activités « Excelsior : Accompagnement à la valorisation de biomasse issue de zones « non-concurrentielles de l'agriculture ».

Encadré 10-1-1. L'examen des relations entre traits biologiques des espèces cultivées et fonctionnement de l'écosystème : un front de recherche

La description de l'état des connaissances sur les relations entre traits biologiques des espèces cultivées et fonctionnement de l'écosystème (voir la revue de Faucon *et al.*, 2017), leur développement et leur opérationnalisation pour la conception et la gestion des écosystèmes agricoles en vue de développer les SE est un front de recherche actuel (Duru *et al.*, 2015a ; Wood *et al.*, 2015 ; Gaba *et al.*, 2014a,b). De premiers exemples d'opérationnalisation sont en cours de développement comme ceux sur la caractérisation fonctionnelle des couverts intermédiaires en vue d'aider au choix de la ou des espèces adaptées à chaque écosystème (situation de production) et objectifs relatifs à un ou plusieurs SE (ex. structuration du sol, fourniture en azote, régulations biologiques) (ex. Damour *et al.*, 2014; Ozier-Lafontaine *et al.*, 2011). Cependant, l'identification des traits permettant la caractérisation fonctionnelle des couverts intermédiaires, comme des autres espèces cultivées, reste un front de recherche (pour les couverts intermédiaires voir Tribouillois *et al.*, 2015a,b, plus généralement voir Faucon *et al.*, 2017). Cette caractérisation fonctionnelle des couverts végétaux en grande culture est moins avancée et opérationnalisée que pour les prairies (Cf. section 10.2).

La **distribution spatiotemporelle de la biodiversité planifiée** est identifiée comme un levier de premier niveau pour augmenter le niveau de fourniture des SE « intrants » (ex. Duru *et al.*, 2015a ; Gaba *et al.*, 2014a ; Bommarco *et al.*, 2013 ; Kremen *et al.*, 2012). La distribution temporelle des génotypes correspond à l'enchaînement temporel des couverts végétaux. Dans les systèmes de culture de courtes durées, cet enchaînement temporel est appelé séquence ou succession de cultures², et peut notamment inclure un couvert intermédiaire (CI)³. Une revue des effets des CI sur les SE et les impacts négatifs des activités agricoles, principalement lixiviation et volatilisation d'azote, sont analysés et présentés dans Justes *et al.* (2015). Les multiples objectifs de production de biomasse, de limitation des impacts ou de développement de SE ont conduit à une déclinaison des qualificatifs associés à ces couverts intermédiaires : CI multi-services écosystémiques ou environnementaux (CIMSE), CI à vocation énergétique (CIVE), CI piège à nitrates (CIPAN), couvert cultivé en « dérobé » pour les CI pour l'alimentation des animaux... Une revue récente met l'accent sur le potentiel des CI pour la régulation du climat *via* les deux principaux effets directs de stockage du C et sur l'albédo (Kaye et Quemada, 2017). Ces différents objectifs ne sont pas obligatoirement exclusifs les uns des autres. Les modalités de gestion des CIMSE pour lever des antagonismes entre SE reste un front de recherche (Justes *et al.*, 2015). Par exemple, il y a un important enjeu dans les zones à déficit en eau à définir des modes de gestion des CI qui permettent de gérer le possible antagonisme entre les deux SE relatifs à la capacité à stocker et restituer de l'eau ; c.-à-d. entre (i) l'eau transpirée par la culture de rente dont l'agriculteur dérive un avantage et (ii) les flux d'eau vers les milieux aquatiques (rendement en eau) dont la société peut dériver un avantage.

La **distribution spatiale de la biodiversité planifiée** dans la parcelle correspond à deux grandes caractéristiques : (i) la configuration des individus (ex. pieds ou talles), des populations ou des communautés (mélanges d'espèces) végétales et (ii) la densité spatiale de la ou des populations/communautés. Il est tout autant question ici d'un couvert monospécifique avec une densité et un arrangement spatial donnés d'individus (ex. pieds ou talles), que d'un ou plusieurs couverts de production correspondant à des mélanges d'espèces/variétés combiné(s), suivant un arrangement spatial particulier intra ou inter mélanges, combiné à un ou des couverts implantés ou gérés pour offrir un ou des habitats aux auxiliaires des cultures (ennemis des insectes ravageurs) ou repousser ou attirer la concentration des insectes ravageurs ou maladies afin de limiter les dégâts et dommages sur les cultures de rentes (concept de « *push-pull* »).

La **diversification spatiale des cultures** se traduit par le développement de différents grands types de systèmes de culture qui peuvent être qualifiés de mixtes et qui correspondent à des :

- **mélanges de variétés ou d'espèces** (*intraspecific or crop mixtures*). Pour leurs effets sur les régulations biologiques voir, par ex., Iverson *et al.* (2014), Letourneau *et al.* (2011), Dassou et Tixier (2016), Bedoussac *et al.* (2015) et la section 8.3 sur le SE de régulation des insectes ravageurs ;

² Une séquence de culture cyclique, fixe ou avec certaines cultures optionnelles, est appelée une rotation fixe ou flexible de culture.

³ Un couvert végétal entre deux cultures ou mélanges de cultures de rentes est qualifié de couvert intermédiaire. Il peut être soit semé soit composé de repousse de la (ou des) culture(s) précédente(s). Il peut être soit semé dans la culture précédente (*relay cropping*) soit après la culture précédente (*cover crop*). Dans la même logique, il peut soit être détruit (mécaniquement, chimiquement, par le gel ou la compétition) avant le cycle de la culture suivante (*cover crop*) soit pendant celui-ci (*relay cropping*).

- **mélanges d'espèces ligneuses et de cultures ou de prairies** (agroforesterie). Pour une revue de leur potentiel pour la production de SE voir Fagerholm *et al.* (2016) et Torralba *et al.* (2016) ;

- **organisation spatiale de couverts de natures différentes monospécifiques ou plurispécifiques à vocation de production et de gestion des régulations biologiques ou du microclimat** (voir par ex. Gaba *et al.*, 2014a et Tzilivakis *et al.*, 2016).

Ces modalités de gestion de la biodiversité planifiée ne sont pas exclusives l'une de l'autre. Gaba *et al.* (2014a) proposent de décrire ces différents types de système de culture *via* la caractérisation de l'asynchronie des couverts et leurs différentes allocations spatiales.

Du point de vue des SE relatifs à la régulation des nutriments (Fourniture en nutriments aux plantes cultivées), la diversité de niche, dans l'espace (ex. valorisation de volumes de sol différents) et dans le temps (ex. décalage phénologique) et la diversité fonctionnelle (différents mécanismes écologiques d'accès aux ressources en azote et phosphore) permettent une potentielle amélioration de l'expression et l'utilisation des SE (Gaba *et al.*, 2014a, section 10.2, section 3.2). Le processus de facilitation entre espèces (ex. la solubilisation du phosphore par les légumineuses mis à disposition des autres espèces d'un mélange) peut également intervenir (Cf. section 8.9). Les différents effets de la diversité spatiotemporelle de niche et de la diversité fonctionnelle, combinés aux effets de protection physiques du sol par les couverts peuvent également permettre de réduire les impacts environnementaux négatifs des activités agricoles comme les fuites de polluants ou l'érosion (Gaba *et al.*, 2014a ; Sections 8.5 sur le SE de stabilisation des sols et contrôle de l'érosion, 8.8 et 8.9 sur les SE de fourniture en azote et en autres nutriments aux plantes cultivées, et 8.11 sur le SE de régulation de la qualité de l'eau). Enfin, la biodiversité planifiée peut également avoir un effet clef sur le niveau de SE de structuration du sol (Gaba *et al.*, 2014a, Section 8.6). Ainsi, certains CI sont implantés dans un objectif de développement de la capacité de structuration des sols de l'écosystème agricole (Justes *et al.*, 2015).

Les effets de la distribution spatiotemporelle de la biodiversité planifiée à l'échelle de la parcelle sur le niveau des SE de régulations biologiques des maladies, des insectes ravageurs et des adventices sont basés sur 8 grands types de processus écologiques (Duru *et al.*, 2015a, voir détails dans Ratnadass *et al.*, 2011 :

- Dilution de la ressource et détournement stimulo-dissuasif (effet push-pull) ;
- Perturbation spatiale ou temporelle des cycles écologiques ;
- Effets allelopathiques ;
- Capacité suppressive (générale ou spécifique) du sol ;
- Résistance physiologique de la culture ;
- Conservation des auxiliaires des cultures et facilitation de leur action contre les insectes ravageurs ;
- Effets directs ou indirects de l'architecture du couvert (effet de barrière).

Des méta-analyses récentes tentent d'établir les relations entre la diversité à l'échelle de la parcelle (*local-scale*) et le niveau de régulation des bioagresseurs. Elles confirment l'effet potentiellement important de la diversité intra parcellaire sur le niveau de ces SE (Dassou et Tixier, 2016 ; Cf. sections 8.2 et 8.3).

Relations entre biodiversité planifiée et associée

Il est important de noter que bien que certaines adventices des cultures sont considérées comme nuisibles du fait de la compétition qu'elles exercent avec les cultures de rente, leur présence dans l'écosystème agricole (la parcelle cultivée) peut être déterminante de la qualité de l'habitat qu'elle représente pour les organismes mobiles à l'origine des SE de régulations biologiques. Ainsi, de récents travaux analysent l'importance de la diversité et de l'abondance de ces plantes dans le cycle écologique de nombreux organismes mobiles à l'origine de ces SE (ex. Emmerson *et al.*, 2016 ; Petit *et al.*, 2015 ; Marshall *et al.*, 2003 ; Storkey and Westbury, 2007 ; Rollin *et al.*, 2016 ; Cf. sections 8.1, 8.2 et 8.3).

De plus en plus de travaux montrent qu'il existe d'importantes interactions entre les biodiversités aérienne (*aboveground*) et souterraine (*belowground*) (ex. Mendes *et al.*, 2013 ; Philippot *et al.*, 2013 ; Wardle, 2004). Ainsi, la compréhension des relations entre la nature des plantes cultivées ou de la biodiversité végétale associée, et la dynamique des communautés des organismes du sol est un front de recherche en développement (Mendes *et al.*, 2013 – voir encadré 10-1-2).

Encadré 10-1-2. La compréhension des relations entre la nature de la biodiversité végétale et la dynamique des communautés des organismes du sol dans les parcelles agricoles : un front de recherche

L'objectif agronomique serait de « piloter » la dynamique des communautés microbiennes associées aux plantes cultivées (microbiotes), ou plus généralement des organismes du sol, pour atteindre des objectifs en termes de SE, comme par exemple la régulation des bioagresseurs souterrains des plantes ou la fourniture de nutriments aux plantes cultivées (Dessaux *et al.*, 2016 ; Lemanceau *et al.*, 2015 ; Mendes *et al.*, 2013). Cela pourrait passer par la sélection de plantes cultivées présentant des traits fonctionnels à l'origine d'un microbiome (ensemble des génomes qui soutient l'ensemble des chaînes trophiques dans le sol) promoteur des SE recherchés. Ainsi, par exemple, Perez-Jaramillo *et al.* (2016) montrent comment l'évolution des espèces cultivées et des pratiques culturales peut modifier l'assemblage et les fonctions du microbiome rhizosphérique (voir aussi Bulgarelli *et al.*, 2015).

Effets de l'état des caractéristiques abiotiques et biotiques du sol.

Comme indiqué dans les sections 8.4, 8.6, 8.8 et 8.9, au-delà de sa texture, l'état organique du sol détermine fortement son fonctionnement et les SE qui en dépendent. La quantité et l'activité des microorganismes et des autres organismes du sol sont fortement déterminées par la nature et la distribution de la matière organique dans le profil de sol (Bouthier *et al.*, 2014, voir ci-dessous la section sur le travail du sol). Cette activité biologique et les caractéristiques et propriétés physico-chimiques de la matière organique déterminent la capacité de structuration des sols (Cf. section 8.6), la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion (Cf. section 8.5), la capacité à stocker et restituer l'eau (Cf. section 8.7) et la fourniture en nutriments aux plantes cultivées (Cf. sections 8.8 et 8.9).

Relation entre la composition et la configuration du paysage et le niveau des SE « intrants »

Le niveau des SE de régulations biologiques peut aussi dépendre de la composition et de la configuration du paysage puisqu'elles peuvent influencer la dynamique des bioagresseurs et des auxiliaires des cultures (encadré 10-1-3 ; Cf. sections 8.2 et 8.3). L'hétérogénéité fonctionnelle, c.-à-d. l'agencement spatiotemporel des couverts végétaux en termes de fonctions dans le cycle écologique des organismes mobiles (ex. ressource alimentaire, reproduction, repos, hivernage) serait plus particulièrement à considérer. En effet, l'hétérogénéité fonctionnelle dans l'espace et dans le temps peut générer des continuités, ruptures, facilitation ou compétition dans les cycles écologiques des organismes mobiles, qui favorisent ou défavorisent leur développement et dispersion (Fahrig *et al.*, 2011 ; Schellhorn *et al.*, 2015).

Les travaux de Concepcion *et al.* (2008) et de Tschardtke *et al.* (2012) ont initié le développement d'un schéma général des interactions entre conduite de l'écosystème agricole à l'échelle de la parcelle, complexité (hétérogénéité) du paysage et niveau de biodiversité associée. Ils représentent le fait que les effets de la complexification du paysage peuvent être fortement modulés par la nature de l'écosystème agricole au sein de la parcelle et le niveau de complexité initial (voir aussi Emmerson *et al.*, 2016 ; Leroux *et al.*, 2008 ; Tschardtke *et al.*, 2012 ; Cf. sections 8.2 et 8.3). La question du poids relatifs des effets de l'échelle parcelle et celle du paysage en fonction des caractéristiques des écosystèmes à ces deux échelles est un front de recherche (ex. Emmerson *et al.*, 2016). De plus en plus de travaux suggèrent que l'effet du paysage sur les SE de régulation biologique pourrait être (beaucoup) moins important lorsque la nature de l'écosystème agricole et de son mode de conduite sont favorables à la biodiversité associée à l'origine de ces SE (ex. Petit *et al.*, 2017 ; Tamburini *et al.*, 2016 ; Chabert et Sarthou, 2017 ; Chaplin-Kramer et Kremen, 2012).

Encadré 10-1-3. Relations entre caractéristiques du paysage et SE de régulations biologiques

Tscharntke *et al.* (2012) proposent une liste de sept grandes hypothèses sur les processus ou contextes biophysiques qui peuvent déterminer les relations entre les caractéristiques du paysage et de la région biophysique considérées d'une part, et le niveau des SE de régulations biologiques d'autre part :

- L'hypothèse du pool d'espèces à l'échelle du paysage : la diversité locale (alpha) est modulée par la taille du pool d'espèce à l'échelle paysagère.
- L'hypothèse de la dominance de la diversité « bêta » : la dissimilarité entre les communautés locales (bêta diversité) détermine les niveaux de biodiversité à l'échelle du paysage et annule les effets négatifs locaux de la fragmentation des habitats.
- L'hypothèse des échanges entre habitats : les échanges d'énergie, de ressources et d'organismes entre habitats influencent la structure des communautés, et les processus associés, à l'échelle du paysage.
- L'hypothèse de la concentration et de la dilution à l'échelle du paysage : les changements spatio-temporels dans la composition des paysages peuvent entraîner des effets transitoires de concentration ou de dilution des populations et avoir des conséquences fonctionnelles.
- L'hypothèse de la sélection des traits fonctionnels à l'échelle du paysage : la sélection des traits des espèces par le contexte paysager façonne le rôle fonctionnel et les règles d'assemblage des communautés.
- L'hypothèse d'assurance liée au paysage : la complexité du paysage assure une plus grande résilience et une meilleure stabilité des processus écologiques dans des environnements soumis à de fortes perturbations.
- L'hypothèse de la complexité intermédiaire : les effets de la mise en place d'aménagements locaux (ex. mesure de conservation ou pratiques agricoles) sont plus importants dans des paysages de complexité intermédiaire que dans des paysages extrêmement simplifiés (niveau de biodiversité à l'échelle du paysage beaucoup trop faible pour détecter les effets des aménagements locaux) ou très complexes (niveau de biodiversité à l'échelle du paysage déjà maximale).

Ces auteurs rajoutent une hypothèse, d'une autre nature, sur les relations entre conservation de la biodiversité à l'échelle du paysage et gestion des services écosystémiques : la conservation de la biodiversité à l'échelle du paysage pour optimiser la diversité fonctionnelle et les services écosystémiques associés ne permet pas de répondre aux enjeux de conservation et de protéger les espèces menacées (Cf. section 3.2).

L'abondance et la distribution spatiale des habitats semi-naturels sont considérées comme des déterminants majeurs du niveau de SE de régulations biologiques. Cependant, de nombreux travaux mettent en avant les possibles effets contradictoires d'une plus grande abondance de ces habitats sur certains processus de régulation des insectes ravageurs et des adventices. Aussi, Tscharntke *et al.* (2016) identifient cinq grands types de situations pour lesquels une relation négative entre l'abondance de ces habitats et le niveau des SE de régulation des bioagresseurs peut être observée :

- Pas d'espèce d'auxiliaires des cultures efficaces contre les bioagresseurs dans le pool régional d'espèces.
- Les habitats semi-naturels sont une plus grande source de bioagresseurs que d'auxiliaires des cultures.
- Les habitats cultivés fournissent plus de ressources aux auxiliaires des cultures que les habitats semi-naturels.
- La quantité, la proximité, la composition ou la configuration des habitats semi-naturels ne permettent pas la mise en place de populations d'auxiliaires des cultures suffisantes pour assurer un contrôle naturel efficace.
- Les pratiques agricoles masquent les effets positifs des habitats semi-naturels sur l'établissement des auxiliaires des cultures et le niveau de contrôle naturel.

Enfin, Hagen *et al.* (2012) proposent une importante revue de littérature sur l'effet de la fragmentation des habitats sur le niveau des SE de régulations biologiques. Ils montrent que les traits fonctionnels des organismes mobiles (ex. taille, capacité de dispersion) déterminent leur réaction aux différentes formes de fragmentation. Ils montrent que mes méthodes de caractérisation de cette fragmentation et les effets associés sur les SE de régulation biologique dans les paysages agricoles donnent lieu actuellement à d'importants débats scientifiques. Pour appréhender les relations entre hétérogénéité du paysage et dynamique des organismes mobiles, ces auteurs proposent de développer une approche basée sur la caractérisation des réseaux trophiques (voir aussi Bohan *et al.*, 2013, 2016. Ils proposent de développer des approches intégrées d'analyse des réseaux écologiques et spatiaux et d'analyse fonctionnelle.

Plus généralement, concernant les SE de régulations biologiques, de l'échelle de la parcelle à celle du paysage, il est possible de distinguer les effets de la végétation sur l'abondance des ravageurs (*bottom-up effects*) de ceux de l'activité de prédation ou parasitisme des espèces qui limitent le développement des bioagresseurs (*top-down effects*). Une pratique donnée peut favoriser à la fois les ravageurs et leurs prédateurs, ou favoriser certains prédateurs mais en défavoriser d'autres. Il est alors nécessaire d'identifier les antagonismes en jeu et déterminer les caractéristiques des systèmes de culture et du paysage qui permettraient de les réduire ou de les lever (Malézieux, 2011 ; Rapidel *et al.*, 2015 ; Ratnadass *et al.*, 2011, Tscharntke *et al.*, 2012, 2016).

Biodiversité, niveaux et résilience de la production de biens végétaux agricoles

Enfin, à l'image de ce qui est observé sur les prairies (Cf. section 10.2), dans les systèmes de grandes cultures à faible niveau d'intrants exogènes (ex. agriculture biologique) les mélanges plurispécifiques ou de génotypes au sein de la parcelle permettent souvent d'obtenir un niveau de production ou une qualité de biens agricoles plus élevés du fait d'effet de complémentarités de niche, temporelle ou fonctionnelle (ex. Bedoussac *et al.*, 2015) pour les mélanges d'espèces en agriculture biologique). La simplification des séquences de culture, c.-à-d. la réduction du nombre d'espèces au sein de la séquence, serait source d'une baisse ou d'une stagnation des rendements (Bennett *et al.*, 2012 ; Brisson *et al.*, 2010 ; Jeuffroy *et al.*, 2012 ; Pinochet et Noël, 2012). Cependant, pour le blé en France l'effet positif du progrès génétique sur le niveau de production (rendement) reste supérieur à celui, négatif, de la simplification des séquences de culture (Brisson *et al.*, 2010). Cette simplification des séquences de culture tendrait à ralentir la progression des rendements liés aux progrès génétique et des pratiques.

Comme indiqué dans la section 3.2, de nombreux travaux laissent entendre que l'augmentation de la biodiversité planifiée au sein de la parcelle ou du paysage et, par conséquent de la biodiversité associée, serait source de résilience des processus écologiques à l'origine des SE, des SE eux-mêmes et du niveau de production de biens associé (ex. Duru *et al.* 2015a ; Malézieux, 2011 ; Ponisio et Ehrlich, 2016 ; Cf. section 3.2).

10.1.1.3. Facteurs exogènes clefs de la production de biens végétaux

La production de biens agricoles végétaux est étroitement liée aux itinéraires techniques de conduite des écosystèmes agricoles cultivés et au climat (Figure 10-1-2). Les itinéraires techniques déterminent les opérations culturales, mises en œuvre sur les couverts végétaux pour obtenir un état de l'écosystème agricole attendu : travail du sol (notamment labour ou non), fertilisation (en termes de nature, quantité et temporalité), irrigation (quantité et temporalité), traitements phytosanitaires (nature, quantité et temporalité des apports des produits et matières actives). Les agronomes français conceptualisent le système de culture comme le mode de conduite d'un ensemble de parcelles conduites suivant la même stratégie. Le système de culture est composé de la séquence de culture (ici biodiversité planifiée de l'écosystème agricole) et des itinéraires techniques associés à chacune des cultures de cette séquence (Boiffin *et al.*, 2001 ; Meynard *et al.*, 2003). Dans EFESE-écosystèmes agricoles, ces itinéraires techniques sont considérés comme des facteurs exogènes à l'écosystème agricole, dont la configuration dépend, entre autres, des séquences de culture. Le système de culture est conçu et appliqué suivant des objectifs de production et d'état de l'écosystème agricole, pensé à plus ou moins long terme. La cohérence des systèmes de culture relativement à un ensemble d'objectifs et un état des connaissances, est l'objet central du travail de l'agronome des systèmes de culture (Meynard *et al.*, 2003). Par soucis de lisibilité nous présentons ci-après les principaux effets de chacun des types d'opérations techniques. Une ébauche d'analyse à l'échelle du système de culture est réalisée dans la section suivante.

Les effets du **travail du sol par retournement** (labour) développés pour réguler le développement des adventices et obtenir une structure du sol adaptée à la croissance des cultures font l'objet de nombreux travaux de recherche depuis de nombreuses années. Nous nous concentrons ici sur les effets potentiels du labour sur la fourniture de SE analysés dans EFESE-écosystèmes agricoles. Le labour modifie la distribution des éléments abiotiques et biotiques du sol et des résidus de culture sur la profondeur de travail. Il génère alors une modification majeure de la porosité, et donc de la structure du sol, la disponibilité en oxygène, de la dynamique de la température et de l'humidité du sol, de la distribution de la matière organique dans le sol, ceci entraînant des modifications majeures des caractéristiques de l'habitat sol et, *in fine*, de la vie du sol (bactéries, champignons, meso et macro faunes) et donc son fonctionnement écologique. Le labour aurait un effet significatif sur :

- le SE de structuration des sols puisqu'il peut engendrer une forte perturbation de (i) la composante biotique du sol et de son fonctionnement et (ii) la dynamique de la matière organique des sols qui est un déterminant majeur de ce SE (Cf. section 8.6). Le développement de la fréquence et de l'intensité du travail du sol, plus particulièrement du labour, est le plus souvent associé à une diminution de l'abondance et de la diversité des organismes microbiens du sol (ex. Zuber et Villamil, 2016) et des « ingénieurs du sol » (Bouthier *et al.*, 2014, Cf. section 8.6). Il apparaît que le travail du sol affecte plus particulièrement certains groupes microbiens, comme les populations nitrifiantes ou les champignons mycorrhiziens. L'augmentation de l'intensité et la fréquence du travail du sol est particulièrement défavorable au développement de la macrofaune du sol plus affectée par ce

type de perturbation que les organismes de plus petite taille (Bouthier *et al.*, 2014). Les effets du labour sur la dynamique de la matière organique des sols fait l'objet d'intense débat scientifique en France opposant les résultats montrant que le labour a avant tout un effet sur la répartition du carbone dans le sol (Dimassi *et al.*, 2013, 2014) à ceux montrant qu'il a un effet significatif sur la dynamique du carbone du fait des modifications de température, d'humidité et d'oxygénation du sol et donc sur la minéralisation de la matière organique du sol (CF. section 8.12). Ces modifications de conditions physico-chimiques peuvent également jouer sur les émissions de N₂O du fait de la modification des processus de nitrification et dénitrification (CF section 8.12).

- les SE de fournitures en nutriments et oligoéléments, du fait des modifications des conditions abiotiques et biotiques du sol (CF. section 8.8 et 8.9).

- les SE de régulations biologiques, lorsqu'il génère des perturbations des réseaux trophiques à l'origine de ces SE (CF. section 8.2 et 8.3).

Les **apports de fertilisants minéraux ou organiques** modifient la disponibilité en nutriments dans les sols et donc la dynamique des organismes vivants qui en dépendent, aussi bien les plantes que la biodiversité associée du sol. *Via* ses effets sur la dynamique de la biomasse végétale, la fertilisation modifie le régime des flux d'énergie, d'eau et de nutriments dans le système sol-plante et donc sur les SE associés.

Les apports de fertilisants sont réalisés en fonction d'objectifs de production de biens agricoles. La nature, le dimensionnement, la distribution spatiale et la temporalité des apports de fertilisants déterminent l'efficacité de ces apports à répondre, dans l'espace et dans le temps, aux besoins de la plante cible, principalement les cultures de rente. Le principal enjeu est d'apporter le bon produit à la bonne dose, au bon endroit, au bon moment ("*Right Product, Right Rate, Right Time, and Right Place*" ; Spiertz, 2012). Suivant les méthodes utilisées pour définir la stratégie d'apport des fertilisants, ces apports sont plus ou moins complémentaires aux nutriments fournis par les écosystèmes pour répondre aux besoins de la plante cible. Ainsi, pour une capacité de SE de fourniture en nutriments donnée dans un écosystème donné, si les apports réalisés ont vocation à couvrir l'ensemble des besoins de la plante cible, le niveau de SE effectif est faible voire nul ; l'agriculteur ne dérive pas ou peu d'avantage de la capacité de l'écosystème à fournir des nutriments. En revanche, si l'agriculteur met en œuvre des méthodes lui permettant d'estimer le niveau de SE (en début de cycle de culture, pendant le cycle de culture ou en fin de période de fertilisation), il peut alors transformer tout ou partie du SE en avantage et donc avoir un haut niveau de SE effectif.

L'estimation par culture, système de culture et situation pédoclimatique, de la marge de manœuvre existant pour augmenter le SE effectif relativement à la capacité de l'écosystème reste encore à réaliser finement (Goulding *et al.*, 2008 ; Cordell *et al.*, 2011 ; voir un premier essai pour l'azote en section 8.8). Les stratégies de développement de la capacité des écosystèmes à fournir des nutriments aux plantes cultivées sont à élaborer en considérant les spécificités des situations de productions (Duru *et al.*, 2015a,b ; Drinkwater et Snapp, 2007). La fertilisation organique et la gestion de la biomasse (voir ci-dessous) sont deux leviers importants pour développer cette capacité de fourniture, du fait des apports de nutriments et de matière organique au sol qu'elles peuvent générer. La fertilisation, comme les amendements, modifient les caractéristiques abiotiques du sol (ex. acidification par apport d'azote minéral, alcalinisation par apport d'effluents organiques, voir Houot *et al.*, 2014) et son fonctionnement biotique, et donc les SE qui en dépendent tels que la capacité de régulation du climat (régulation des émissions des N₂O, dynamique de minéralisation du carbone) (Cf. section 8.12) et la capacité de structuration du sol (CF. section 8.6). Par ses effets sur le développement quantitatif et qualitatif de la biomasse, la fertilisation peut également modifier les caractéristiques des couverts végétaux qui déterminent la dynamique des organismes mobiles à l'origine des SE de régulation biologique (ex. Emmerson *et al.*, 2016 ; Cf. sections 8.2 et 8.3).

L'apport de produits phytosanitaires chimiques vise à contrôler les (dégâts des) bioagresseurs ou à modifier les caractéristiques des plantes (ex. régulateur de croissance) pour atteindre des objectifs de production de biens agricoles. Comme pour la fertilisation, l'enjeu réside dans l'apport du bon produit à la bonne dose, au bon endroit, au bon moment. Les effets des pesticides chimiques sur le rendement, voire les organismes cibles et non cibles, font l'objet de récents travaux en France.

Les travaux de Lechenet *et al.* (2017) et Gaba *et al.* (2016) sur les relations entre quantité de pesticides et rendements pour les premiers, et quantité d'herbicides, rendements et adventices pour les seconds, laissent entendre qu'il existerait une importante marge de manœuvre pour la réduction des pesticides. Les travaux de Hossard *et al.* (2015 et 2016) vont dans le même sens pour le maïs et, considérant les effets sur le rendement, pour le blé.

Par ailleurs, les travaux de Gaba *et al.* (2016) amènent à s'interroger sur l'effet des herbicides sur les adventices cibles et montrent leurs effets négatifs sur la biodiversité associée végétale rare qui peut représenter un enjeu en terme de biodiversité patrimoniale et d'habitat pour les auxiliaires des cultures (voir section précédente). Enfin, les effets négatifs des pesticides sur la biodiversité associée ont été largement étudiés et démontrés en France, en Europe et dans le monde (ex. Emmerson *et al.*, 2016 ; Cf. sections 8.1, 8.2 et 8.3). L'effet des pesticides sur les organismes non cibles pouvant alors conduire à une diminution des SE effectifs de régulation biologique en cours d'année mais aussi à la perturbation des réseaux trophiques à l'origine de ces SE et donc la capacité de l'écosystème à délivrer ces SE. La logique d'analyse des relations entre pratiques de fertilisation et niveau de SE effectif de fourniture en nutriments peut se transposer à l'identique à la gestion des pesticides : en fonction de ces pratiques d'observation/mesure/information, l'agriculteur peut obtenir un niveau plus ou moins important de SE effectif de régulation biologique pour une capacité de l'écosystème à fournir ce SE donnée. Le développement de méthodes de production basées sur la lutte intégrée contre les bioagresseurs des cultures (*integrated pest management*) est une voie prometteuse pour permettre de réduire les apports de pesticides et valoriser au mieux les SE de régulation biologique (Barzman *et al.*, 2015 ; Lamichhane *et al.*, 2016). De nouvelles pratiques de **contrôle des bioagresseurs par utilisation d'intrants biologiques** exogènes se développent actuellement. Elles peuvent prendre plusieurs formes : introduction d'ennemis naturels des prédateurs des cultures développés industriellement (ex. trichogramme du maïs), d'organismes à l'origine de SE (ex. bactéries azotobacters, champignons mycorhiziens), apports de bio-stimulants du sol ou de la santé des plantes, utilisation de biopesticides afin de réduire l'écotoxicité des pratiques phytosanitaires... Alors que l'efficacité de certaines innovations comme l'inoculation de rhizobiums dans les systèmes de culture de légumineuses a été démontrée (Lemamceau *et al.*, 2015), les effets au champ d'intrants tels que les bio-stimulants ne semblent pas être solidement démontrés (Reeve *et al.*, 2016). De plus, ces intrants biologiques ont généralement une faible résilience, ce qui conduit les agriculteurs à les appliquer régulièrement (par exemple, chaque année). Une raison de cette faible résilience, pourrait être que ces produits sont utilisés de la même manière que les produits chimiques, alors qu'étant biologiques, ils devraient être appliqués conformément à leurs exigences écologiques (Alabouvette *et al.*, 2006). En outre, il est encore nécessaire d'étudier attentivement l'effet du type d'inoculum, du taux d'application et du temps d'application pour assurer l'efficacité du contrôle biologique (*ibid.*). En d'autres termes, les bonnes pratiques de gestion de ce type d'intrants restent à définir. Par exemple, la stratégie d'application des bio-pesticides (Cordeau *et al.*, 2016), seuls ou en combinaison avec des pesticides chimiques, le développement possible des résistances comme celle développées aux pesticides chimiques (Siegwart *et al.*, 2015 ; Gan-Mor et Matthews, 2003) est un front de recherche à développer (Hynes et Boyetchko, 2006 ; Glare *et al.*, 2012).

L'irrigation est réalisée de manière à réduire voire supprimer un déficit hydrique édaphique qui limite significativement et régulièrement la production de biens agricoles. Les apports d'eau modifient principalement l'état hydrique du sol et le niveau de stress hydrique de la plante cultivée. Ils engendrent donc des modifications dans les flux d'eau, verticaux principalement (Cf. section 8.7). Ils modifient également le régime des processus écologiques édaphiques et les SE associés qui dépendent du niveau d'humidité du sol comme ceux liés au cycle de l'azote (Cf. section 8.8 et 8.12).

Comme pour la fertilisation et les traitements phytosanitaire, les marges de manœuvre existantes pour augmenter l'efficacité d'utilisation du SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées dans les différentes situations de production restent à déterminer (Ali et Talukder, 2008; Playan et Mateos, 2006). Les gains possibles de capacité des écosystèmes à stocker et restituer l'eau aux plantes cultivées, *via* par exemple une augmentation de la structuration du sol et du taux de matière organique, et les stratégies culturales qui permettraient de les exprimer en fonction des caractéristiques biophysiques des écosystèmes agricoles, restent à définir (Therond *et al.*, 2017).

La gestion de la biomasse des couverts végétaux cultivés est un levier puissant de modification des niveaux de plusieurs SE « intrants ». Ainsi la nature et la quantité de biomasse exportée de la parcelle, ainsi que la nature, la quantité et l'état (ex. broyée) de la biomasse restituée au sol, déterminent les flux de carbone, de nutriments et d'eau dans l'écosystème et donc les SE associés. En effet, le bilan net de biomasse et le ratio C/N de celle-ci détermine la dynamique de la matière organique dans les sols, les flux d'azote associés et la capacité de structuration des sols. Les pratiques de gestion en surface ou d'enfouissement de cette biomasse jouent également un rôle clef dans la dynamique de décomposition de la matière organique (Cf sections 8.6, 8.8 et 8.12). La conservation des résidus de culture en surface permet la protection des sols contre les effets érosifs des événements pluvieux (Cf. sections 8.5 et 8.6). Elle permet également de réguler les flux d'évaporation et donc d'améliorer la capacité de l'écosystème à stocker et restituer de l'eau aux plantes cultivées (CF section

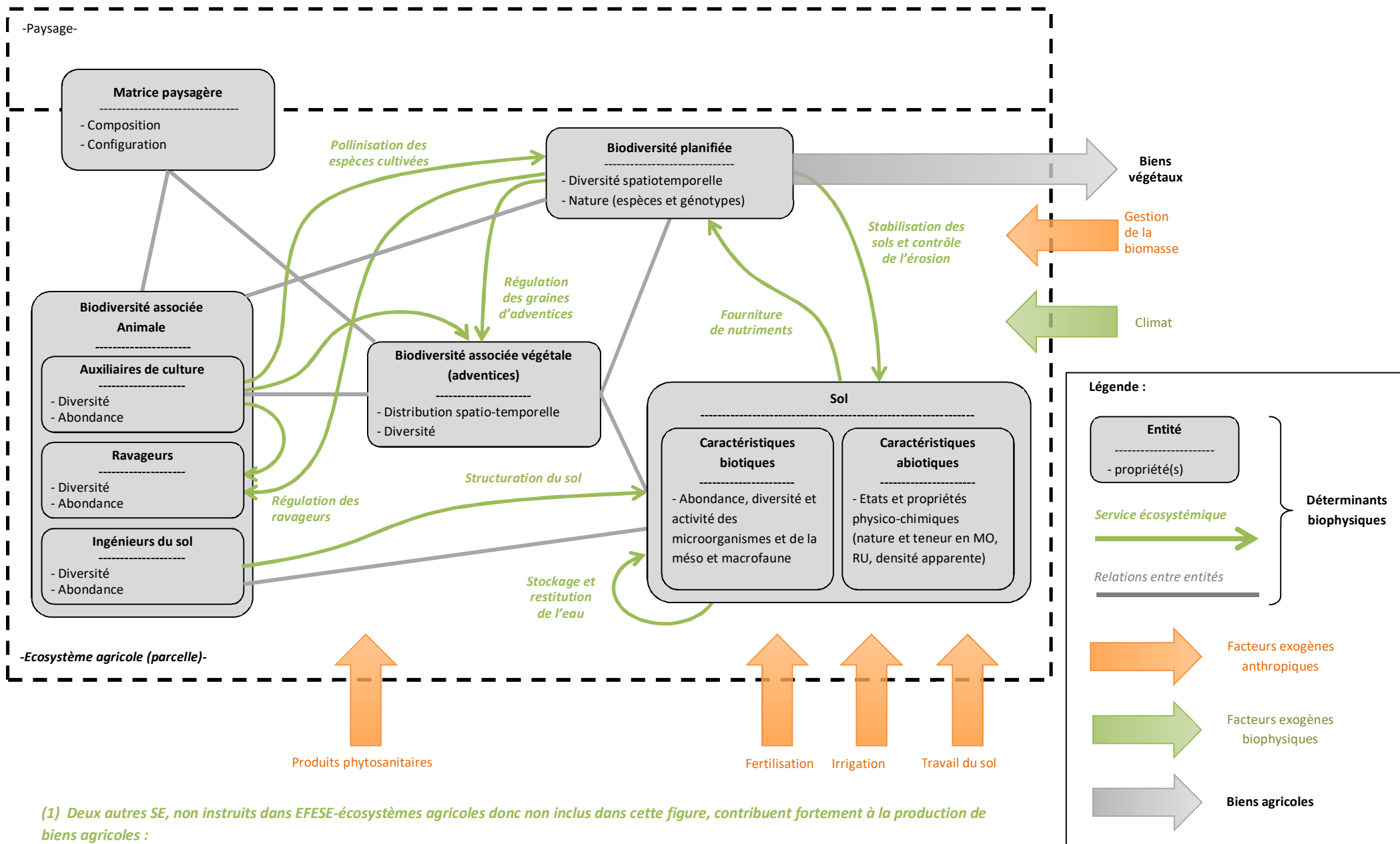
8.7). L'intégration de matières organiques exogènes à l'écosystème (ex. compost, Bois Raméal Fragmenté, biochar), considérant leurs propriétés (ex. C/N), a des effets du même type.

Plus généralement, un des grands enjeux du développement de systèmes de culture fortement basés sur les SE « intrants » est de concevoir des pratiques agricoles exogènes qui ne viennent pas perturber, à court et moyen-long termes, le fonctionnement de l'écosystème en termes de fourniture de SE (par exemple des stratégies de protection phytosanitaires qui ne perturbent pas ou peu les réseaux trophiques à l'origine des SE de régulation biologique ; voir Duru *et al.*, 2015a ; Therond *et al.*, 2017).

Dans la même logique que ce qui est présenté dans la section précédente, les effets des pratiques agricoles sur les SE peuvent être analysés avec les outils de l'écologie fonctionnelle et de l'analyse des réseaux trophiques. Une approche complémentaire consiste à mobiliser les outils de l'écologie pour traduire les effets des pratiques en niveau de perturbation et d'effets sur la biodiversité associée, et *in fine* sur les SE (voir un exemple sur les adventices dans Gaba *et al.*, 2014b).

Enfin, **la variabilité climatique et les changements climatiques** sont de puissants facteurs exogènes de la production de biens *via* la fourniture de SE par les écosystèmes. Des travaux complémentaires à ceux sur les effets de la simplification des séquences de culture mentionnés dans la section précédente, ont montré les effets de ces dimensions du climat sur la variabilité et les tendances de la productivité des écosystèmes agricoles (ex. Brisson *et al.*, 2010 ; Moore et Lobell, 2014).

Figure 10-1-2. Représentation schématique des déterminants biophysiques et facteurs exogènes de la production de biens végétaux



(1) Deux autres SE, non instruits dans EFESE-écosystèmes agricoles donc non inclus dans cette figure, contribuent fortement à la production de biens agricoles :

- Contrôle des maladies des plantes cultivées
- Régulation du microclimat de production

10.1.1.4. Effets combinés des déterminants biophysiques et facteurs exogènes sur le niveau de production de biens

Le cadre conceptuel d'EFESE-écosystèmes agricoles distingue les déterminants biophysiques des facteurs exogènes de la fourniture de SE et de la production de biens, de manière à offrir la possibilité de différencier ce qui relève du système « sol-plantes-animaux » d'une part, et ce qui relève des pratiques agricoles et du climat exogènes à ce système d'autre part (Figure 10-1-2). Considérant un état donné de l'écosystème agricole (ex. taux de matière organique des sols), cette conceptualisation offre la possibilité d'**analyser le potentiel de SE que l'écosystème peut délivrer et comment, via leurs effets sur les processus écologiques, les pratiques agricoles exogènes amplifient ou réduisent le potentiel de SE**. Cependant, cela ne conduit pas l'agronome à changer de posture d'analyse et de conception : c'est bien une combinaison cohérente entre une configuration spatiotemporelle de couverts végétaux et les pratiques agricoles de gestion de ceux-ci, autrement dit un système de culture, qui peut permettre d'atteindre des objectifs en terme de production agricole, réduction des intrants exogènes, d'état de l'écosystème agricole, et d'effet de son fonctionnement sur les autres écosystèmes.

Différents grands types de systèmes de culture peuvent être distingués. Il existe beaucoup de terminologies décrivant des systèmes de culture plus durables en opposition aux systèmes de culture dits « conventionnels » c.-à-d. basé sur des rotations de culture simplifiées et courtes (voire des monocultures) et d'importants apports d'intrants exogènes. Ainsi, on trouve dans la littérature internationale une grande diversité de termes pour décrire ces systèmes de production agricoles alternatifs : *biodynamic, community-based, ecoagriculture, ecological, environmentally sensitive, extensive, farm-fresh, free-range, low-input, organic, permaculture, precision, smart, diversified, integrated, conservation*, etc. (e.g. Therond *et al.*, 2017). D'intenses débats existent sur la question de la durabilité des systèmes agricoles décrits par ces différents termes (Garbach *et al.* 2016 ; Pretty, 2008). Les récents travaux de Duru *et al.* (2015a,b) puis de Therond *et al.* (2017) cherchent à classer ces formes de systèmes de culture (*cropping system*) ou de production (*farming system*) en fonction de la part de la production permise par les SE « intrants » et de celle permises par les intrants exogènes. Ils sont largement mobilisés dans le cadre conceptuel d'EFESE-écosystèmes agricoles et rappelé en introduction de cette section.

L'objet de cette section n'est pas de réaliser un inventaire, une caractérisation ou une évaluation multicritères des grands types de systèmes de culture ou de production au regard de la fourniture des SE et de la production des biens. Il est de présenter, aux travers de quelques exemples de systèmes de production « alternatifs » aux systèmes conventionnels, la nature des relations qui peuvent s'exprimer entre leurs caractéristiques et celles de la fourniture des SE et de la production des biens. Nous retenons deux exemples : les systèmes d'agriculture de conservation (*conservation agriculture*) et les systèmes polyculture-élevage intégrés (*integrated crop-livestock systems*).

Garbach *et al.* (2016) présentent une méta-analyse des caractéristiques et des effets observés sur neuf SE et la production de biens agricoles de différents types de systèmes de culture dont ceux en **agriculture de conservation**. Ce dernier type de système est basé sur trois piliers en termes de pratiques : la minimisation des perturbations du fonctionnement du sol (réduction du travail du sol et non-labour), le maintien d'une couverture du sol (couvert végétal mort ou vivant) et la diversification et l'allongement des rotations (Garbach *et al.* (2016); Pittelkow *et al.* 2014). Dans leur méta-analyse, Pittelkow *et al.* (2014) montrent que ce type de systèmes de culture permet d'atteindre des niveaux de rendement équivalents à ceux des systèmes conventionnels lorsque ces trois types de pratiques (leviers agronomiques) sont mis en œuvre en combinaison. Ils montrent aussi que lorsque le non-labour est mis en œuvre seul, bien que les résultats soient variables, il a en moyenne tendance à réduire le niveau de production de biens végétaux.

Concernant les SE, les points forts majeurs de l'agriculture de conservation seraient l'amélioration des SE liés à la régulation du cycle de l'eau, du cycle des nutriments, la structuration du sol et le contrôle de l'érosion. Bien qu'en moyenne ces systèmes permettraient aussi d'amplifier les SE de régulation des bioagresseurs, les effets peuvent être contrastés. Plus particulièrement, la régulation des adventices semble être une des grandes difficultés rencontrées par ces systèmes (Garbach *et al.* 2016).

Il est important de noter que ces différents effets positifs peuvent s'exprimer après une période de transition de plusieurs années. La question de la durée et des modalités de conduite de cette transition restent un front de recherche (Duru *et al.*, 2015a,b ; Garbach *et al.* 2016 ; Pittelkow *et al.* 2014 ; Ponisio et Ehrlich, 2016). Ainsi, par exemple, tout récemment, Petit *et al.* (2017) ont montré que les systèmes en agriculture de conservation favorisent l'abondance des carabes après une période de transition d'au moins quatre ans.

Les **systèmes intégrés culture-élevage** sont souvent considérés comme des systèmes permettant de développer des modes de production de biens végétaux plus durables, basés sur les SE. Dans ces systèmes, l'enjeu est développer les interactions spatiotemporelles entre les prairies, les grandes cultures et les animaux, de manière à augmenter la diversité spatiotemporelle à l'échelle de la parcelle et du paysage et, *in fine*, les SE qui en dépendent (Bonaudo *et al.*, 2014 ; Moraine *et al.*, 2014, 2016a ; Martin *et al.*, 2016). Ces systèmes intégrés culture-élevage peuvent être développés à l'échelle du système de production en culture-élevage (Ryschawy *et al.*, 2017). Ils peuvent aussi être développés à l'échelle de collectifs d'agriculteurs ou du territoire (Moraine *et al.*, 2016b, 2017 Ryschawy *et al.*, 2017, Dumont *et al.*, 2016). Dans ces deux derniers cas, l'organisation d'échanges de matières (grains, fourrage, effluents) voire d'animaux, entre des exploitations spécialisées en grande culture et en élevage permet de diversifier les assolements et séquences de culture des exploitations en grande culture (ex. intégration de légumineuses à grain, de luzerne ou d'autres prairies temporaires). Ce type d'organisation peut également permettre une extension des surfaces en herbe dans les exploitations d'élevage sur les surfaces libérées des objectifs de production transférés aux exploitations de grande culture (ex. production de céréales). La diversification spatiotemporelle à l'échelle de la parcelle, du système de production ou du paysage peut permettre le développement des SE de régulations biologiques, de fourniture de nutriments (ex. effet des légumineuses sur les fournitures en azote et phosphore), de stockage du carbone et de maintien de la structuration du sol (Duru et Therond, 2014 ; Martin *et al.*, 2016 ; Moraine *et al.*, 2016b, 2017 ; Dumont *et al.*, 2016).

La conception et la gestion de systèmes de culture et de production basés sur les SE limitant fortement le recours aux intrants exogènes constituent un enjeu majeur de la recherche en agroécologie (e.g. Duru *et al.*, 2015b, Bommarco *et al.*, 2013, Malézieu, 2011, Doré *et al.*, 2011). Différents auteurs ont récemment tenté de formaliser des méthodologies participatives de diagnostic-conception-évaluation de systèmes et paysage agricoles permettant de développer les SE (ex. Mitchell *et al.*, 2016 ; Mastrangelo et Weyland., 2014 ; Rapidel *et al.*, 2015 ; Shippers *et al.*, 2015 ; Wood *et al.*, 2015 ; Jackson *et al.*, 2012). Beaucoup d'entre eux mettent le focus sur (i) la sélection *a priori* d'un jeu de SE prioritaires à différents niveaux d'organisation, (ii) l'analyse des interactions entre ces SE (plus particulièrement des antagonismes), (iii) la construction de compromis sociaux (choix de SE prioritaires) considérant ces antagonismes biophysiques, (iv) la conception de systèmes dont il est fait l'hypothèse qu'ils permettront d'atteindre les objectifs fixés puis (v) leur évaluation. Dans ces approches, l'identification des leviers d'actions pour le développement des SE, les phénomènes d'antagonisme et synergie, les boucles de rétroaction qui les déterminent, et la nature des pressions qui limitent l'expression des SE est une information clef pour des gestionnaires d'espaces (Birkhofer *et al.*, 2015 ; Brunner *et al.*, 2015 ; Mastrangelo *et al.*, 2014 ; Bennett *et al.*, 2009, 2015 ; Sayer *et al.*, 2013 ; Cumming *et al.*, 2013).

10.1.1.5. Perspectives de recherche

Comme cela a été réalisé pour présenter les relations entre caractéristiques des prairies et niveaux de SE (Cf. section 10.2), l'évaluation qualitative de l'importance relative des différentes caractéristiques des écosystèmes de grandes cultures sur le niveau de fourniture des différents SE considérés dans EFESE-écosystèmes agricoles reste à réaliser. Cette représentation qualitative et synthétique pourrait être construite à partir des informations disponibles dans la description des déterminants biophysiques de chacun des SE analysés, et des connaissances des experts impliqués dans l'étude. Elle permettrait de représenter l'importance relative des caractéristiques de composition et configuration spatiotemporelle de l'écosystème à l'échelle de la parcelle et du paysage sur le niveau de fourniture des SE (voir exemple dans Duru *et al.*, 2015a).

L'analyse des relations entre configuration de l'écosystème et du paysage, pratiques agricoles exogènes, climat, niveau de fourniture des différents SE et niveaux de production de biens agricoles semble rester le front de recherche principal pour produire des connaissances mobilisables par les acteurs pour la conception et gestion des systèmes agroécologiques (Bommarco *et al.*, 2013 ; Duru *et al.*, 2015a ; Gagic *et al.*, 2017 ; Kremen *et al.*, 2012 ; Therond *et al.*, 2017). Comme indiqué ci-avant, les caractéristiques et modalités de gestion de la transition d'un système de culture simplifié à un système diversifié fournissant un haut niveau de SE sont des questions clefs. Dans ce champ de recherche, de nombreuses questions de recherche plus précises restent à formaliser, comme par exemple : quelles sont les relations entre biodiversité aérienne et souterraine et plus particulièrement entre biodiversité planifiée, vie du sol et régulations biologiques souterraine et aérienne ? Quel est le rôle du microbiote associé aux espèces végétales (et animales) dans ces relations ? Quel est le rôle

des interactions entre plantes *via* des processus allélopathiques ? Quelles sont les possibilités de piloter ces interactions *via* la configuration spatiotemporelle des écosystèmes ?

Plus généralement, il semble nécessaire d'orienter les recherches en agroécologie sur une analyse intégrée des interactions entre conditions abiotiques, biodiversité planifiée, apports d'intrants exogènes, bioagresseurs, auxiliaires des cultures, dégâts biophysique sur les cultures et dommages qualitatif et quantitatif sur la production de biens agricoles. En effet, alors que de nombreux travaux traitent d'une partie de cette chaîne d'interaction (ex. relations entre biodiversité planifiée et régulations biologiques, entre auxiliaire(s) des cultures et bioagresseur(s), entre bioagresseurs et dommages, entre pesticide(s) et bioagresseur(s) ou auxiliaire(s)), peu de travaux traitent de la chaîne d'interaction complète. Plus particulièrement, il existe un manque de données crucial sur les relations entre régulations biologiques (ou niveau de bioagresseurs) et dommages (ex. pertes de rendement) (Nelson, 2017). Cela semble fortement limiter la possibilité de traduire les connaissances scientifiques en informations actionnables par les gestionnaires des écosystèmes agriculteurs et les décideurs publics. L'enjeu ici serait d'estimer le niveau et la variabilité des effets potentiels des SE relativement aux niveaux des effets obtenus avec des méthodes de contrôles des bioagresseurs basés sur les intrants exogènes. Comme indiqué ci-dessus, l'enjeu serait aussi de définir des pratiques agricoles exogènes qui ne remettent pas en cause le niveau des SE à court et moyen long-terme. En complément, les recherches sur le poids relatif de la composition et configuration du paysage sur les SE de régulation biologique pour différents systèmes de culture sont nécessaires (voir ci-dessus). Autrement dit l'enjeu est de développer des approches intégrées tel que préconisées par exemple par Hagen *et al.* (2012) ou Bohan *et al.* (2016).

Enfin, concernant le cycle des nutriments, l'enjeu est de développer des configurations d'écosystèmes et des pratiques exogènes qui permettent d'augmenter la fertilité physique, chimique et biologique des sols (CF. section 8.4). Dans cet objectif, de manière convergente avec les objectifs de stockage de carbone pour la régulation du climat, l'amélioration et la gestion de l'état organique des sols semblent être au cœur des questions de recherche (voir par ex. Drinkwater et Snapp, 2007).

10.1.2. Évaluation biophysique du niveau de production de biens végétaux par les plantes cultivées

Expert coordinateur : Olivier Therond

Contributeurs scientifiques : Céline Schott, Thomas Poméon, Thomas Puech

Ingénierie de données : Camille Dross, Céline Schott, Thomas Poméon, Anne Meillet, Thomas Puech.

10.1.2.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation biophysique du niveau de production de biens végétaux par les plantes cultivées

Méthodologies d'évaluation existantes

Calcul de la production totale de biens végétaux à partir des plantes cultivées

Deux grands types d'indicateurs sont utilisés pour évaluer et cartographier le niveau de production des biens agricoles végétaux.

Le premier type d'indicateurs, utilisés notamment dans le projet MAES, permet d'évaluer ce niveau de façon directe, il regroupe des indicateurs de quantité physique de biens végétaux consommables (alimentation humaine et animale) ou utilisables pour la production d'énergie (ex. tonnes ou quintaux de grains produits par an, tonnes de Matière Sèche produites par an) (v. Oudenhoven *et al.*, 2012 ; Ausseil *et al.*, 2013 ; Pan *et al.*, 2013 ; Maes *et al.*, 2014) ou par des indicateurs exprimant la quantité d'énergie produite (ex. en calorie, Felipe-Lucia *et al.*, 2014 ; Maes *et al.*, 2014). Ces indicateurs de quantité de biens agricoles végétaux produits sur un territoire donné peuvent être renseignés par des données primaires issues des statistiques agricoles nationales (Maes *et al.*, 2014. En France, ces données primaires sont librement accessibles *via* les Statistiques Agricoles Annuelles (SAA) qui publient des données concernant les surfaces, les rendements et les quantités récoltées

des couverts végétaux cultivés, selon une nomenclature très détaillée. Ces données primaires présentent toutefois deux inconvénients : (i) elles ne permettent pas de distinguer la vocation alimentaire ou énergétique des cultures et n'apportent pas d'information sur les cultures pérennes à vocation énergétique et (ii) elles ne sont disponibles qu'à des résolutions spatiales grossières (France, région et département).

Pour évaluer et cartographier le niveau de production des biens agricoles végétaux à des résolutions spatiales plus fines, les méthodes utilisées dans la littérature sont souvent basées sur l'utilisation de données secondaires, qui caractérisent l'occupation des sols (Crossman *et al.*, 2013). Le niveau de production est ainsi fréquemment approximé par les surfaces allouées aux différents types d'écosystèmes cultivés (ex. en hectare pour un territoire donné ou en kilomètre s'il s'agit d'une haie ou d'une lisière de forêt) (Maes *et al.*, 2011).

Sur la base de ces indicateurs, le niveau de production de biens agricoles végétaux peut également être approché en combinant plusieurs sources d'information disponibles à des résolutions spatiales différentes (Kandziora *et al.*, 2013a ; Crossman *et al.*, 2013) : des quantités de biens végétaux produits peuvent être calculées à une résolution spatiale fine (ex. la commune, l'îlot de culture) en combinant des rendements végétaux disponibles à une résolution spatiale grossière (ex. le département dans les SAA) et des surfaces par culture disponibles à la résolution spatiale plus fine. Bien que produisant des informations à une résolution spatiale plus fine, ces méthodes s'appuient sur des données de niveau de production qui sont du même ordre que celles du premier type présentées ci-avant. C'est donc l'affectation des surfaces de production par type de production (ex. culture) qui est plus précise

Calcul de la part de la production de biens végétaux non liée aux intrants exogènes

La détermination de la part de la production agricole liée aux SE « intrants » relève d'un front de recherche émergeant. Elle demande de distinguer la part relative de l'effet des intrants anthropiques (énergie, irrigation, fertilisation, pesticides) de celle des SE « intrants ». Autrement dit, **elle nécessite, sur une période de temps donnée, de distinguer la part de la production agricole permise par l'écosystème agricole, considérant un état initial donné, de celle permise par les apports d'intrants exogènes dans cet écosystème pour cette période de temps**. A ce jour, il existe un nombre très limité d'études ayant tenté d'opérer ce partitionnement (ex. Bengtsson, 2015). Cet enjeu n'est pas propre aux écosystèmes agricoles mais plus généralement lié aux écosystèmes anthropisés fournissant des biens (goods) (Albert *et al.*, 2015 ; Heink *et al.*, 2015 ; Kandziora *et al.*, 2013a,b ; van Reeth, 2014 ; Remme *et al.* 2014). Il n'existe cependant pas d'accord sur la ou les méthodes permettant de partitionner les effets relatifs de ces deux types de facteur de production sur la production de biens agricoles. Aussi, la production totale reste largement utilisée comme proxy du SE d'approvisionnement rendus par l'agriculture (Maes *et al.*, 2014).

Néanmoins, pour approcher ce niveau de production non liée aux intrants exogènes, Maes *et al.* (2011) proposent d'établir un bilan net de l'énergie issue de la production agricole dégrevé de l'énergie correspondant aux quantités de fertilisants, d'eau, de phytosanitaire et de travail apportées (Maes *et al.*, 2011). Bien que cette approche représente une réelle avancée pour traiter de la question de la relation entre modes de production agricole et niveau de production de biens agricoles par l'écosystème, elle présente plusieurs limites et faiblesses. D'un point de vue méthodologique, elle nécessite de traduire les différents inputs en unité d'énergie afin d'assurer la commensurabilité des différentes variables manipulées. Le référentiel de coefficients de transformation des différentes catégories d'inputs en équivalent énergie peut fortement déterminer les résultats de l'analyse. D'un point de vue conceptuel, cette méthode s'abstrait de la prise en compte des interactions entre apport d'intrants, SE potentiel et impacts négatifs des apports d'intrants. Elle s'abstrait des aspects dynamiques très déterminant de la capacité des intrants à répondre aux objectifs de réduire ou lever les facteurs limitants et réducteurs du niveau de production agricole. Par exemple, dans cette méthode les quantités d'intrants qui circulent au-delà de l'écosystème agricole (ex. azote volatilisé et lixivié, émissions de N₂ et N₂O, eau d'irrigation percolée ou ruisselée) sont considérées comme participant à la production agricole et, par construction méthodologique, viennent donc réduire le niveau estimé de SE effectif. Autre exemple, alors que les intrants exogènes peuvent avoir une efficacité réelle limitée (ex. régulation des bioagresseurs) dans cette méthode ils sont considérés comme totalement efficace, et ce quelles que soient les caractéristiques des situations de production.

Pour remédier aux faiblesses de cette méthode, il est possible d'utiliser des modélisations dynamiques du fonctionnement des écosystèmes pour représenter les interactions entre apports d'intrants exogènes, SE potentiel et effectif. Ce type de modélisation est largement employé pour l'analyse des impacts négatifs des activités agricoles relatifs aux cycles de l'azote et aux émissions de GES et pour l'analyse des flux d'eau et du cycle du carbone dans les écosystèmes agricoles. La grande limite de ces méthodes de modélisation est que, le plus souvent, elles ne représentent pas les effets combinés et les interactions entre stress biotiques et abiotiques et des pratiques pour les lever. Actuellement, à notre connaissance, peu d'évaluation des SE rendus par les écosystèmes agricoles sont basés sur l'utilisation de ce type de modélisation dynamique. EFESE-écosystèmes agricoles, en mobilisant ce type d'approche, propose donc **un premier pas vers une évaluation de la part de la production agricole permise par les SE intrants, relatifs à la fourniture de l'azote et la restitution de l'eau, prenant en compte la dynamique journalière des interactions entre apports intrants et processus écologiques.**

Méthodologies d'évaluation retenues dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles

Dans EFESE-écosystèmes agricoles nous avons réalisé l'évaluation biophysique de la production de biens végétaux agricoles suivant deux approches :

- 1) L'évaluation du niveau total de production de biens agricoles végétaux en combinant les sources d'information statistique sur les rendements à la résolution départementale et sur les surfaces de production agricoles par PRA.
- 2) L'évaluation du niveau de production permis par les SE « intrants » de fourniture en azote et de restitution de l'eau *via* le dispositif de simulation dynamique du système sol-plante basé sur l'utilisation des modèles STICS pour les systèmes de grandes cultures et PaSim pour les systèmes de prairies (Cf. section 10.2 et Annexe 8-A).

10.1.2.2. Résultats et analyse

Dans cette section nous décrivons tout d'abord les caractéristiques de configuration spatiotemporelle des écosystèmes de grandes cultures en France puis les pratiques agricoles exogènes mis en œuvre pour les gérer. Dans un deuxième temps nous présentons les résultats d'évaluation du niveau total de production de biens agricoles végétaux puis l'évaluation du niveau de production permis par les SE « intrants » de fourniture en azote et de restitution de l'eau.

Description de la distribution spatiale de la configuration des écosystèmes agricoles en France

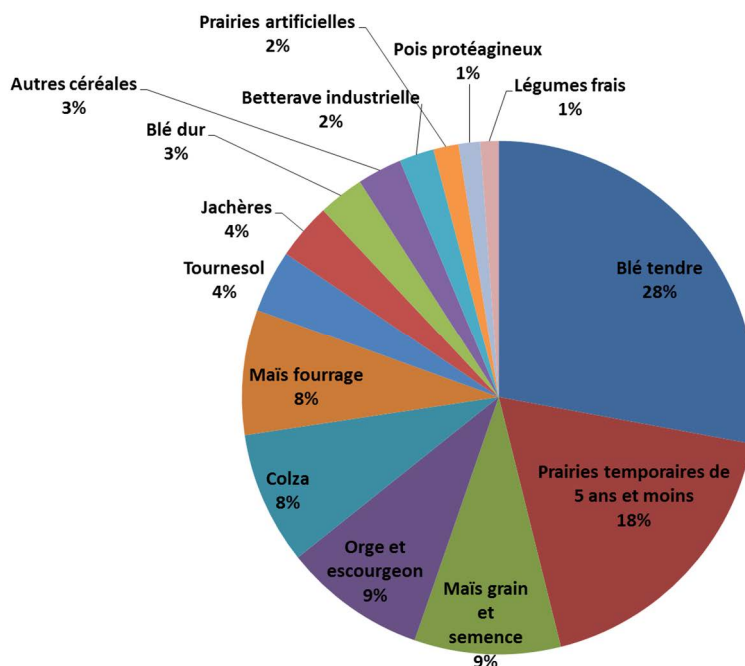
Assolement

En 2010, la surface agricole utilisée par les exploitations agricoles⁴ (SAU) en France est d'environ 27Mha (hors pacages collectifs), pour 491378 exploitations agricoles (soit environ 56 ha par exploitation) d'après le Recensement Agricole de 2010. Au sein de cette SAU, les surfaces en grandes cultures représentent 15Mha (soit 56% de la SAU en 2010), celles en prairies temporaires 3.2Mha (12% de la SAU), alors que les surfaces toujours en herbe (STH) sont de 7,6Mha (soit 28% de la SAU) - les 4% restants correspondant aux vignes et autres cultures pérennes.

Les cultures les plus présentes (Figure 10-1-3) sont, en 2010, le blé tendre (19%), les prairies temporaires (12%), le maïs grain et semence (6%), l'orge et escourgeon (6%), le colza (6%), le maïs fourrage (5%) et le tournesol (3%).

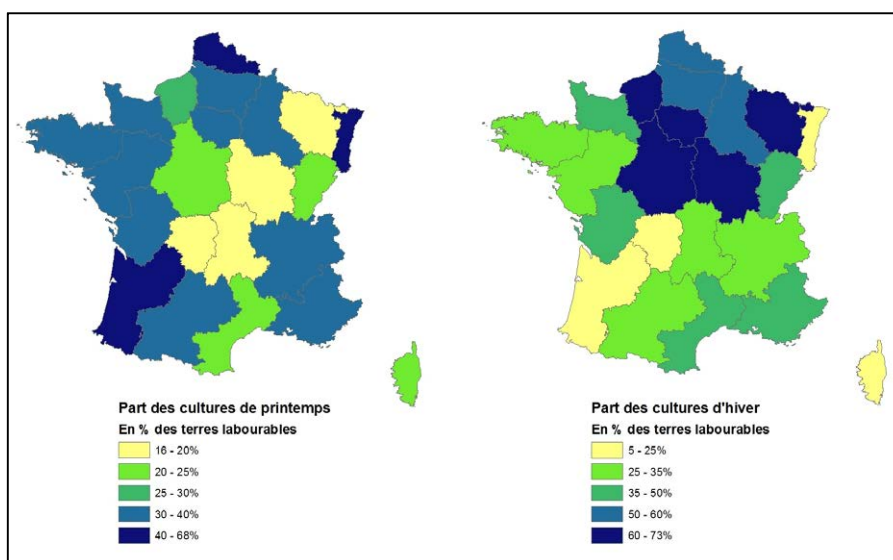
⁴ Dans la statistique agricole française, la définition de la Surface Agricole Utilisée (SAU), commune à toutes les enquêtes, a évolué au cours du temps. Depuis les années 1970, les SAA distinguent la SAU des exploitations (identique à celle définie dans le RA) et la SAU du département qui inclut la SAU détenue par des exploitations non professionnelles ou des particuliers (l'écart entre les deux s'élevant à environ 2 million d'hectares, le plus souvent de surfaces en herbe peu productives). Depuis 2010, le RA inclut dans la SAU les superficies de pacages collectifs, ce qui représente une différence d'environ 800 000 ha avec les recensements précédents, principalement localisés en zones de montagne.

Figure 10-1-3. Part des différentes grandes cultures à l'échelle de la France en 2010 (en % de la SAU)
(Source : Recensement Agricole)



La distribution spatiale par région des cultures de printemps et des cultures d'hiver est présentée dans la figure 10-1-4. La proportion de cultures de printemps par rapport à la surface en terres labourable à l'échelle nationale est d'environ de 37% en 2011 (Agreste). Les régions où ces cultures sont les plus importantes dans l'assolement sont l'Aquitaine, l'Alsace et le Nord-Pas-de-Calais (forte présence de monoculture de maïs dans les deux premières régions et de betteraves dans la dernière). En revanche, leur part est très faible en Lorraine, Bourgogne, Auvergne et Limousin (couverture du sol assurée par les prairies temporaires et/ou les cultures colza-blé-orge).

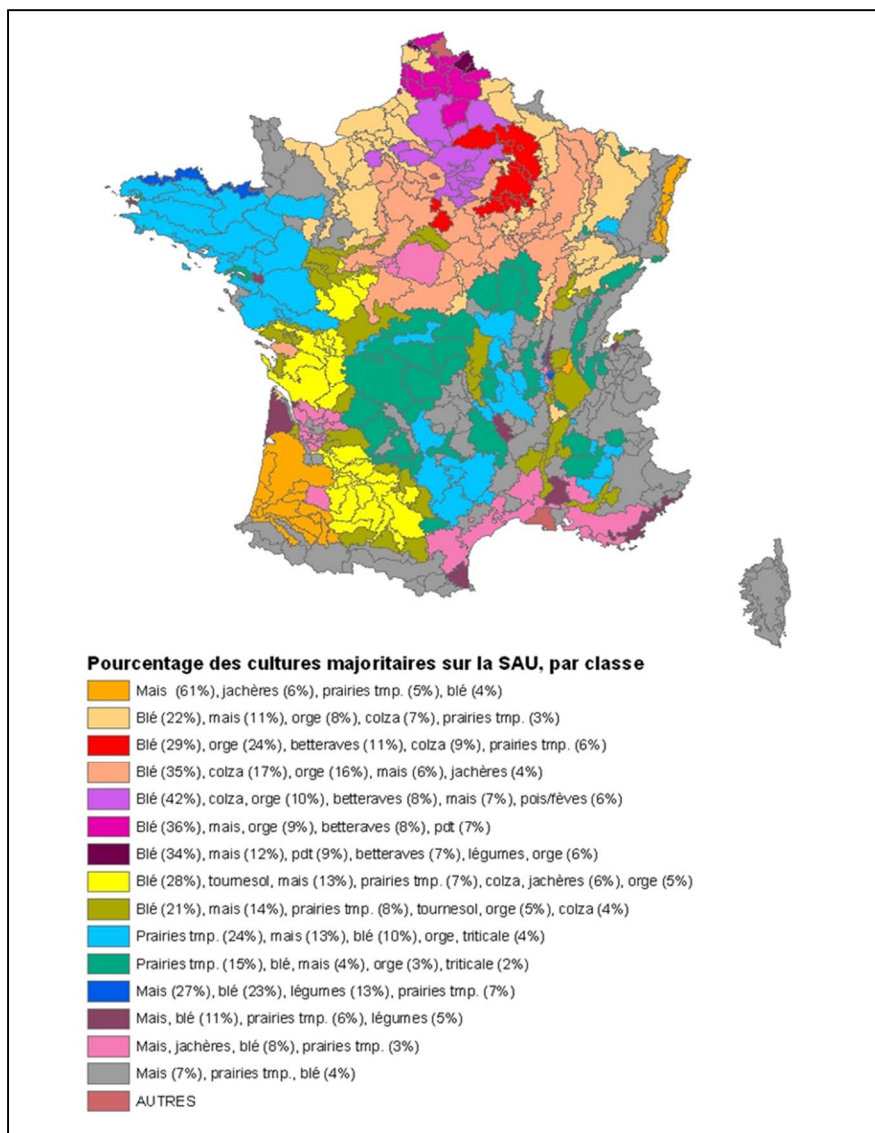
Figure 10-1-4. Part de cultures de printemps et de cultures d'hiver en pourcentage des terres labourables par région administrative en 2010 (Source : Statistiques Agricoles Annuelles)



La présentation de la distribution spatiale des différentes cultures est réalisée dans les compléments ajoutés en fin de section.

L'analyse de la part des surfaces de culture dans la SAU des PRA sur la période 2006-2009 *via* une analyse en composante principale et une classification ascendante hiérarchique a permis à l'UMR ASTER (Inra) de développer une typologie des PRA en 16 classes, selon leurs cultures annuelles dominantes (Figure 10-1-5). Cette typologie fournit une vision synthétique des de la distribution des types d'assolement en France. Elle permet de visualiser des PRA présentant des assolements similaires au travers de la France comme par exemple la Bretagne, le nord-est et le sud du massif central, basé sur des prairies temporaires, maïs blé, orge et triticale. Elle permet également de visualiser et caractériser les assolements des différentes PRA des grands bassins de cultures en France comme le grand bassin parisien.

Figure 10-1-5. Typologie des régions agricoles selon les cultures annuelles majoritaires en 2006-2009
(Source Teruti-Lucas)



Séquences de cultures

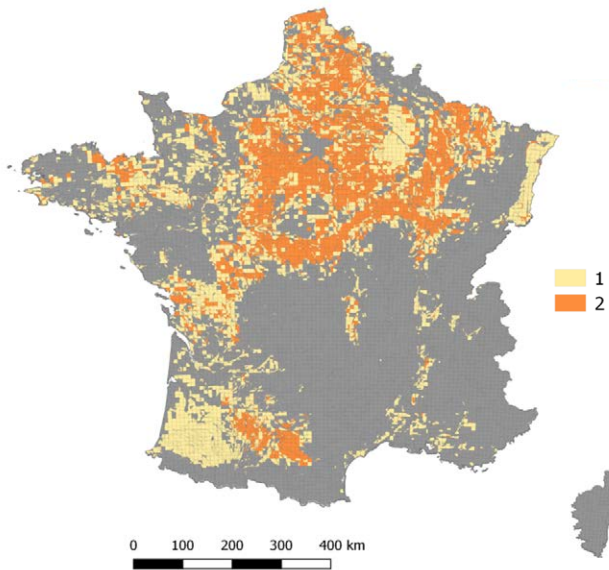
L'analyse de la base de données sur les séquences et rotation de cultures de cultures produite par l'INRA permet de représenter la distribution spatiale des monocultures de céréales à paille (blé tendre ou blé dur principalement) et de maïs, de rotation courte de 2 à 3 ans et de rotation plus longue de 3 ans et plus (Figure 10-1-6). Les monocultures de maïs représentent de 50 à plus 75% de la surface en grande culture dans le sud-ouest, dans certaines zones de l'Alsace et le long de la Dordogne et de ces principaux affluents, ainsi que sur le versant ouest du massif central. Elles sont également significativement présentes dans la presqu'île du Cotentin. Les monocultures de céréales à paille sont très présentes dans la bassin méditerranéen (ex. monoculture de blé

dur), dans plusieurs zones du massif central (ex. monoculture de triticale) et en Bourgogne. Les rotations de 2 à 3 ans se répartissent un peu partout en France avec une présence plus marquée dans le bassin de la Garonne (ex. rotation blé-(blé-) tournesol), en Bretagne et Normandie (ex. maïs-blé), et dans le bassin parisien (ex. blé-orge-colza). Les rotations de plus de trois ans, sont aussi très réparties sur la France, avec quelques poches où elles représentent plus de 66% de la surface en grande culture, comme dans le grand est et la Beauce. Une analyse plus fine des caractéristiques de ce dernier type de rotations reste à réaliser de manière à évaluer la diversité des cultures et espèces au sein de celles-ci.

Figure 10-1-6. Distribution spatiale du nombre (a) et des différents types de rotation en fonction de leur longueur (b, c, d) dans les unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles

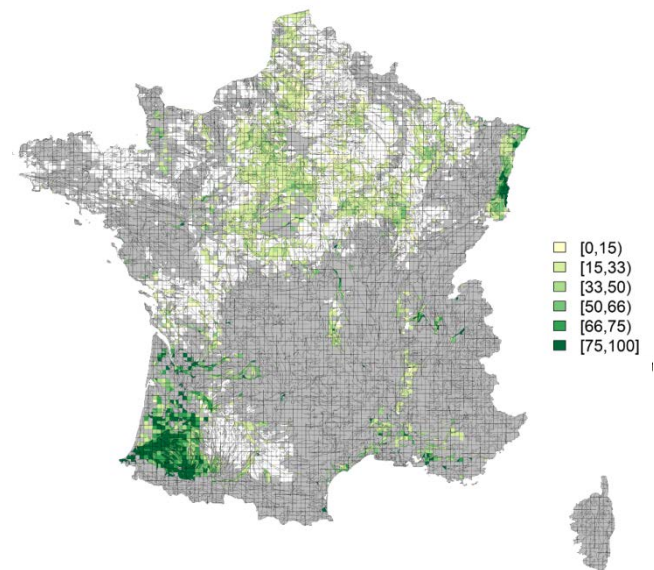
a. Nombre de rotations simulées dans chaque UPC

En gris : pas de simulation « GC »



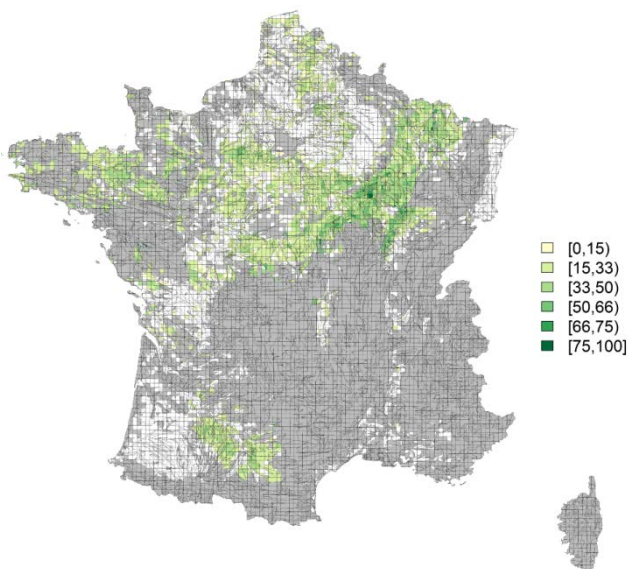
b. Proportion de monocultures simulées dans chaque UPC

En gris : pas de simulation « GC »



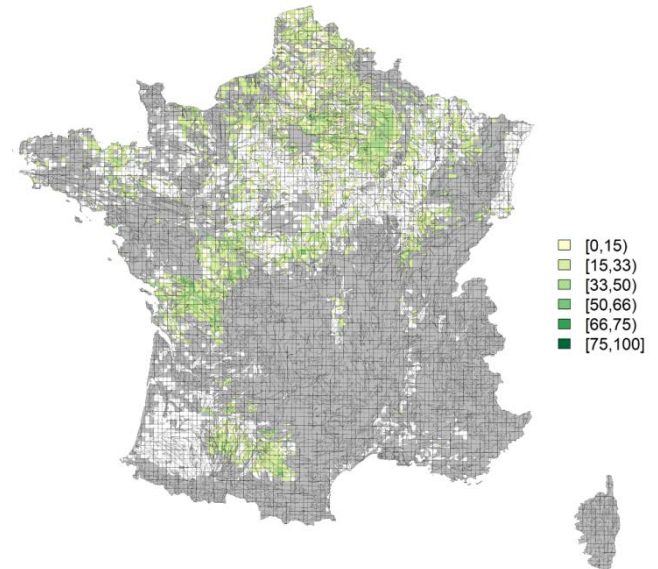
c. Proportion de séquences de cultures simulées dont la durée est de 2 à 3 ans dans chaque UPC

En gris : pas de simulation « GC »



d. Proportion de séquences de cultures simulées dont la durée est supérieure ou égale à 4 ans dans chaque UPC

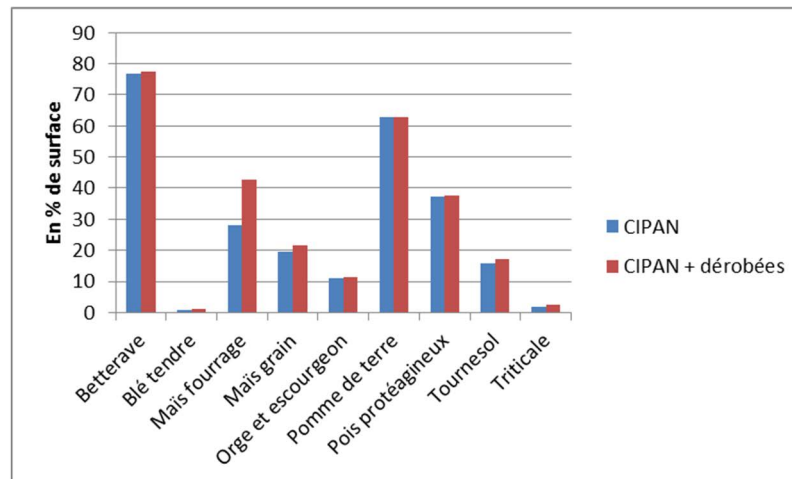
En gris : pas de simulation « GC »



Couverts intermédiaires

L'obligation, en zones vulnérables azote, de couvrir le sol laissé à nu pendant la période automnale, y.c. par l'implantation d'une couverture intermédiaire (CI) de type CIPAN, dérobées, repousses ou résidus broyés, ne concerne que les intercultures longues, à savoir celles qui précèdent une culture de printemps. L'implantation de CIPAN et cultures dérobées concerne essentiellement les cultures de printemps (Figure 10-1-7), même si cette pratique s'observe occasionnellement avant une céréale d'hiver (1% avant blé et 2% avant triticales). Les cultures dérobées n'existent presque exclusivement qu'en précédant maïs fourrage (14,7% des surfaces).

Figure 10-1-7. Part de cultures intermédiaires avant l'implantation d'une culture en 2011 (CIPAN seules ou avec cultures dérobées) (Source : Enquête Pratiques culturales 2011)



Avant betterave, environ 77% des surfaces sont couvertes par une CIPAN mais la proportion varie de 54% en Haute-Normandie à 89% en Champagne-Ardenne. La pomme de terre, précédée de 63% des surfaces par une CI, connaît les mêmes tendances géographiques (de 43% dans le Centre à 75% en Champagne-Ardenne). Idem pour le tournesol, qui n'est précédé d'une CI que sur 17% des surfaces, principalement situées dans le nord de la France. Pour l'orge (11% des surfaces concernées), c'est en Champagne-Ardenne, Ile-de-France et Picardie que les CI sont les plus présentes, en lien avec une proportion plus forte d'orge de printemps (Figure 10-1-8).

Pour le pois (38% de CI), le maïs fourrage (43% de CI) et grain (environ 22% de CI), mais également le triticales et le blé, c'est en Bretagne que les taux d'implantation de CI sont les plus forts (>60% pour les cultures de printemps et autour de 6% pour les cultures d'hiver). En revanche, dans la moitié sud de la France, ces taux sont très faibles, voire nuls, sauf pour le maïs fourrage (où on observe encore 37 à 38% de CI en Rhône-Alpes ou Midi-Pyrénées).

L'influence de la délimitation en zones vulnérables se remarque pour certaines cultures, notamment le maïs qui, en 2011, est précédé d'une culture intermédiaire sur 26% de sa surface en zone vulnérable, contre seulement 5% en zone non vulnérable (Agrete, 2014). Le rapport est un peu moins important pour le maïs fourrage. L'influence des zones vulnérables est beaucoup plus faible pour les autres cultures.

A l'échelle de la France, les principaux couverts utilisés comme CIPAN sont la moutarde (55% des surfaces), suivie des céréales (19%). Les autres couverts représentent environ un quart des surfaces implantées en CIPAN (Figure 10-1-9).

Figure 10-1-8. Part de cultures intermédiaires avant l’implantation d’une culture par région en 2011
(Source : Enquête Pratiques culturales 2011)

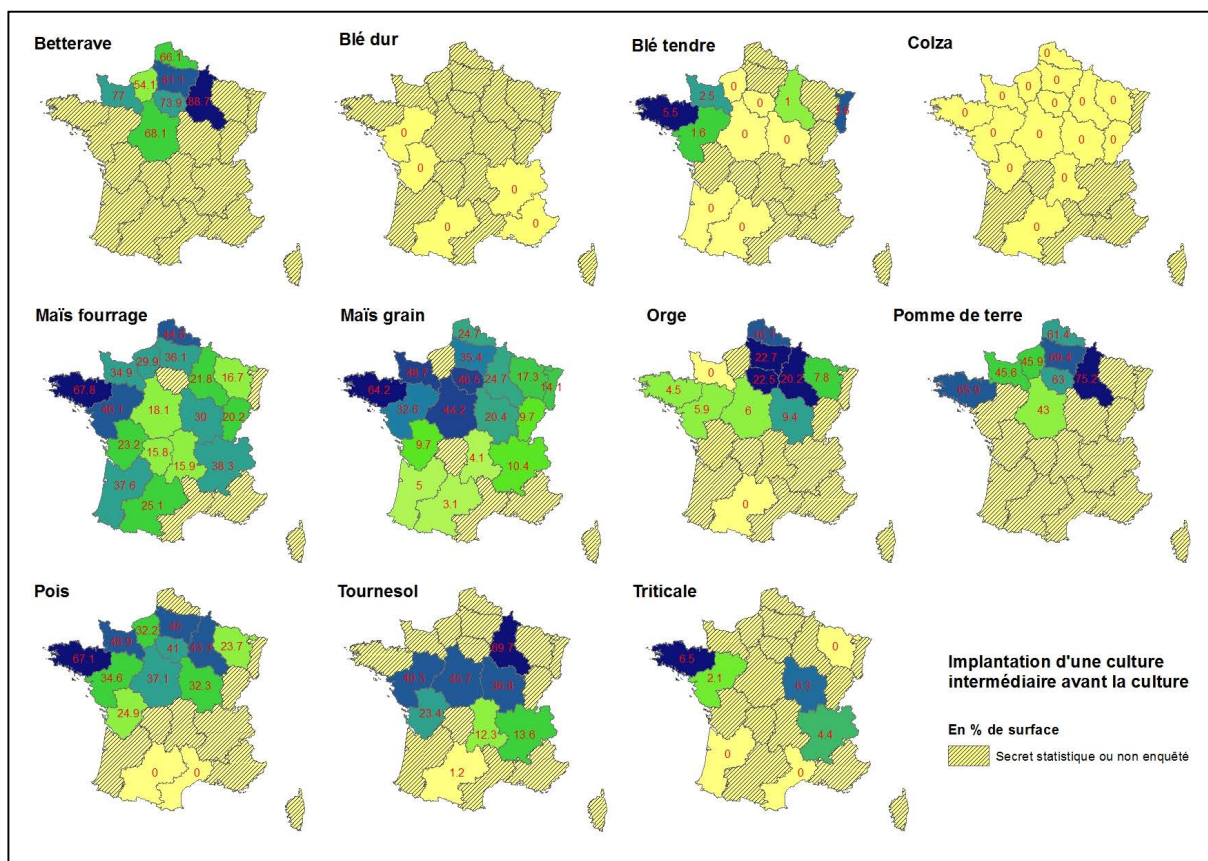
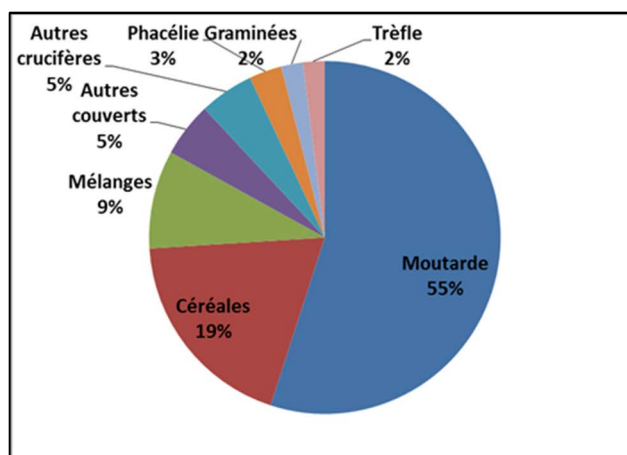
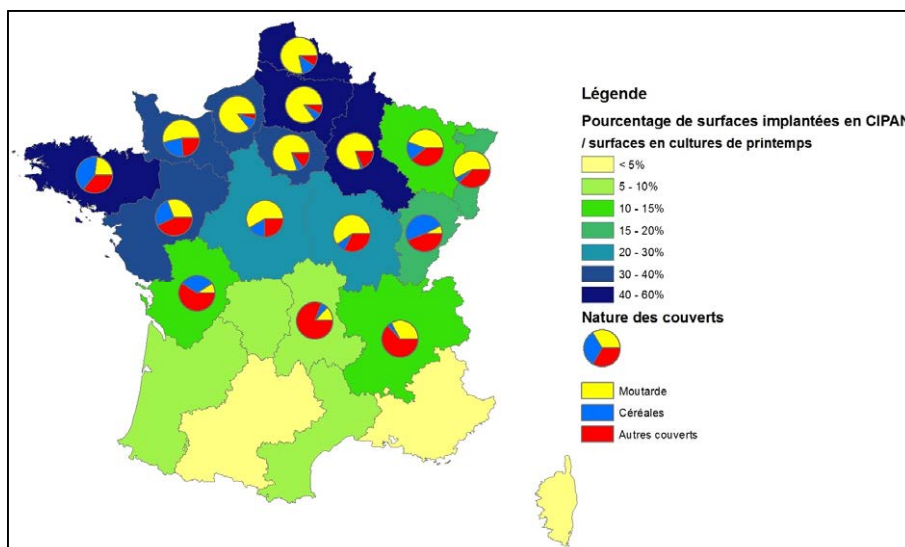


Figure 10-1-9. Nature des couverts utilisés comme CIPAN en 2011 (en % de surface) – (Source : Enquêtes Pratiques Culturales 2011)



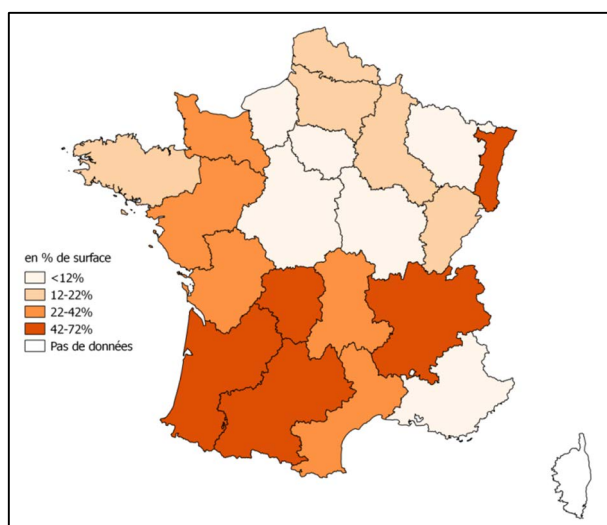
En synthèse de ces grandes tendances, les régions où la part de cultures de printemps précédée par une culture intermédiaire est beaucoup plus forte sont dans le nord de la France (Bretagne, Champagne, Ardenne, mais également Picardie et Nord-Pas-de-Calais) où on atteint en 2010 plus de 40% des surfaces en cultures de printemps précédées d’une CI (Figure 10-1-10). En revanche, les régions Midi-Pyrénées et PACA n’atteignent pas les 5% de ces surfaces.

Figure 10-1-10. Pourcentage de cultures de printemps précédées par une CIPAN en 2010 et nature de ces CIPAN en 2011 par région (Sources : Recensement Agricole 2010 et Enquête Pratiques Culturelles 2011)



En conclusion, la part de sols restant vraiment nus en hiver serait de 20% en 2011 (Agreste, 2011). Les régions concernées sont essentiellement celles où se pratique la monoculture de maïs (Alsace, Rhône-Alpes, Aquitaine, Midi-Pyrénées) où la proportion de sols nus en hiver dépasse les 40% des surfaces en grandes cultures (Figure 10-1-11).

Figure 10-1-11. Part de surfaces en grandes cultures restant nues en hiver (en % de surface en grandes cultures) (Source Agreste 2011)



Description de la distribution spatiale des pratiques agricoles en France

Pratiques de labour et non labour à l'échelle de l'année

La pratique du labour est plus fréquente pour les cultures de printemps (maïs grain et fourrage, tournesol...) alors que celle des Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) est plus fréquente pour les cultures d'automne, telles que le colza, le blé tendre et le blé dur (Labreuche et Wissocq, 2016). En 2011, les TCSL sont appliquées sur 58% des surfaces en blé dur, 51% de celles en colza, 43% pour le blé tendre, puis entre 13 et 31% pour les autres cultures (Figure 10-1-12). La distribution de cette pratique est très contrastée à l'échelle régionale (Figure 10-1-13).

Figure 10-12. Part de non labour par culture en France (Source : Enquête Pratiques Culturelles 2011)

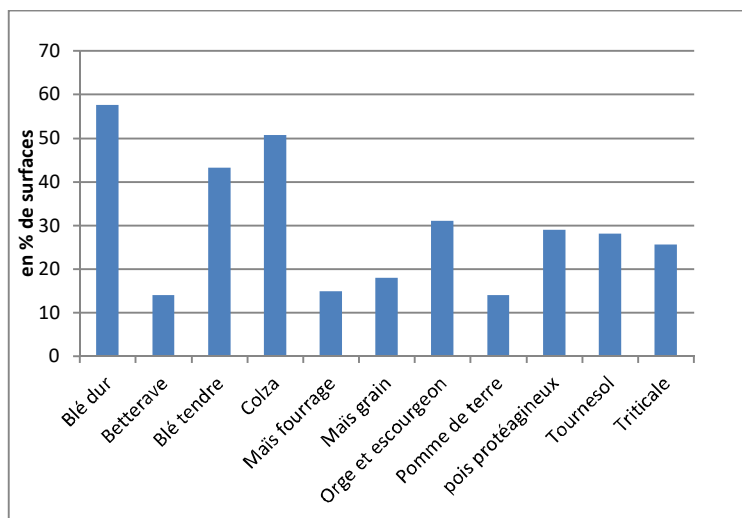
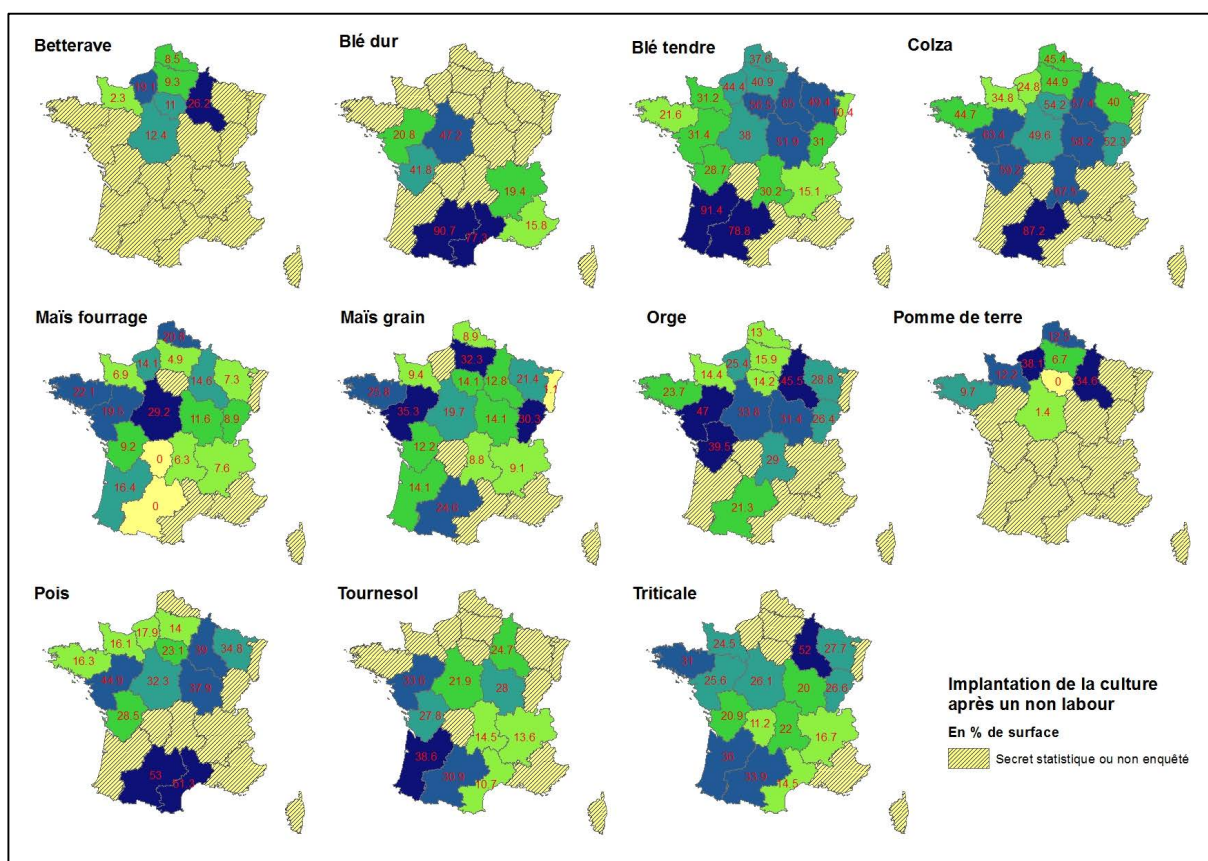


Figure 10-13. Estimation du non-labour avant implantation d’une culture en pourcentage de surface par culture et par région (Source : Enquête Pratiques Culturelles 2011)



Ainsi pour la betterave, c’est la Champagne qui est la région la plus concernée (26% des surfaces), contre 2% en Haute-Normandie. On retrouve les mêmes tendances pour l’orge (avec les Pays de Loire et le Poitou-Charentes), la pomme de terre (avec la Haute-Normandie) et le triticale (suivi du sud-ouest et de la Bretagne). Pour le blé dur, on dépasse les 3/4 des surfaces en TCSL annuelle en Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon, tandis qu’il n’y a que 15% des surfaces en PACA. Pour le blé tendre, c’est en Midi-Pyrénées et Aquitaine que le non labour annuel est également le plus important (près de 80%, voire 91% en Aquitaine), mais seulement 10%

en Alsace, 15% en Rhône-Alpes et 22% en Bretagne. Pour le colza, même tendance avec 87% des surfaces en non labour annuel en Midi-Pyrénées mais entre 25 et 35% en Normandie.

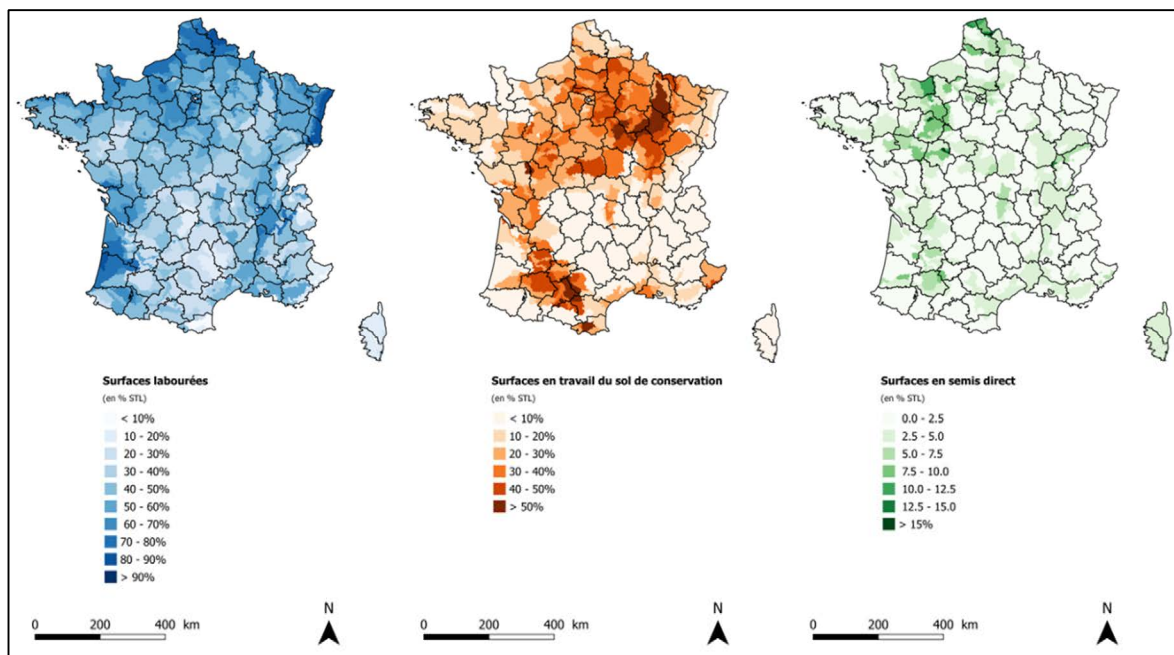
Pour le maïs fourrage c'est le Centre qui pratique le plus le non labour annuel (ainsi que le Nord et la Bretagne et Pays de Loire), tandis que pour le maïs grain, ce sont les Pays de Loire, la Picardie et la Franche-Comté.

D'après le recensement agricole 2010, le labour est particulièrement développé dans le nord de la France (plus de 80% des surfaces en Terres Labourables) et le long du littoral de la Manche, ce qui peut s'expliquer par une forte proportion de culture de printemps, mais également par un climat océanique marqué (Figure 10-1-14). En Alsace et dans les Landes (et dans une moindre mesure en région Rhône-Alpes), la fréquence du labour est directement à mettre en relation avec la monoculture de maïs.

Les TCSL, globalement moins développés que le labour, dominent dans certaines régions céréalières, en particulier en Meuse, Haute-Marne et Haute Garonne où ces surfaces sont supérieures à 50% des STL. Dans le nord de la France, on note que ces surfaces sont particulièrement développées sur les plateaux du Barrois et dans le Pays d'Othe, où dominent les systèmes de culture de type « colza-blé-orge d'hiver » composés de cultures d'automne. Dans le sud-ouest de la France, ce sont les régions agricoles du Lauragais et du Conflent qui sont particulièrement concernées, du fait de l'importance de systèmes « blé tendre/dur – tournesol ».

Les techniques de semis direct sont des pratiques relativement confidentielles et rarement développées sur des surfaces excédant 10% des terres arables à l'échelle de la région. Elles semblent plutôt localisées dans le nord-ouest de la France, soit dans des régions fortement marquées par la présence d'élevage (Perche, Pays d'Auge), soit dans des régions avec des systèmes de culture assez particuliers (Flandres, Val de Loire, Saumurois).

Figure 10-1-14. Méthode de travail du sol (pour les cultures de la campagne 2009-2010) en pourcentage des surfaces en terres labourables (Source : RA 2010)



Comme indiqué dans le chapitre 6, ces résultats fournissent des informations sur les pratiques de travail du sol une année donnée pour une culture donnée, mais n'apportent pas d'information sur la pratique du non labour à l'échelle du système de culture. Il est courant qu'un agriculteur alterne labour et TCSL sur une même parcelle : le labour est réalisé à chaque fois que la parcelle (abondances d'adventices, présence de résidus en trop grande quantité ou infectés, structure du sol dégradée) ou le climat l'exigent. Ce labour occasionnel ou simplification partielle du travail du sol est opposée à la simplification totale (Boisgontier *et al.*, 1994) basée sur un non labour systématique pour toute la durée de la rotation (Labreuche *et al.*, 2007).

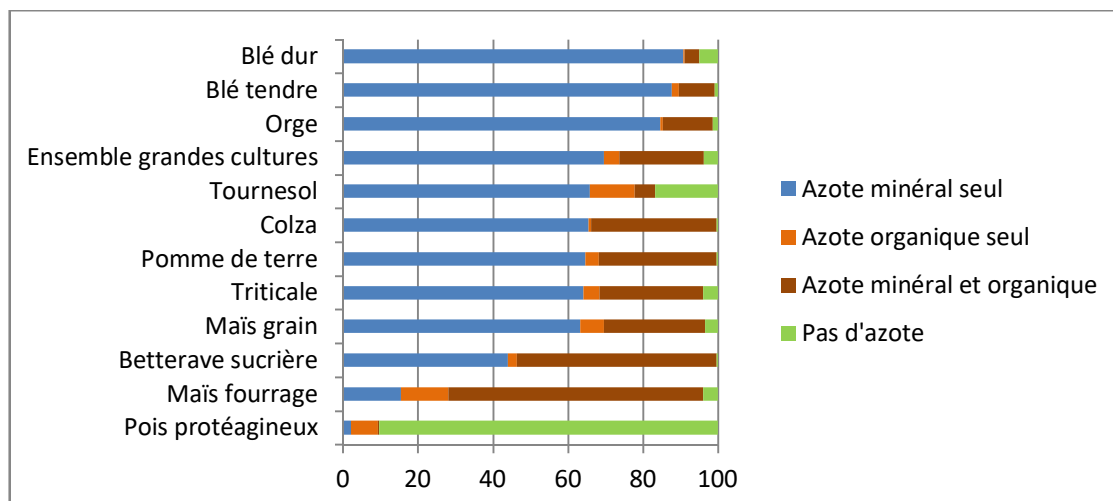
Il existe peu d'enquêtes permettant de caractériser les modalités de travail du sol sur un pas de temps pluriannuel. Les travaux de Labreuche *et al.*(2007) et de Labreuche et Wissocq (2016)⁵ montrent que sur la période 2001-2006, les stratégies d'alternance du labour et des techniques culturales sans labour (TCSL) sont légèrement plus répandues que le labour systématique (44,6 % des surfaces contre 43,7%). Pendant la période 2006-2011, l'écart se creuse encore un peu (46,8% contre 40,3%). L'alternance entre labour et TCSL va d'un non-labour opportuniste (une à deux fois en six ans) à une pratique très occasionnelle du labour (14,5% des surfaces avec au maximum deux labours en six ans). Le non labour continu reste assez peu développé avec 11% des surfaces sur 2001-2006 et 13% sur 2006-2011. Ces résultats sont confirmés dans Agreste Primeur (2008) qui indique que 34 % des surfaces sont dispensées de labour en 2006 mais que seules 11 % n'ont jamais été retournées depuis 2001. Selon Labreuche et Wissocq (2016), la pratique des TCSL systématique est plus répandue dans le cas des rotations largement composées de cultures d'hiver (colza-blé-orge d'hiver). A contrario, les rotations très largement composées de céréales, soit de printemps (maïs-maïs), soit alternant automne et printemps (maïs-blé), incluent assez rarement du non labour continu. Le même phénomène est observé pour des rotations incluant de la prairie temporaire.

Fertilisation azotée

Certaines cultures reçoivent presque exclusivement des engrais minéraux (70% des surfaces en 2011) alors que d'autres reçoivent à la fois des engrais organiques et minéraux (22% des surfaces en 2011). La part des surfaces sans fertilisation azotée (minérale ou organique) plafonne à 4 % de la sole, dont la moitié est constituée des cultures de pois et de tournesol. La part des surfaces ne recevant que des apports organiques est de 4% (Agreste, 2014).

Globalement, toutes les cultures, à l'exception du pois et de certains maïs et tournesol, reçoivent un engrais azoté minéral (Figure 1-1-15). La fertilisation organique concerne 81% des surfaces en maïs fourrage, 56% de celles en betterave, environ un tiers des surfaces en colza, pomme de terre, triticales, maïs grain, 17% de celles en tournesol. Elle est beaucoup moins fréquente sur les céréales à paille (4% sur blé dur, 10% sur blé tendre et 14% sur orge).

Figure 10-1-15. Part de surface par culture ayant reçu une fertilisation organique et/ou minérale en France en 2011 (Source : Enquête Pratiques Culturelles)



⁵ Travaux sur les pratiques agricoles de travail du sol du GIS Grande Culture à Hautes Performances Economiques et Environnementales (GIS GCHP2E) : Etude des résultats de l'enquête pratiques culturelles 2011 (Agreste)

Fertilisation organique

La fertilisation organique suit une distribution à l'échelle de la France fortement liée à la présence de l'élevage. Dans le cas du colza, du maïs grain, du blé dur, du tournesol et de la pomme de terre, c'est en Bretagne et/ou Pays de Loire que les apports organiques sont les plus fréquents. Mais ces grandes tendances ne se retrouvent pas pour toutes les cultures.

Pour les grandes cultures comme la betterave, c'est dans le Nord que cette culture reçoit le plus d'engrais organique, en majorité de la vinasse en Ile de France, Champagne-Ardenne et Région Centre. Pour le blé tendre, c'est en Auvergne, Bretagne et Franche-Comté alors que pour le maïs fourrage c'est en Midi-Pyrénées que les proportions de surface avec engrais organique sont les plus fortes. Cette distribution spatiale est à relativisée au regard des surfaces de ces cultures dans les régions mentionnées. La part de surface ayant reçu une fertilisation organique par culture et par région est présentée en complément 2.

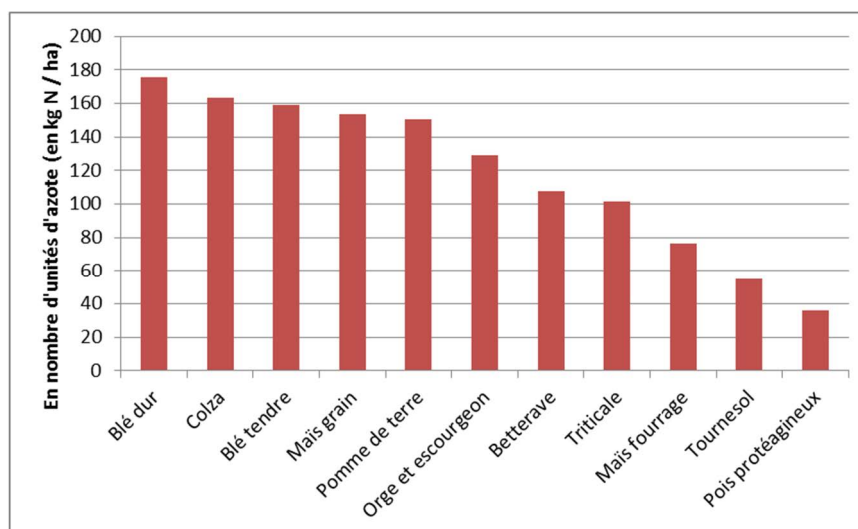
Quant à la nature de la fertilisation organique, elle est, en termes de surfaces concernées, presque toujours d'origine animale (à 88%) et en majorité issue des élevages bovins (59%). Les effluents de volailles viennent en 2^{ème} place (11%), puis ceux de porcs (10%). Les effluents hors élevage (issues de l'industrie ou du traitement des boues de STEP) ne représentent que 9% du total des surfaces concernées par un effluent organique. La nature de la fertilisation organique dominante et la dose moyenne associée, par culture et par région, est présentée dans l'Annexe 8-A.

Fertilisation minérale

En terme de répartition spatiale de la fertilisation minérale (Figure 10-1-16), pour la plupart des cultures (blé tendre, colza, maïs fourrage, maïs grain, pomme de terre et tournesol) la part de surface fertilisée avec des engrais minéraux est plus faible dans les régions d'élevage comme la Bretagne ou les Pays de Loire (Cf. complément 2).

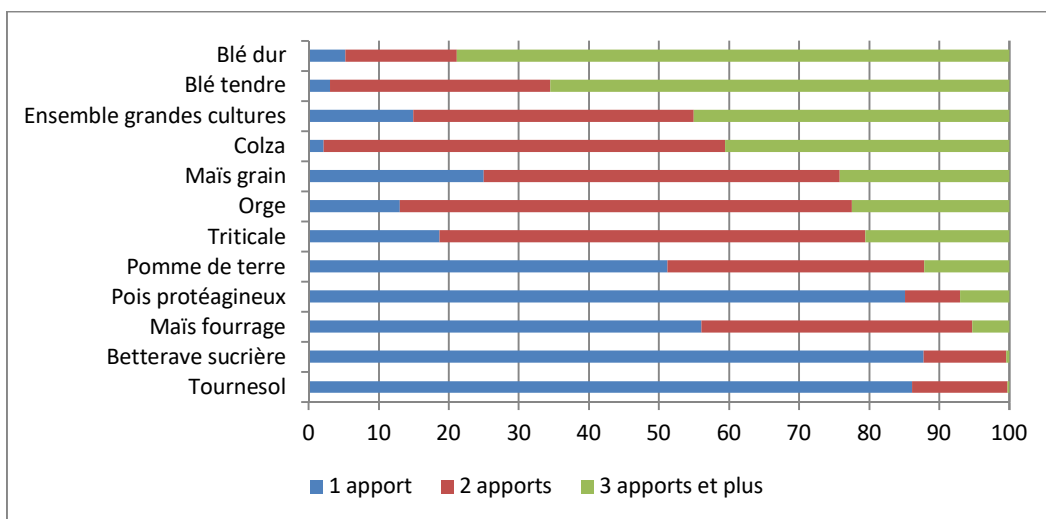
En termes de doses appliquées, les doses moyennes d'azote reçues par culture en 2011 varient de 36 kg N/ha pour le pois (moyenne calculée sur les parcelles ayant reçu un engrais minéral) à 176 kg N/ha pour le blé dur (Figure 10-1-16). Les doses de fertilisation minérale dans les systèmes de culture ne recevant que ce type de fertilisation, par culture et par région, sont présentées dans l'Annexe 8-A.

Figure 10-1-16. Dose moyenne d'azote minéral reçue par culture en France en 2011 - sur les parcelles en ayant reçu (Source : Enquête Pratiques Culturelles 2011)



En 2011, 85 % des surfaces fertilisées exclusivement par de l'azote minéral reçoivent des apports fractionnés (Agreste, 2014). Pour les surfaces uniquement fertilisées par de l'azote minéral, l'apport se fait en 3 passages en moyenne pour le blé et le colza, 2 pour l'orge, le triticale, le maïs, la pomme de terre, et 1 pour le tournesol, la betterave et le pois (Figure 10-1-17).

Figure 10-1-17. Fractionnement des apports d’azote minéral sur grandes cultures
(Source : Enquête pratiques culturales 2011)

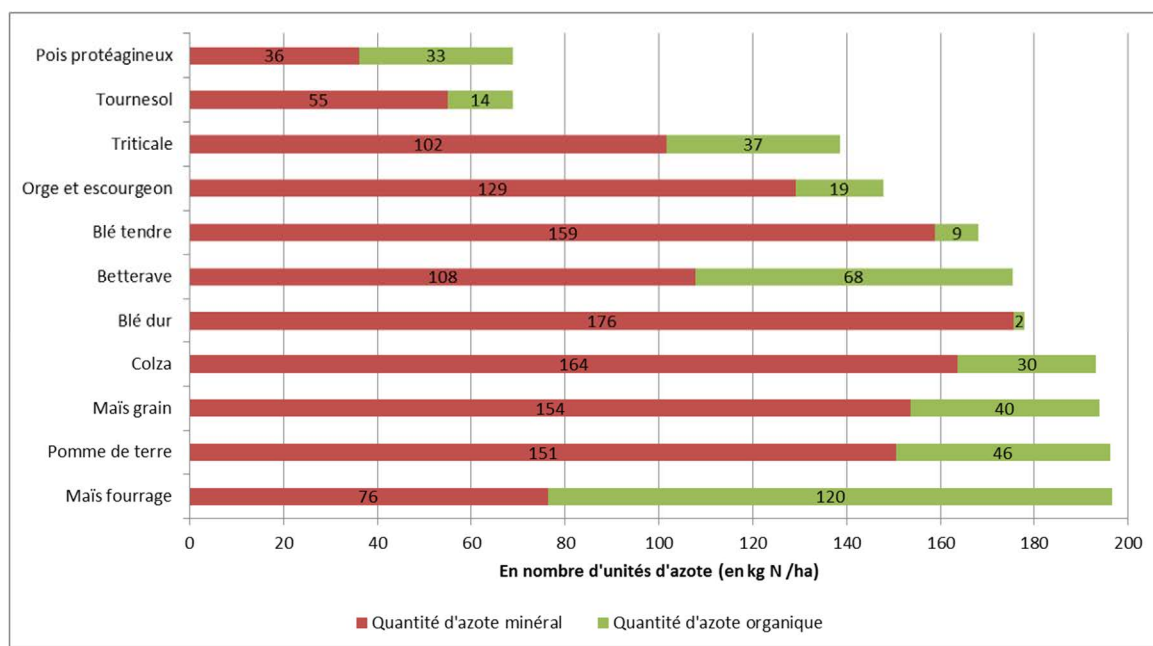


Le nombre d’apports est notamment plus faible pour les cultures dont le développement empêche les passages répétés (maïs), les cultures faiblement fertilisées en azote (tournesol) ou les cultures dont la filière aval exige une faible teneur en azote (une forte teneur en azote des racines de betterave pénalise l’extraction des sucres).

La fertilisation azotée totale

En moyenne, la dose totale apportée par culture quand on fait le cumul de la fertilisation organique et minérale est plus élevée que la dose moyenne d’azote minérale (Figure 10-1-18). Le maïs fourrage, la pomme de terre, le maïs grain et le colza arrivent en tête avec une dose moyenne comprise entre 193 et 196 kg N /ha, ces cultures étant largement fertilisées par des engrais organiques. De même, la betterave qui reçoit des doses d’azote minérale relativement faible, atteint des apports d’azote équivalents à ceux du blé dur. La quantité d’azote totale (organique et minérale) moyenne apportée par culture et par région en 2011 est présentée en complément 2.

Figure 10-1-18. Quantité d’azote totale (organique et minérale) moyenne apportée par culture en France en 2011 sur les parcelles en ayant reçu (Source : Enquête Pratiques Culturales 2011)



L'intégration de la fertilisation organique à la fertilisation totale redessine partiellement la carte des pressions azotées sauf pour les cultures comme le blé dur ou le blé tendre qui en reçoivent très peu. La betterave apparaît beaucoup plus fertilisée en Champagne-Ardenne, la pomme de terre en Bretagne, l'orge en Bourgogne, le pois en Lorraine, le tournesol en Pays de Loire et le triticales dans le sud de la France. Certaines répartitions restent sensiblement les mêmes comme pour le colza, le maïs grain, mais avec un gradient entre l'est et l'ouest beaucoup plus faible, du fait de la compensation des faibles doses d'azote minérale dans les régions d'élevage de l'ouest par des apports organiques plus abondants (résultats non représentés).

Le raisonnement de la fertilisation azotée

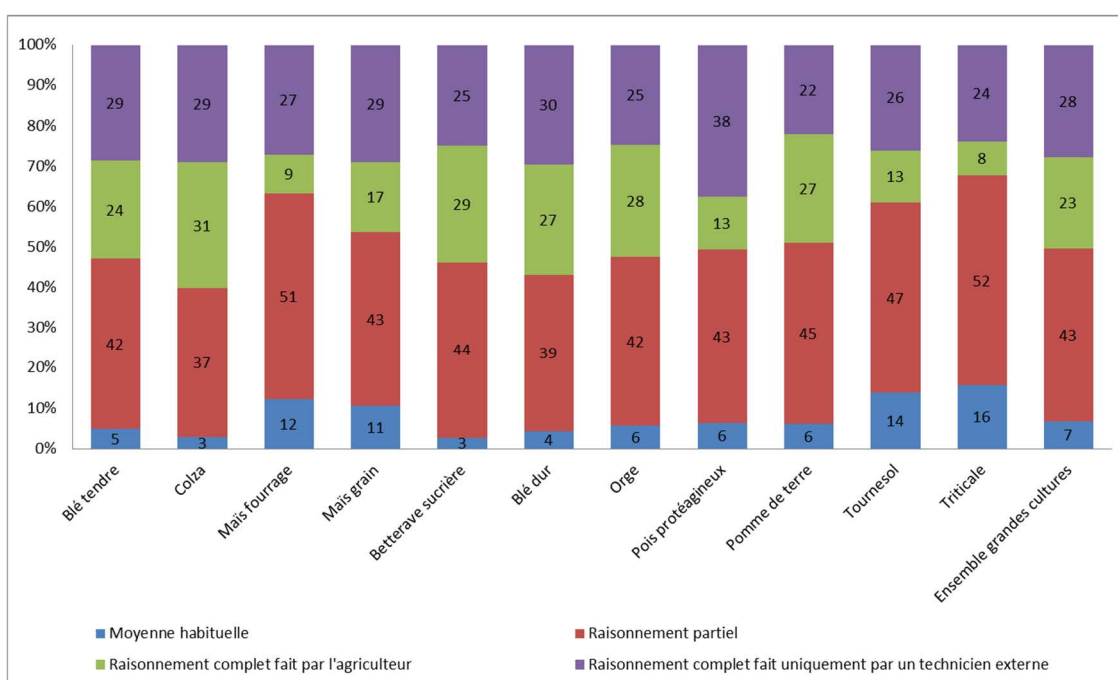
L'enquête Pratiques culturales 2011 montre que **la fertilisation organique est prise en compte presque systématiquement** par les agriculteurs au moment du calcul de la dose d'azote minéral à apporter (entre 88 et 95% des cas). Lorsqu'il y a un apport organique en complément d'apports minéraux, les surfaces fertilisées reçoivent en moyenne 46 kg/ha d'azote minéral en moins (105 kg d'azote minéral apporté par hectare, contre 151 kg en l'absence de complément organique).

Un critère de décision fréquemment pris en compte pour le calcul de la dose d'azote minérale est **la dose habituelle apportée**. Ce critère reste encore relativement élevé sur le tournesol (25% des surfaces), triticales (22%) ou le maïs fourrage (20%) dans les zones non vulnérables, mais se limite à 10% environ des surfaces des autres cultures. Ces fréquences sont beaucoup plus faibles en zones vulnérables, où ce critère n'est pris en compte que pour 10% max des surfaces cultivées et jusqu'à seulement 2% des surfaces en colza par exemple.

En dehors de ces surfaces la dose d'azote est raisonnée en fonction de critères agronomiques, notamment les besoins de la culture à chaque stade, déterminés en fonction du rendement espéré et d'une estimation de l'azote fourni par le sol. Ce dernier est estimé de façon plus ou moins précise, à partir des reliquats d'azote immédiatement disponibles, et de la minéralisation à venir de matière organique du sol et des fumures organiques apportées au cours de la campagne et des campagnes précédentes.

Le calcul de la dose d'azote par **la méthode du bilan complet**, qui prend théoriquement en compte tous ces éléments, **concerne 50 % des surfaces fertilisées en 2011**. Ce type de raisonnements est plus fréquent sur colza, pomme de terre, betterave et blé (entre 53 et 60% des surfaces), alors qu'ils ne concernent que 30 à 46 % des surfaces fertilisées du maïs et tournesol (Figure 10-1-19). **43 % des surfaces en grandes cultures reçoivent une dose d'azote selon un raisonnement établi sur un bilan partiel** (qui mobilise un seul voire plusieurs éléments de bilan parmi le précédent cultural, l'hypothèse de rendement espéré, l'estimation ou la mesure des reliquats et les apports organiques) (Agreste, 2014).

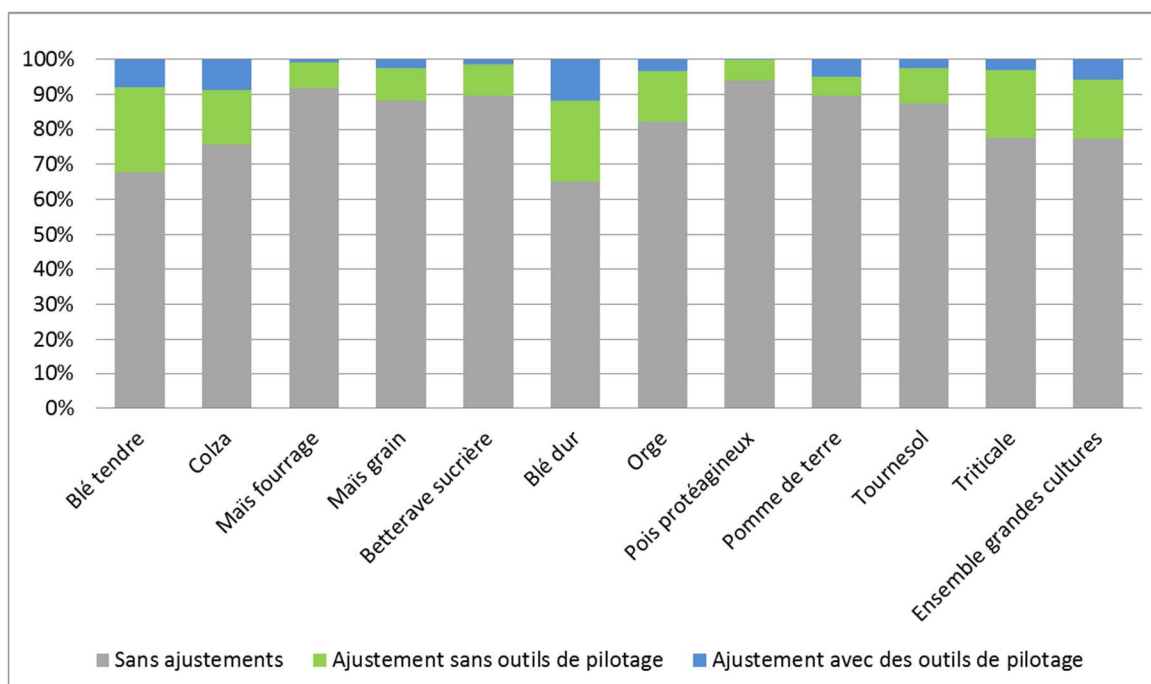
Figure 10-1-19. Part de surface selon le raisonnement de l'azote minéral
(Source : Enquête Pratiques culturales 2011)



Une fois la dose fixée en début de campagne, l'exploitant peut ajuster la dose prévue en cours de végétation et la modifier selon la quantité d'azote consommé par la culture, qui peut être estimée en fonction des conditions climatiques, de l'aspect visuel de la culture, ou bien mesurée par des « outils de pilotage ». **Le pilotage de la fertilisation azotée en court de saison concerne surtout les cultures de blé et colza** (Agreste, 2014). Ces outils de pilotage permettent d'ajuster au mieux les apports d'azote en fonction de l'azote minéral contenu dans le sol en sortie d'hiver, de l'azote contenu dans la plante, et des besoins de la culture. Parmi ceux-ci, les méthodes Jubil® et Ramsès sont basées sur l'analyse de la teneur en nitrates du jus extrait de la base de la tige (céréales à paille, maïs et pomme de terre). La méthode Hydro N tester permet d'évaluer la teneur en chlorophylle des feuilles. Dans le cas du colza, l'introduction de la réglette azote avec la méthode dite par pesée, permet de voir que, d'une année sur l'autre, la fertilisation sur une même parcelle peut varier très sensiblement. Le développement récent de Farmstar-colza® a permis aux agriculteurs de découvrir et de quantifier la variabilité qui existe au sein même des parcelles, notamment avec des colzas très développés, pour lesquels l'observation visuelle de surface est nettement insuffisante pour percevoir les différences (Lagarde et Champolivier, 2006). Ces techniques mises au point par l'Inra ou les instituts techniques agricoles sont encore marginales dans les petites structures agricoles. L'observation de la densité des plants, l'estimation des reliquats d'azote dans le sol en sortie d'hiver et la simple surveillance des parcelles sont les autres méthodes utilisées par les agriculteurs, qui peuvent d'ailleurs les combiner (Figure 10-1-20).

La modification de la dose d'azote minéral en cours de campagne n'intervient que sur un quart des surfaces des grandes cultures fertilisées en 2011 (14% en 2006). Cette pratique dépend très largement de la culture. La croissance du blé et du colza permet de fractionner et de modifier pendant la culture la dose d'azote en fonction de l'observation de la parcelle : densité, aléas climatiques et sanitaires. Ceci explique que **sur 32% des surfaces en blé tendre et 24% des surfaces en colza un ajustement en cours de campagne de la dose d'azote a été réalisé en 2011** (dont 8 à 9% avec un outil de pilotage). Ces chiffres sont à considérer avec précaution puisqu'il peut y avoir un « effet année » lié aux conditions climatiques. Pour le maïs et la betterave cet ajustement n'intervient que dans 10% des cas environ.

Figure 10-1-20. Fréquence d'ajustement de la dose d'azote en cours de végétation
(Source : Enquête Pratiques culturales 2011)



Comme indiqué dans la section 10.2, ces informations sur les méthodes de raisonnement de l'azote laissent entendre que pour une partie significative des surfaces de grandes cultures **il reste des marges de manœuvre, importante** (ex. bilan partiel sans ajustement en cours de campagne) **pour augmenter le niveau effectif de service de fourniture en azote aux plantes cultivées considérant la capacité actuelle de l'écosystème agricole à rendre ce SE.**

Irrigation

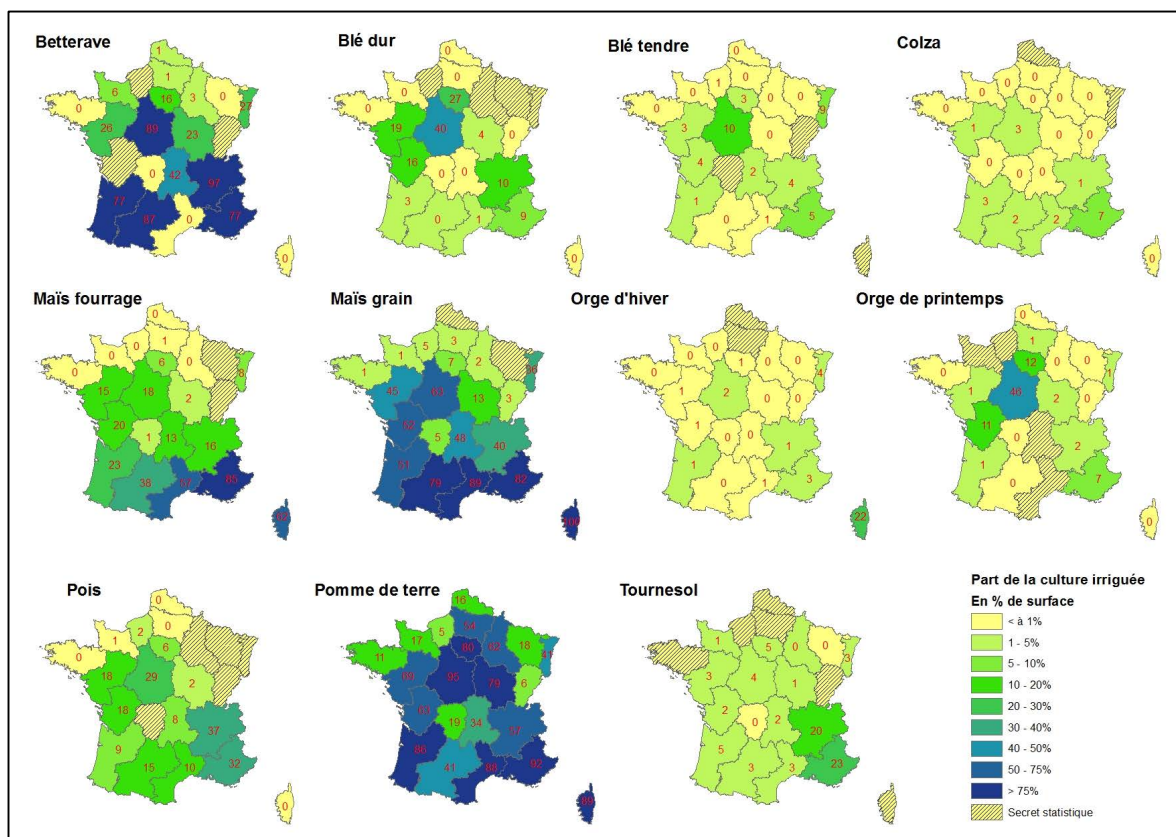
En 2010, les principales cultures irriguées sont le maïs grain, la pomme de terre et, secondairement, la betterave, le blé dur et l’orge de printemps.

Le maïs grain est irrigué non seulement en Beauce (63% des surfaces) mais également sur toute la moitié sud de la France (sauf le Limousin), à laquelle s’ajoutent l’Alsace (36% des surfaces) et les Pays de Loire (45% des surfaces). Le maïs fourrage présente les mêmes tendances, mais avec des pourcentages beaucoup plus faibles (18% dans le Centre et jusqu’à 38% en Midi-Pyrénées, voire plus dans les régions méditerranéennes mais sur des surfaces en maïs peu significatives) (Figure 10-1-21).

Pour la betterave, le blé dur, le blé tendre et l’orge de printemps les surfaces irriguées se concentrent dans la région centre, plus particulièrement en Beauce : 40% des surfaces en blé dur dans la région Centre, 10% du blé tendre et 46% de l’orge de printemps sont irriguées.

Le pois est irrigué essentiellement en région Centre (29% des surfaces) mais également dans les régions voisines (18% en Pays de Loire et Poitou-Charentes, les surfaces en Rhône-Alpes et PACA n’étant guère significatives). Le tournesol n’est pas une culture fréquemment irriguée (sauf en régions Rhône-Alpes et PACA où il dépasse 20%), même dans le sud-ouest de la France où il est bien implanté. L’irrigation du colza n’est pas significative, de même que pour l’orge d’hiver.

Figure 10-1-21. Part de la surface irriguée sur la surface totale d’une culture par région en 2010
(Source : RA 2010)



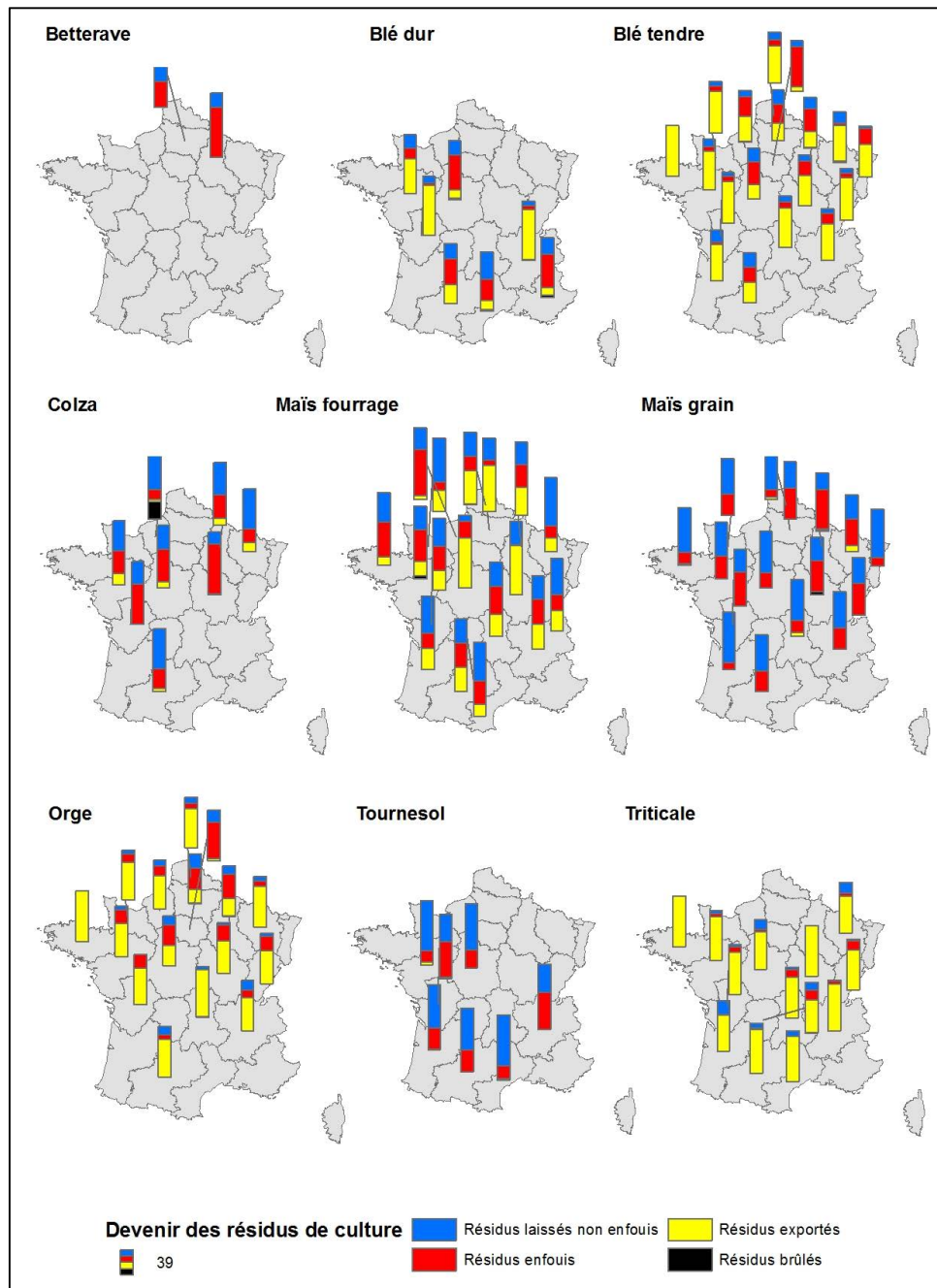
Les quantités d’eau apportées dépendent fortement des années climatiques. En 2011, les apports moyens varient de plus de 200 mm sur maïs grain en Aquitaine à environ 50 mm sur blé dur et pois en région Centre et Pays de Loire. Les quantités apportées sur maïs varient entre 134 mm en région Centre à 209 mm en Aquitaine. Sur pomme de terre, elles varient entre 127 (Ile-de-France) et 175 mm (Centre et Champagne-Ardenne). Les autres cultures présentent peu de données régionales exploitables.

Un travail spécifique serait nécessaire pour évaluer l’efficacité des apports d’eau d’irrigation pour les différentes cultures dans les différentes régions. A l’image de ce qui est réalisé ci-avant pour la fertilisation azotée, il faudrait analyser les stratégies de raisonnement d’irrigation pour pouvoir en inférer un ordre de grandeur des marges de manœuvre existantes.

Gestion des résidus de culture

Les résidus de cultures sont soit enfouis, laissé en surface (non enfoui), exporté voire brûlés (Figure 10-1-22). Ils sont le plus souvent enfouis pour la betterave, et non enfouis pour le tournesol.

Figure 10-1-22. Gestion des résidus de cultures par culture et par région en France en 2011
(Source : Enquête Pratiques culturales 2011)



Dans le cas du maïs grain, ils sont très majoritairement non enfouis dans les régions de monoculture (Aquitaine, Alsace) mais plus fréquemment enfouies dans les régions où il est assolé (Champagne-Ardenne, Picardie, Bourgogne, Poitou-Charentes). On note même une petite part d'exportation en Lorraine et Auvergne. Dans le cas du maïs ensilage, les réponses sont plus difficiles à interpréter car l'essentiel de la plante est par définition exportée. Or, si par « résidus », on entend ce qui reste après un chantier d'ensilage, on peut être étonné par la fréquence des résidus recensés exportés, notamment en Bourgogne ou Centre.

Dans le cas du colza, l'essentiel des pailles sont enfouies (Bourgogne, Centre) ou laissées sur place sans être enfouies (Midi-Pyrénées, Lorraine), voire exportées dans certaines régions (Centre, Lorraine, Centre et Champagne-Ardenne) ou brûlés (Haute-Normandie).

Concernant les céréales à paille, le triticale présente un profil assez simple à l'échelle de la France, car il s'agit d'une culture produite pour l'élevage et notamment pour sa forte production de paille. Il n'est donc pas étonnant que l'essentiel des pailles soit exporté quelles que soient les régions.

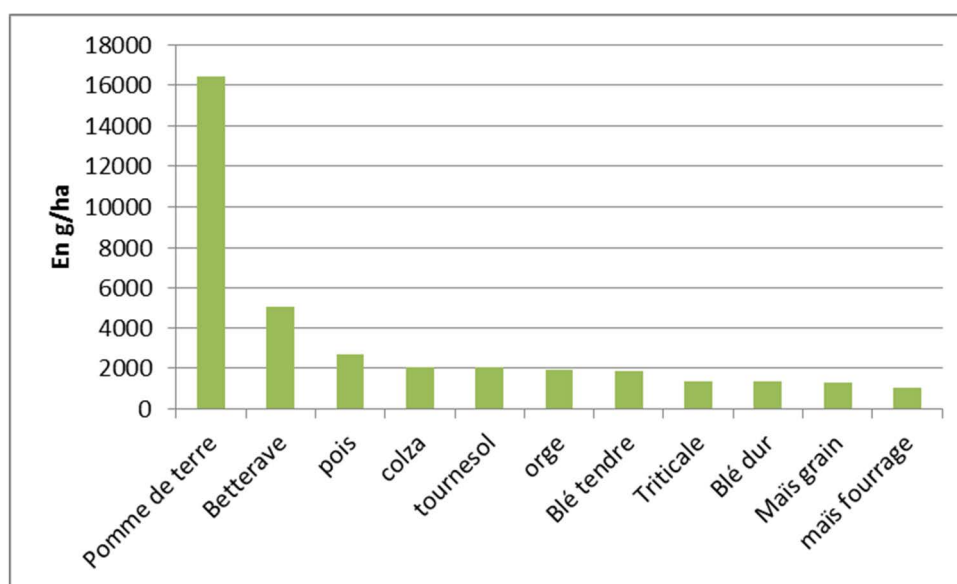
Dans le cas du blé dur, on observe des profils très différents : pailles presque systématiquement exportées (Poitou-Charentes, Rhône-Alpes), à majoritairement enfouies (Centre, PACA).

Dans le cas du blé tendre et de l'orge, les pailles sont majoritairement exportées (jusqu'à 100% en Bretagne), sauf en Ile-de-France, Centre, Champagne-Ardenne, Picardie, où elles sont majoritairement enfouies.

Pratiques phytosanitaires

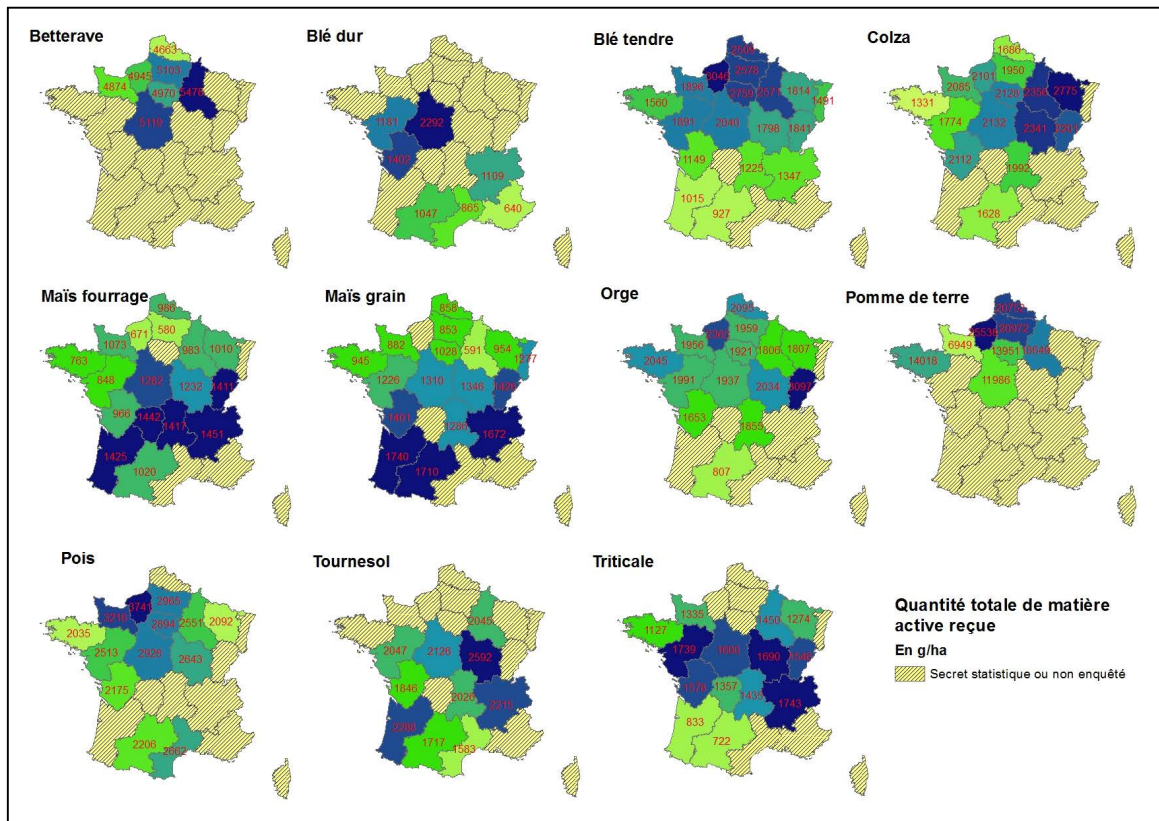
Les quantités de matières actives (MA) appliquées (quelle que soit leur action phytosanitaire) en moyenne par culture varient beaucoup. La principale culture traitée selon cet indicateur est la pomme de terre avec 16 500 g de MA/ha en moyenne (liés aux nombreux traitements fongicides mobilisant des MA minérales « pondéreuses » comme le cuivre et le soufre). Vient ensuite la betterave avec plus de 5000 g/ha et le pois avec près de 2700 g/ha. Le colza, le tournesol, l'orge et le blé tendre arrivent ensuite avec des quantités de MA de l'ordre de 2000 g/ha. Enfin, les cultures les moins traitées selon cet indicateur sont le triticale, le blé dur, les maïs grain et fourrage (< à 1380 g/ha).

Figure 10-1-23. Quantités de matières actives appliquées en moyenne par culture à l'échelle de la France en 2011 (Source : enquête Pratiques Culturelles 2011)



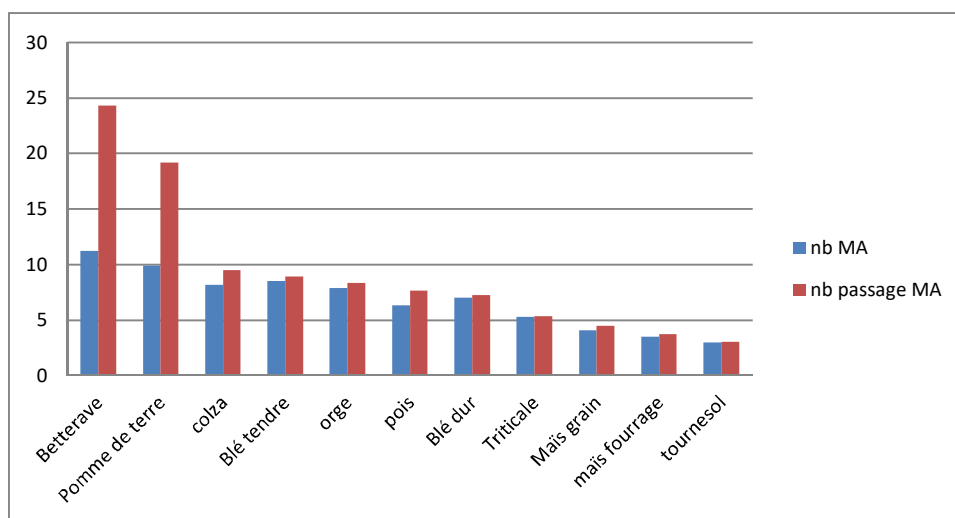
Il y a cependant un effet régional très marqué (Figure 10-1-23) : la betterave est plus traitée en Champagne-Ardenne, le blé dur dans la moitié nord (notamment en région Centre), idem pour le blé tendre et la pomme de terre (surtout en Haute-Normandie et nord du bassin parisien). Le pois est plus traité (en QMA) sur la partie ouest du bassin parisien (Normandie), le triticale dans une bande au centre de la France (Pays de Loire, Bourgogne, Rhône-Alpes), le colza dans le quart nord-est de la France, le maïs grain et fourrage dans la moitié sud de la France. Seuls le tournesol et l'orge ne montrent pas de tendances régionales très marquées.

Figure 10-1-24. Quantités de matières actives appliquées par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles 2011)



Concernant le **nombre de matières actives** utilisées, on retrouve approximativement le même ordre de classement parmi les cultures : la pomme de terre et la betterave sont à nouveau les grandes cultures les plus consommatrices de produits phytosanitaires avec une moyenne de 10 MA utilisées. Cependant, le nombre de passages de MA est beaucoup plus important que le nombre de MA utilisées (24 passages*MA pour la betterave, contre 19 pour la pomme de terre), ce qui signifie qu’une même MA est appliquée plusieurs fois au cours de l’année culturale (Figure 10-1-25).

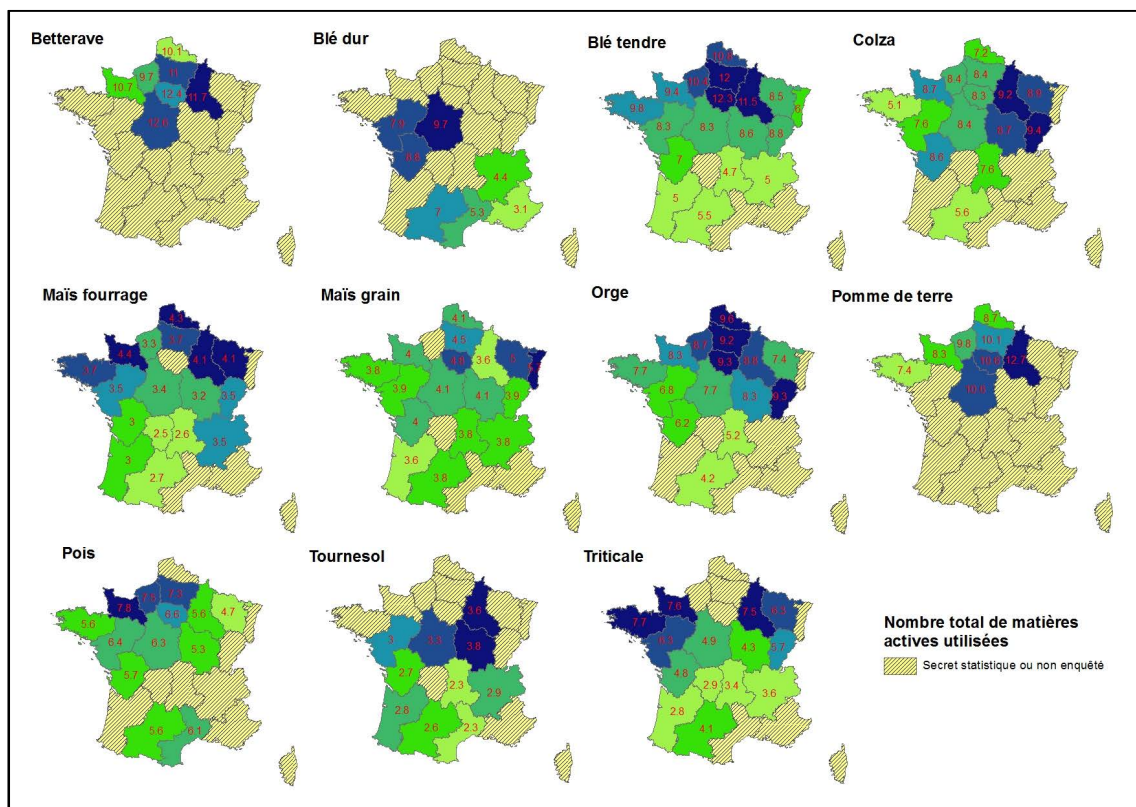
Figure 10-1-25. Nombre de matières actives utilisées et de passages de matières actives moyen par culture en France en 2011 (Source : enquête Pratiques Culturelles 2011)



Le colza, le blé tendre, l’orge, le pois et le blé dur arrivent ensuite, avec 7 à 8 MA utilisées en 7 à 9.5 passages. Triticale, maïs et tournesol sont les cultures mobilisant le moins de MA différentes (entre 3 et 5 MA en environ autant de passages).

En termes de distribution spatiale (Figure 10-1-26), pour la betterave, du blé dur, du blé tendre, du colza et du pois la distribution spatiale du nombre de MA est du même ordre que pour les QMA de la Figure 10-1-25. En revanche, les maïs suivent une distribution très différente, avec une plus grande diversité de MA utilisées dans le nord de la France (plus de 4 MA utilisées dans 4 régions du nord contre 3 et moins dans le quart nord-ouest de la France). Dans le cas du maïs grain, c’est l’Alsace qui arrive en tête avec 5,7 MA. Pour l’orge, c’est le nord et la Franche-Comté (>9.2 MA) qui utilisent le plus grand nombre de MA, pour la pomme de terre, c’est la Champagne-Ardenne (12.7 MA), pour le tournesol, c’est à nouveau la Champagne-Ardenne (>3.6 MA) et pour le triticale, les régions enquêtées du nord (>6.3 MA).

Figure 10-1-26. Nombre de matières actives utilisées par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles 2011)

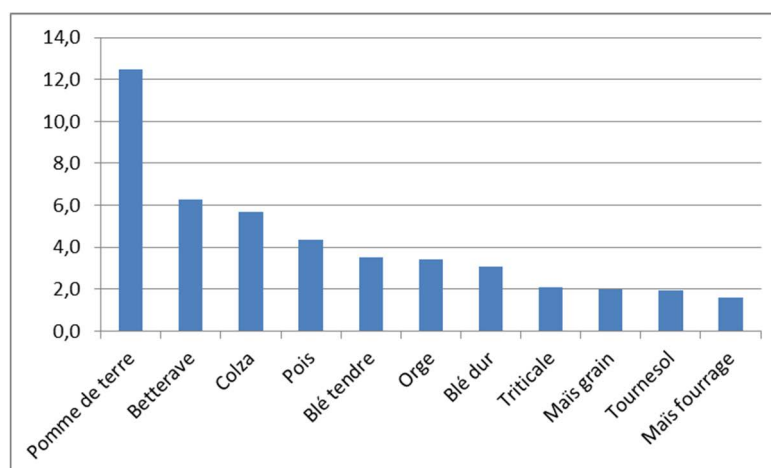


La carte représentant le nombre de passage de MA suivant les mêmes tendances géographiques que la précédente, nous avons choisi de ne pas l’ajouter ici. Par contre, nous avons choisi de représenter ci-dessous le nombre de passages total (Figure 10-1-27).

En termes de nombre de passages (un passage pouvant apporter plusieurs produits et donc plusieurs MA avec des actions différentes), la pomme de terre arrive en tête avec 12.5 passages, puis la betterave (6.3), le colza (5.7), le pois (4.3). Les autres cultures reçoivent moins de 4 passages, le minimum étant le maïs fourrage avec 1.6 passage.

Là encore, il faudrait analyser les stratégies de raisonnement des traitements phytosanitaires pour pouvoir en inférer un ordre de grandeur des marges de manœuvre existantes en termes d’augmentation de leur efficacité. L’évaluation du niveau effectif des SE de régulation relativement à la capacité de l’écosystème serait beaucoup plus difficile à réaliser puisqu’il faudrait avoir des informations sur le niveau de régulation potentiel et sur les effets des pratiques phytosanitaires sur ce niveau potentiel. Comme indiqué ci-avant dans la section 10.1.1.5, la production de connaissances sur ces interactions est un front de recherche.

Figure 10-1-27. Nombre de passages total par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles 2011)



Évaluation de la production totale de biens végétaux à partir des plantes cultivées

Le but de cette évaluation est de quantifier et de spatialiser la production totale de biens végétaux en France métropolitaine *via* l'utilisation des données produites par le service statistique du MAAF (SSP). Deux sources statistiques ont été utilisées. D'une part la Statistique Agricole Annuelle (SAA) qui fournit pour chaque année, au niveau département, les surfaces en production, le rendement et la production totale. D'autre part le Recensement Agricole (RA) 2010 pour estimer les surfaces au niveau de chaque Petite région Agricole (PRA).

Compte-tenu des choix faits dans EFESE-écosystèmes agricoles en termes de périmètre, l'évaluation des biens végétaux est centrée sur les productions des systèmes de grandes cultures : céréales, oléagineux, protéagineux, cultures industrielles (betteraves, plantes aromatiques, médicinales et à parfum) et pomme de terre⁶. La production de fourrage par les prairies est évaluée dans la section 10.2. Le tableau 10-1-1 indique les cultures retenues pour l'évaluation, et qui représentent la quasi-totalité de la production de biens végétaux en France, que ce soit en termes de surfaces ou de biomasse. Ces cultures sont destinées à l'alimentation humaine et animale et, de façon plus marginale, à la production d'énergie.

Nous utilisons la SAA pour déterminer la production totale des principaux biens végétaux, indépendamment du mode de valorisation. Les données du RA 2010 ont été utilisées pour estimer la part des surfaces des différents types de cultures au sein des PRA de chaque département⁷. Cette information a été utilisée pour estimer la production annuelle des cultures à la résolution de la PRA, considérant la part de la surface qu'elles occupent au sein de chaque PRA. Ceci conduit à faire l'approximation que la productivité des cultures par unité de surface est la même dans toutes les PRA d'un même département.

Enfin, cette production brute par culture par PRA a été convertie en trois unités : matière sèche (MS), matière azotée totale (MAT) et en énergie (NRJ). Les résultats sont cartographiés en figure 10-1-29. Les coefficients utilisés pour convertir les productions brutes en MS, MAT et énergie sont présentés dans l'annexe 10-A.

⁶ Il existe dans la SAA un thème de « Cultures non alimentaires », qui inclut des jachères industrielles et cultures énergétiques (blé, maïs, colza, tournesol, autres). Toutefois les valeurs reportées ne rendent que partiellement et variablement compte de la production à finalité énergétique. De ce fait, ces données n'ont pas été prises en compte dans EFESE-écosystèmes agricoles.

⁷ Les données ont été retraitées par l'UMR SAD-APT (Inra) pour estimer les valeurs qui étaient soumises au secret statistique au niveau PRA.

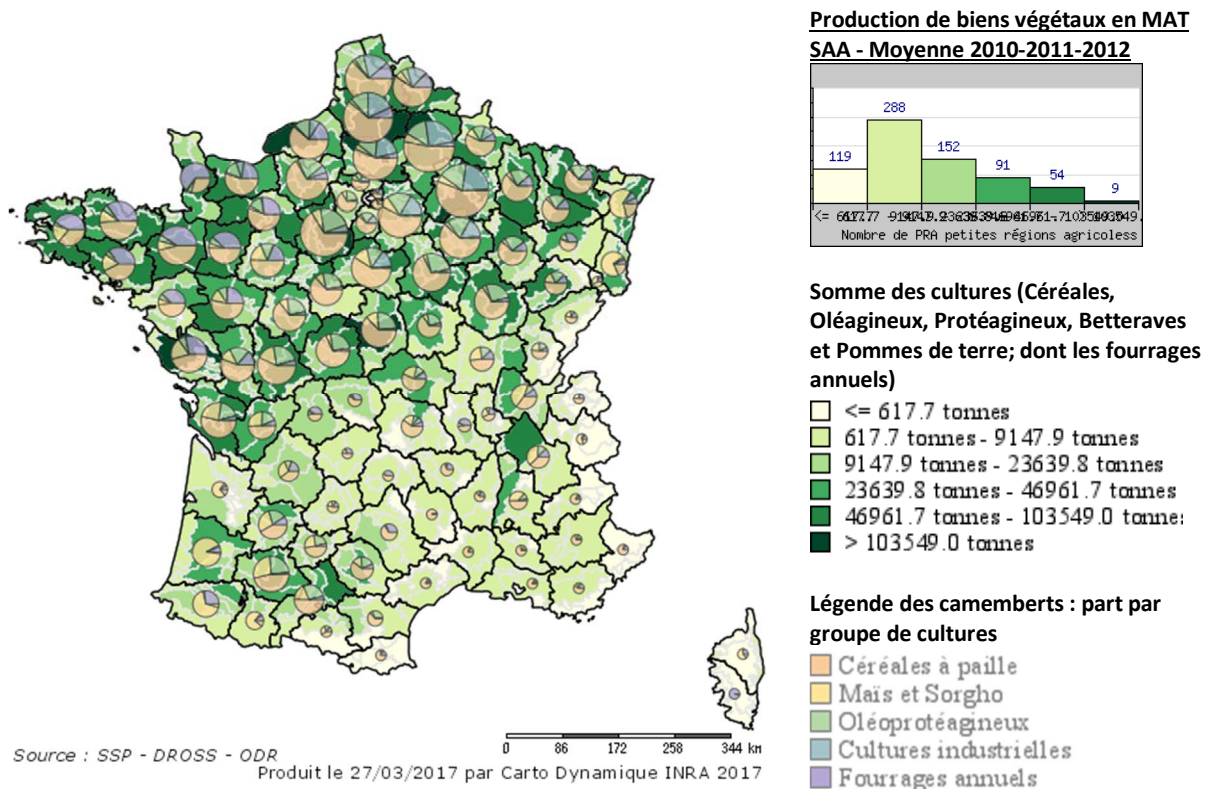
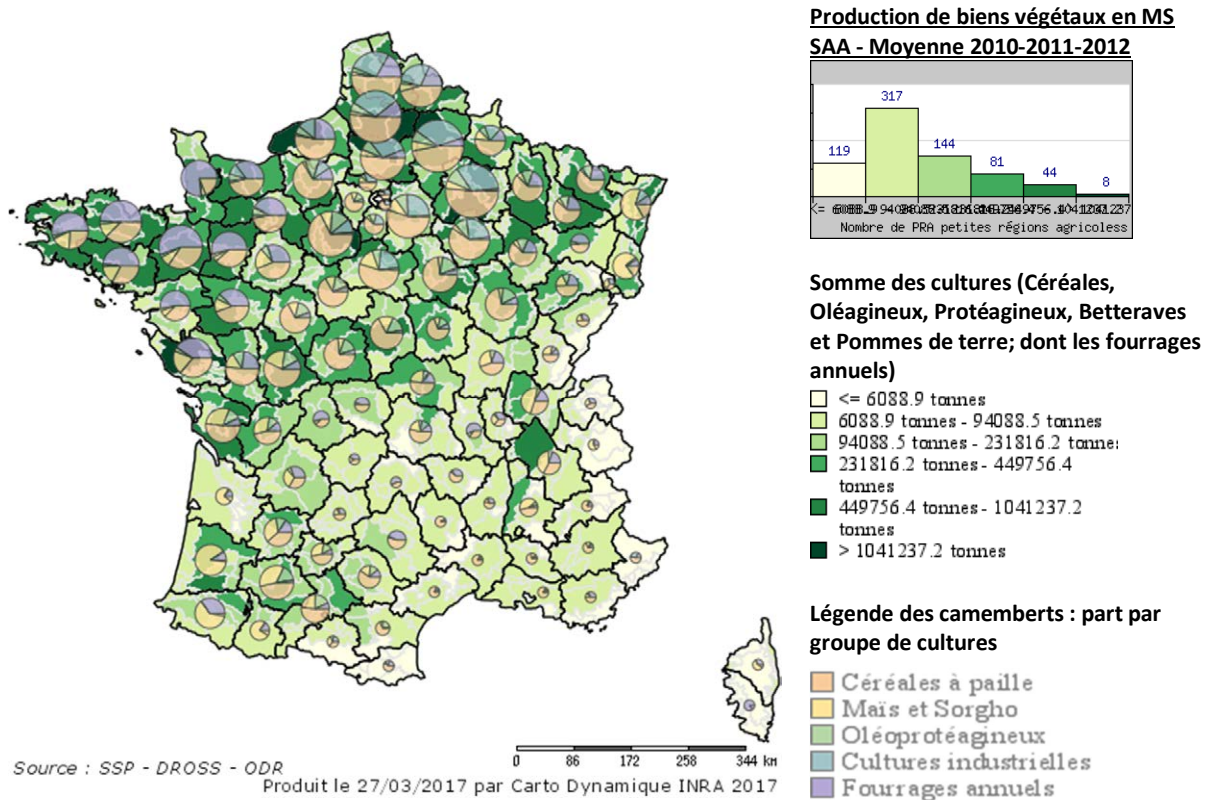
Tableau 10-1-1. Liste des cultures retenues pour l'évaluation de la production de biens végétaux dans EFESE-écosystèmes agricoles

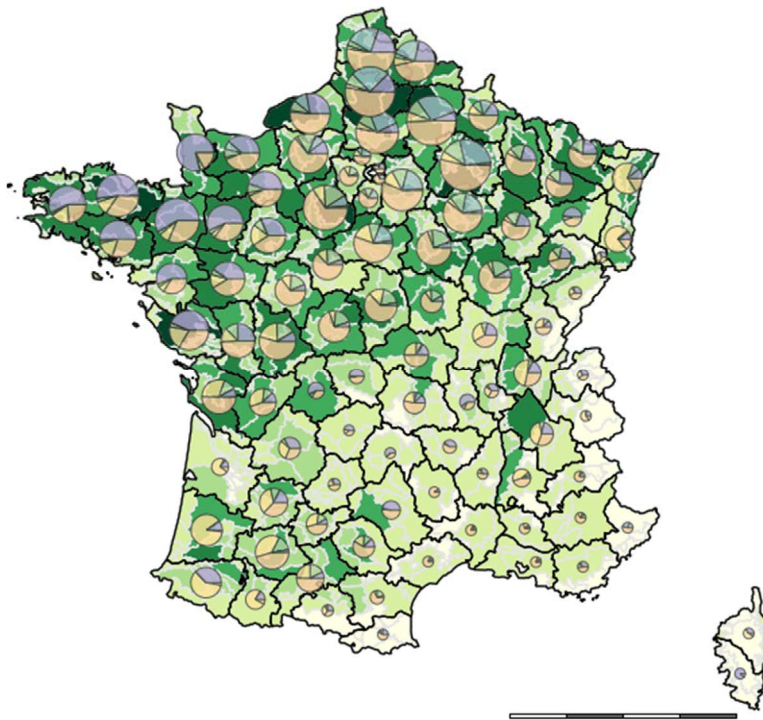
Libellé de la culture retenue pour EFESE-écosystèmes agricoles	Libellé du Produit retenu dans la SAA	Calcul pour Utilisation & MS/MAT/NRJ
Blé tendre	Total blé tendre	x
Blé dur	Total blé dur	x
Orge	Total orge et escourgeon	x
Avoine	Total avoine	x
Seigle	Seigle et méteil	x
Triticale	Triticale	x
Maïs grain et semence	Maïs (grain et semence)	x
Sorgho grain	Sorgho	x
Riz	Riz	x
Mélanges et autres céréales	Mélanges de céréales (hors méteil)	x
Colza	Colza et navette	x
Tournesol	Tournesol	x
Soja	Soja	x
Lin oléagineux	Lin oléagineux	x
Autres oléagineux	Autres oléagineux	x
Pois protéagineux	Pois protéagineux	x
Fèves et fèves	Fèves et fèves	x
Lupin	Lupin doux	x
Légumes secs	Légumes secs	x
Betteraves	Betteraves industrielles	x
Pommes de terre	Pommes de terre	x
Maïs fourrage	Maïs fourrage et ensilage	x
Autres fourrages annuels	Autres fourrages annuels	x
Plantes à parfum, à arôme et médicinales	Plantes à parfum, à arôme et médicinales	Surface et production désagrégées au niveau PRA
Houblon	Houblon en production	Surface et production désagrégées au niveau PRA
Lin textile	Lin textile (roui non battu) (y compris semences)	Surface et production désagrégées au niveau PRA
Tabac	Tabac (sec non fermenté)	Surface et production désagrégées au niveau PRA

Par ailleurs, le Bilan d'approvisionnement national établi par le SSP (Tableau 10-1-2), fournit une information à l'échelle nationale sur les grands types d'usage des différents biens végétaux : semences, pertes, alimentation animale, usages industriels (pour la production de bioéthanol), transformation (huile et tourteaux, féculs, etc.) et consommation humaine (brute). A l'échelle nationale, 43 % du blé tendre, 74 % du maïs grain, plus de 85 % des protéagineux, 87 % de l'orge, plus 95 % des autres céréales et 97 % du lin sont à destination de l'alimentation animale. Seuls le blé dur (86 %), les haricots (100 %), le pois chiche (100 %) et les autres légumes secs (91 %) sont très essentiellement à destination de l'alimentation humaine. L'essentiel du colza (92 %), tournesol (86 %) et du soja (80 %) est transformé en huile. Les tourteaux issus de cette transformation, qui représentent entre la moitié et les deux tiers de ces produits, sont utilisés pour l'alimentation animale. La betterave est utilisée à 21% pour des usages industriels et à 79% pour la transformation en sucre.

Figure 10-1-29. Production de biens végétaux en MS, MAT et énergie pour les principales cultures.
Moyenne 2010-2011-2012.

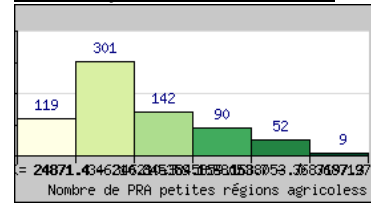
Le fond de carte indique la production totale de biens végétaux (en tonnes de MS ou de MAT, ou en milliers de mégacalories), pour toutes cultures évaluées. Les camemberts représentent, agrégés par département, cette même production totale en fonction du poids relatif de chaque grand groupe de culture. Les seuils des classes suivant la méthode de Jenks qui vise à maximiser la variabilité entre les classes et minimiser la variabilité intra-classe.





Source : SSP - DROSS - ODR
Produit le 27/03/2017 par Carto Dynamique INRA 2017

Production de biens végétaux en énergie (milliers de mégacalories)
SAA - Moyenne 2010-2011-2012



Somme des cultures (Céréales, Oléagineux, Protéagineux, Betteraves et Pommes de terre; dont les fourrages annuels)

- <= 24871.4 milliers de megacal
- 24871.4 milliers de megacal - 346210.3 milliers de megacal
- 346210.3 milliers de megacal - 845359.1 milliers de megacal
- 845359.1 milliers de megacal - 1688053.7 milliers de megacal
- 1688053.7 milliers de megacal - 3687197.3 milliers de megacal
- > 3687197.3 milliers de megacal

Légende des camemberts : part par groupe de cultures

- Céréales à paille
- Mais et Sorgho
- Oléoprotéagineux
- Cultures industrielles
- Fourrages annuels

Tableau 10-1-2. Répartition des utilisations des principaux biens végétaux évalués dans EFESE-écosystèmes agricoles. Cette répartition a été estimée à partir de la moyenne des bilans d’approvisionnement entre 2009 et 2013

	Semences	Pertes	Alimentation animale	Usages industriels	Dont transformation (alcool)		Transformation (huile, Fécule et Autres)	Dont huile ester méthylique d'huile végétale	Dont huile alimentation animale	Dont tourteau alimentation animale	Consommation humaine (Brute)
					alcool pour carburants	alcool hors carburants					
Blé tendre	4,0%	1,9%	42,7%	16,0%	7,5%	1,9%	0,0%				35,4%
Blé dur	5,2%	1,9%	7,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%				86,0%
Mais grain	1,3%	1,7%	73,9%	17,1%	6,5%	0,0%	2,3%				3,7%
Orge et escourgeon	5,2%	2,1%	86,9%	5,4%	0,0%	0,0%	0,0%				0,5%
Autres céréales	2,4%	0,4%	95,6%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%				1,6%
Seigle	3,4%	0,7%	77,9%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%				18,0%
Avoine, mélanges de céréales d'été, méteil	1,8%	0,4%	96,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%				1,7%
Triticale	2,7%	0,4%	96,9%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%				0,0%
Sorgho	1,1%	0,7%	98,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%				0,0%
Céréales non définies ailleurs	0,0%	0,0%	77,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%				22,3%
Colza navette	0,1%	1,2%	6,3%	/			92,4%	33,4%	2,9%	50,4%	0,0%
Tournesol	0,4%	1,4%	11,8%	/			86,4%	6,1%	1,2%	46,7%	0,0%
Soja	0,4%	1,0%	18,9%	/			79,8%	9,6%	0,5%	62,2%	0,0%
Lin	1,2%		98,7%	/			0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Autres oléagineux	2,0%	0,0%	0,0%	/			75,1%				23,3%
Pois total	7,8%	3,2%	86,5%	/			/				2,5%
Pois protéagineux et secs	7,9%	3,3%	87,5%	/			/				1,4%
Pois chiches	0,0%	0,0%	0,0%	/			/				100,0%
Fèves & fèvesoles	9,6%	0,0%	83,0%	/			/				7,4%
Lupin graines	5,9%	0,0%	85,0%	/			/				10,8%
Autres légumes secs	9,9%	0,0%	0,0%	/			/				90,9%
haricots secs consommation	0,0%	0,0%	0,0%	/			/				100,0%
Pdt total	5,9%	21,9%	4,5%	0,0%			16,4%				51,4%
Riz paddy	3,0%	1,2%	8,4%	/			/				87,4%
Betteraves	0,0%	0,0%	0,0%	21,5%			78,5%				0,0%

Évaluation de la part de la production de biens végétaux permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau pour un état initial de l'écosystème donné

Nous présentons ci-après les premiers résultats préliminaires d'EFESE-écosystèmes agricoles sur l'estimation de la part de la production de biens végétaux dans les écosystèmes de grandes cultures permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau. La stratégie d'analyse et les résultats présentés ci-après visent à **poser les « premières pierres » d'une démarche conceptuelle et méthodologique et à fournir des premiers ordres de grandeur**. Ces résultats sont donc à utiliser avec précaution.

Pour conduire l'analyse nous avons utilisé deux types de résultats de simulations réalisées avec le modèle STICS (voir Annexe 8-A) :

- les simulations des systèmes de culture « actuels » dans des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles c.-à-d. en prenant en compte les pratiques de fertilisation observées à l'échelle régionale, l'irrigation du maïs déclenchée automatiquement par le modèle pour couvrir 85 % des besoins en eau de la plante, l'enfouissement des résidus et avec implantation d'un couvert intermédiaire avant culture de printemps (à l'exception des précédents maïs et betterave) dans les zones vulnérables,
- les simulations sans intrants, c.-à-d. sans fertilisation et sans irrigation et sans enfouissement des résidus de culture, avec la même logique pour les couverts intermédiaires. Ce deuxième jeu de simulation vise à simuler le fonctionnement d'un écosystème agricole considérant une configuration donnée c.-à-d. une distribution spatiotemporelle de couverts végétaux (ici une séquence de culture).

Pour prendre en compte l'effet des variabilités climatiques intra et interannuelles, toutes les simulations simulent des enchaînements de systèmes de culture sur les trente années climatiques de 1984 à 2013 au sein des unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles. Autrement dit, elles simulent des enchaînements de séquences de culture dans des situations pédoclimatiques, sans et avec intrants.

L'hypothèse qui sous-tend l'analyse est que la comparaison des rendements simulés dans ces deux types de simulations permet d'estimer la part de la production permise par l'écosystème agricole considérant les caractéristiques, les propriétés et l'état organique initial des sols (teneur en matière organique dans les sols), le climat des trente années de simulation et les pratiques de fertilisation, d'irrigation et enfouissement des résidus de culture simulés dans le premier jeu de simulation. La part de la production permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau est estimée *via* le calcul de la moyenne, sur la période de simulation, des ratios de rendements sans et avec intrants soit pour chaque culture (moyenne des ratios des couples culture-année par culture), soit du ratio moyen de toutes cultures confondues (moyenne des ratios de tous les couples culture-année)⁸.

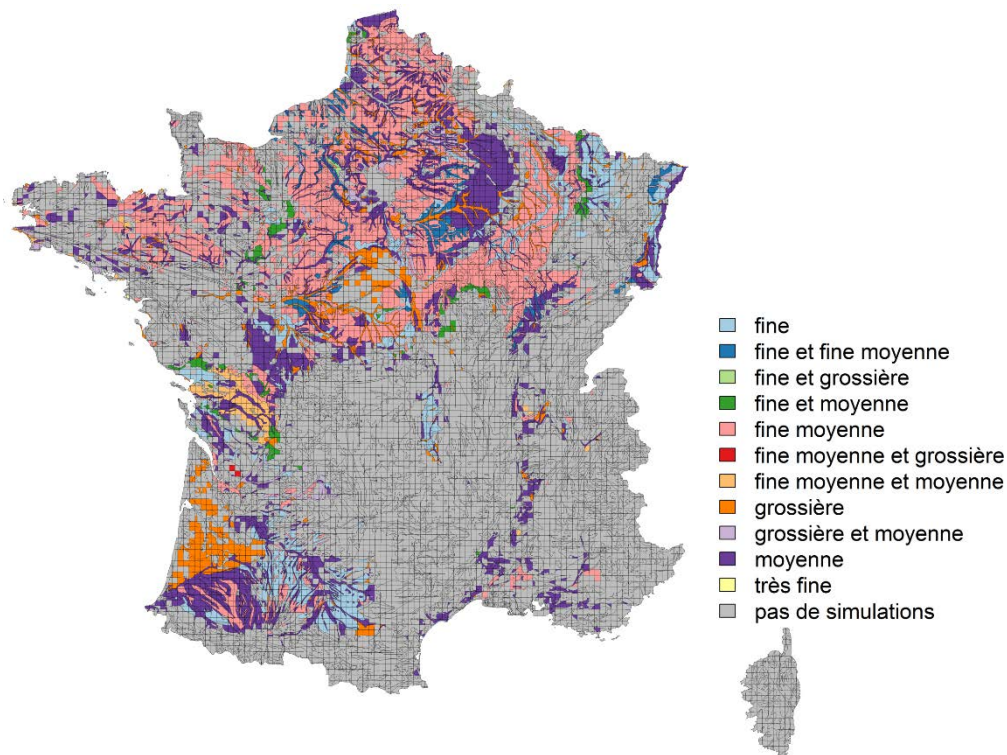
Il est important de rappeler que **le modèle STICS ne simule pas les effets des bioagresseurs des cultures et des pratiques phytosanitaires**. Aussi, l'estimation réalisée ne prend en compte que les effets comparés de la simulation des interactions entre SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau et les pratiques de fertilisation, irrigation et gestion des résidus de culture.

Nous présentons d'abord les résultats pour les principales cultures simulées puis les résultats à l'échelle de la rotation culturale. Considérant le caractère préliminaire de ces résultats, seuls les grandes tendances en termes de distribution spatiale et ordre de grandeur sont présentés. Les résultats présentés à l'échelle des UPC sont issus d'un changement d'échelle : les résultats par combinaison [système de culture x sol] sont pondérés par le poids des séquences de culture, des types de fertilisation et des types de sol au sein des UPC. Nous analysons la variabilité des résultats en fonction des types de climat et de texture des sols (Figures 10-1-30 et 10-1-31) et des caractéristiques des séquences de culture (Cf. Annexe 8-A).

La figure 10-1-32 présente la part de la production permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau pour le blé tendre, le colza, le tournesol, le maïs grain, le maïs fourrage et la betterave sucrière. Du fait du faible nombre de simulations, les résultats concernant le pois ne sont pas présentés.

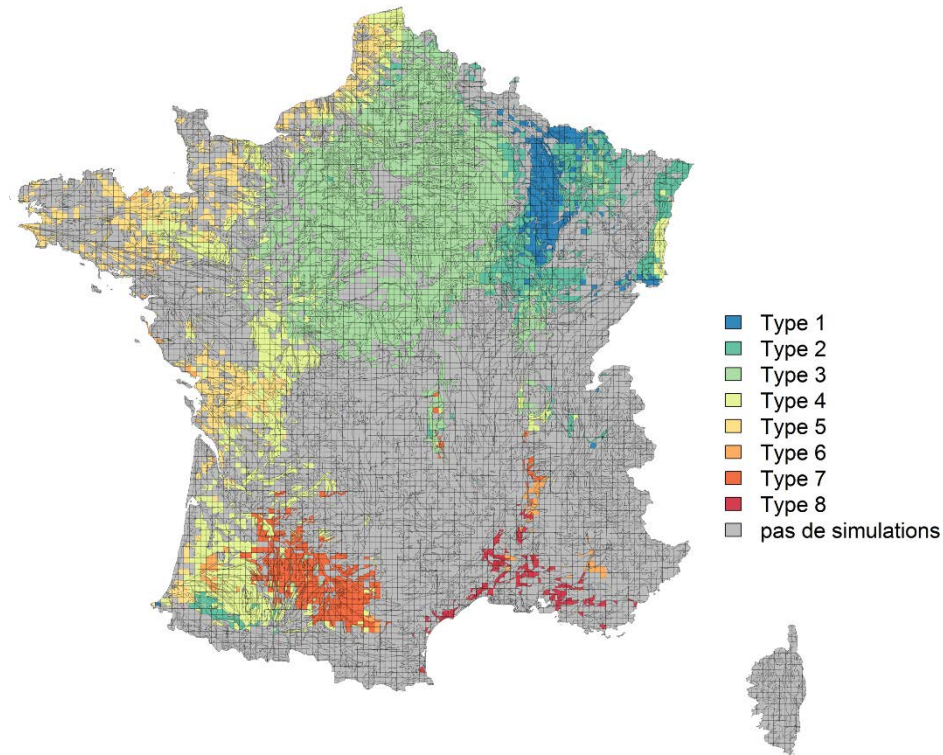
⁸ Les couples culture-année pour lesquels le rendement sans intrant était supérieur au rendement avec intrant ont été exclus de l'analyse.

Figure 10-1-30. Cartes et description des textures de sol dominantes par UPC dans lesquelles des simulations de systèmes de grandes cultures sont réalisées



Libellé	Caractéristiques
Type 1 - grossier	argile < 18 % et sable > 65 %
Type 2 - moyen	18% < argile < 35% et sable > 15%, ou argile < 18% et 15% < sable < 65%
Type 3 – fin - moyen	argile < 35 % et sable < 15 %
Type 4 – fin	35 % < argile < 60 %
Type 5 – très fin	argile > 60 %

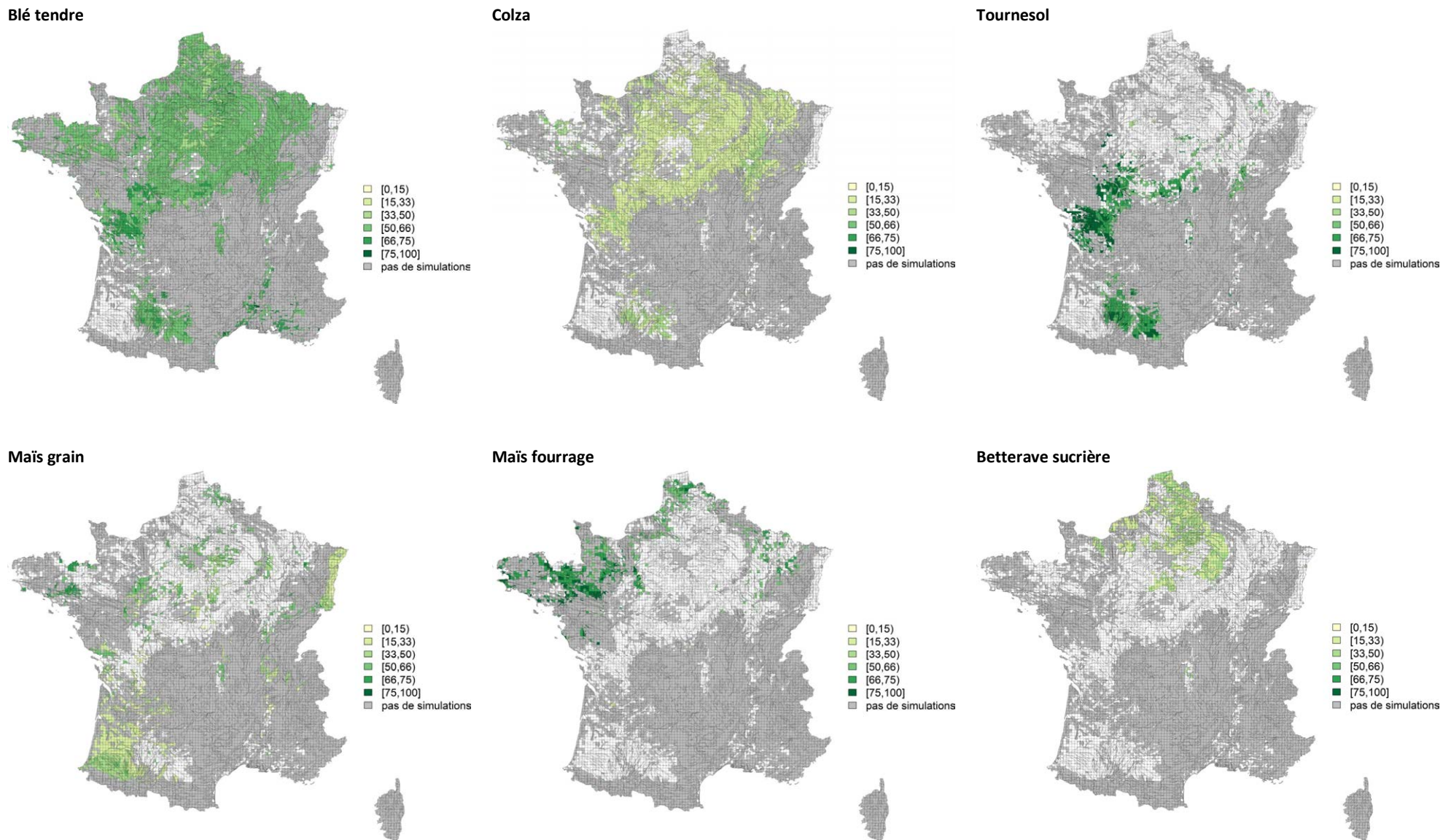
Figure 10-1-31. Cartes et description des climats dominants par UPC dans lesquelles des simulations de systèmes de grandes cultures sont réalisées.



Numéro de climat	Libellé
Type 1	climats de montagne
Type 2	climat semi-continentale et climat des marges montagnardes
Type 3	climat océanique dégradé des plaines du Centre et du Nord
Type 4	climat océanique altéré
Type 5	climat océanique franc
Type 6	climat méditerranéen altéré
Type 7	climat du Bassin du Sud-Ouest
Type 8	climat méditerranéen franc

Figure 10-1-32. Distribution spatiale de la part de la production (%) permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l’eau pour le blé tendre (BT), le colza (Co), le tournesol (To), le maïs grain (MG), le maïs fourrage (MF) et la betterave sucrière (BS)

Les unités pédoclimatiques EFESE-écosystèmes agricoles en blanc correspondent aux unités dans lesquelles la culture considérée n’est pas présente dans les systèmes de culture simulés. Les unités en gris foncé représentent les unités pédoclimatiques dans lesquelles il n’y pas eu de simulation de grandes cultures.



L'analyse des résultats à l'échelle des simulations (systèmes de culture x type de sol) laisse entendre que :

- pour le **blé tendre**, la part de la production permise par l'écosystème agricole est de l'ordre de 55 à 65 % suivant les climats. L'analyse des résultats par classe de climat montre que les niveaux moyens les plus élevés de la part de production imputable aux SE de régulation de l'azote et de l'eau sont observés sous les climats 6 et 7 (60 %) et le climat 8 (65 %). La variabilité est du même ordre de grandeur dans les différents climats, et légèrement réduite pour le climat 8. Les effets des climats méditerranéens (6 et 8) et du Sud-Ouest (7) pourraient être liés à un potentiel de rendement plus faible dans ces zones climatiques que dans celles du grand bassin céréalier français. En effet, un même niveau de fourniture d'azote minéral et de restitution de l'eau permet de couvrir une part d'autant plus élevée des besoins des cultures que ces besoins (potentiel de rendement) sont faibles. Les ratios moyens les plus élevés sont observés dans les sols grossiers et les plus fins. Là encore, l'effet de ces types de sol grossiers pourrait être lié à un potentiel plus faible dans ces situations. Si les caractéristiques des séquences de cultures (longueur de la rotation) ne semblent pas discriminer les valeurs, la part de la production permise par les SE de régulation de l'azote et de l'eau tend à être d'autant plus importante que le taux de couvert intermédiaire (CI) est faible (médiane de 55-60 % avec un faible taux de CI et d'environ 50 % pour les taux les plus importants). L'origine de cet effet, qu'il faudrait analyser au regard des caractéristiques des différents systèmes de culture concernés, reste à analyser. Enfin, le fait que le blé soit simulé sans irrigation dans les systèmes actuels favorise un plus haut niveau de résultat (c.-à-d. estimation d'une plus grande part de la production imputable aux SE de régulation de l'azote et de l'eau). En effet, l'irrigation du blé, de plus en plus répandue en France, surtout pour le blé dur, peut conduire à une augmentation significative du rendement dans les régions à déficit hydrique marqué. Telle qu'estimée ici (ratio entre les rendements simulés sans et avec intrants), on peut faire l'hypothèse que la part de la production permise par les SE de régulation de l'azote et de l'eau serait plus faible si la situation de référence (systèmes actuels avec intrants) prenait en compte l'irrigation du blé ;

- pour le **colza**, la part de la production permise par l'écosystème agricole est de l'ordre de 25 à 35 % suivant les climats avec un léger effet positif des climats 6 et 7 (35%) et dépressif du climat 3 (25 %). Les effets du type de sol sont moins marqués que pour le blé, avec un léger dépressif sur les sols de type 4 (25%). Le même type d'hypothèses peut être émis sur ces effets des climats et des sols que pour le blé. Le niveau beaucoup plus faible que pour le blé pourrait être lié au stress azoté plus marqué pour le colza que pour le blé du fait de ses besoins plus élevés. Il n'y a pas eu d'effet caractéristique des séquences de cultures et des couverts intermédiaires clairement identifiés ;

- pour le **tournesol**, la part de la production permise par l'écosystème agricole est de l'ordre de 60 à 75 % suivant les climats avec un effet positif des climats 3 et 7 (environ 65 %) et encore plus marqué des climats 4, 5 et 6 et 8 (70 à 75%). On peut noter un effet dépressif des sols grossiers (une peu moins de 65 %) et un effet positif des sols fins (type 4 : 75 %). Des taux de céréale à paille entre 50 et 70 % dans la séquence de cultures sont associés avec les niveaux de résultat les plus élevés (70 à 75 %). Il est alors question ici de rotations de type blé-(blé-)tournesol ou blé-colza-blé-tournesol. Pour aller plus loin il serait nécessaire d'analyser la distribution des rotations de cultures dans les différentes zones climatiques. Les niveaux élevés atteints pour cette culture sont corroborés par les faibles niveaux d'apport de fertilisation azotée. Plus généralement, le tournesol est une des grandes cultures, non-légumineuse, sur laquelle les apports d'intrants exogènes sont relativement faibles (chapitre 6). Comme pour le blé, le fait que le tournesol soit simulé sans irrigation dans les systèmes actuels favorise un plus haut niveau de résultat ;

- pour le **maïs grain**, le niveau moyen de part de la production imputable aux SE de régulation de l'azote et de l'eau est très variable d'un type de climat à un autre. Il est autour de 55 à 60 % dans les types de climats 1, 3 et 5 (montagne, océanique dégradé et océanique franc), autour de 45 % dans le climat 2 (marges de montagne), un peu plus de 30 % dans le climat 6 (méditerranéen altéré) et autour de 20 % dans les climats 7 et 8 (du Sud-Ouest et méditerranéen franc). La variabilité intra zone climatique est d'autant plus élevée que les résultats (en %) sont faibles. Les stress liés au déficit hydrique climatique moyen en été et à sa variabilité interannuelle semblent donc être les principaux facteurs explicatifs de cette variabilité. Ce constat est à rapprocher de celui de la distribution majoritaire du maïs grain dans les zones les plus chaudes, et aussi souvent les moins arrosées en été, et, par voie de conséquence, des pratiques d'irrigation mises en œuvre dans ces zones climatiques (grand sud-ouest, centre et Alsace). Aucun effet sol majeur n'a été identifié. Des taux de céréale à paille et de couverts intermédiaires plus élevés sont associés à des résultats plus élevés. Cependant, là encore, ces constats seraient à analyser à la lumière de la distribution des séquences de cultures et de couverts intermédiaires dans les différentes zones climatiques (possible confusion des effets séquences de couverts végétaux et climatiques du fait d'une distribution particulière de ces séquences) ;

- pour le **maïs fourrage**, contrairement au maïs grain, la part de la production permise par l'écosystème agricole est peu variable et de l'ordre de 60 à 70 % avec des niveaux légèrement plus élevés sous les climats 4, 5, 6 (océaniques et méditerranéen altérés) qui répondent légèrement mieux aux besoins du maïs fourrage. Ces résultats sont directement liés à la distribution spatiale du maïs fourrage qui est très concentré dans les zones climatiques océaniques, aux besoins en eau légèrement moindres du maïs fourrage relativement au maïs grain du fait d'un cycle de végétation plus court. Aucun autre effet majeur n'a été identifié pour cette culture ;
- pour la **betterave**, la part de la production permise par l'écosystème agricole est peu variable en fonction du climat du fait, entre autres, de sa forte concentration dans la zone nord de la France. Elle se situe entre 35 et 40 %. Considérant les zones climatiques dans lesquelles elle est principalement cultivée, il semble que, comme pour le colza, le principal déterminant de ce niveau de résultat soit le niveau de fourniture en azote par l'écosystème agricole. Aucun autre effet majeur n'a été identifié pour cette culture.

A l'échelle de la rotation, la part de la production permise par l'écosystème agricole est de l'ordre de 50 % dans les climats 1 à 4, de 55 à 60 % dans les climats 5 à 7 et plus de 65 % dans le climat 8 (Figures 10-1-33). Par construction ces résultats sont directement liés à la distribution spatiale des différentes cultures et à leur distribution temporelle dans les séquences de culture. La variabilité est beaucoup plus marquée au sein des zones climatiques 4, 6 et 7, zones de production de maïs grain, que dans les autres zones climatiques.

Figure 10-1-33. Distribution spatiale de la part de la production (%) permise par les SE de fourniture en azote et de restitution à l'échelle de la rotation

Les UPC grisées représentent les UPC dans lesquelles il n'y pas eu de simulation de grandes cultures.

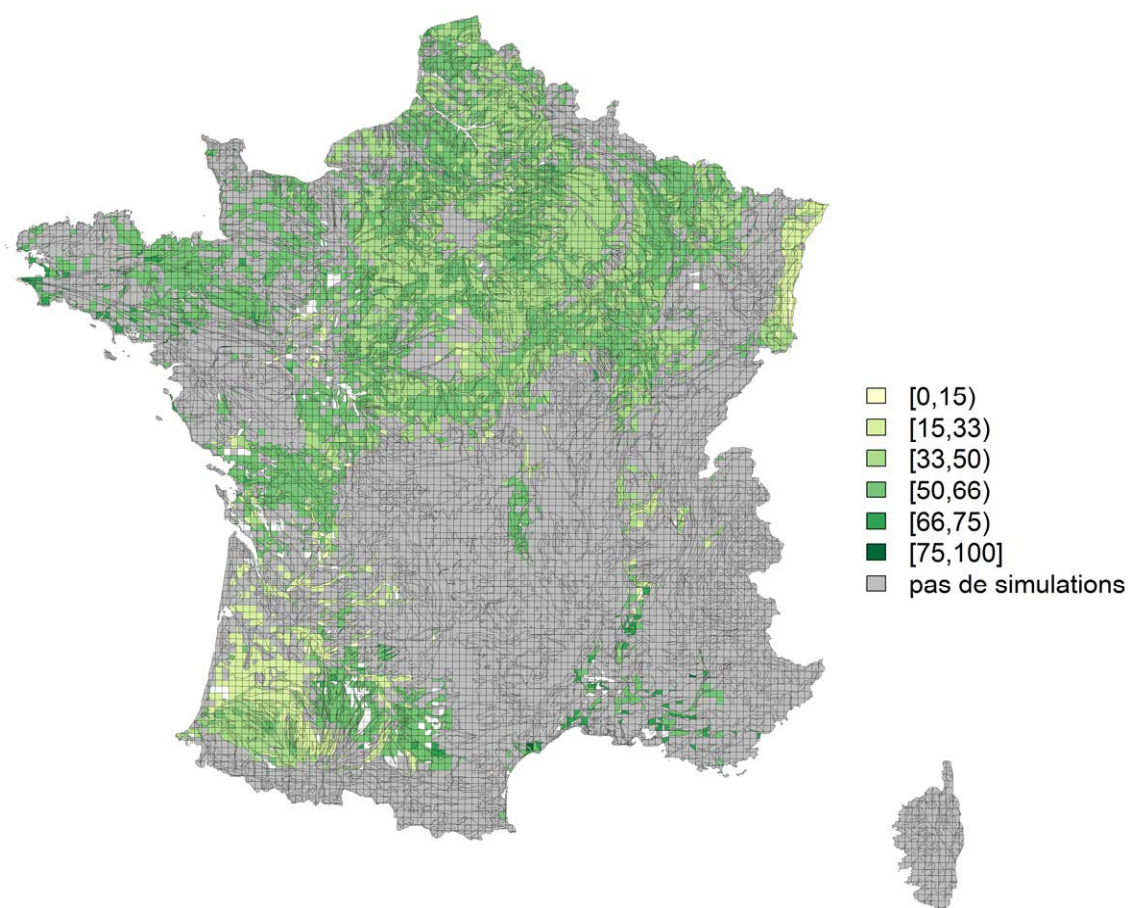
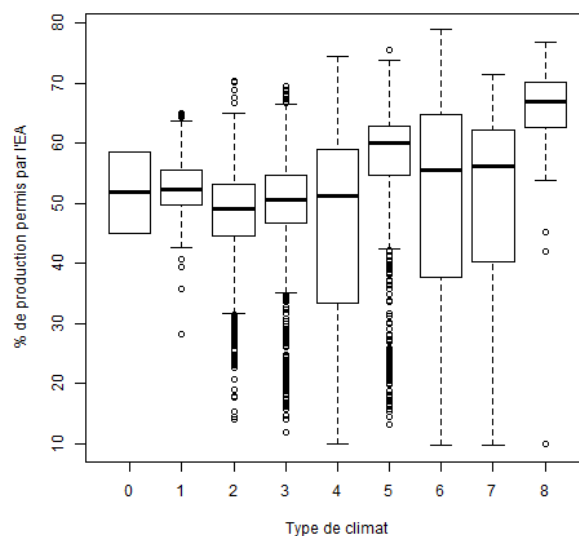


Figure 10-1-34. Distribution des résultats d'évaluation de la part de la production permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau par type de climat à l'échelle des UPC



D'un point de vue méthodologique, il est important de noter que, **dans l'ensemble, ces résultats doivent être sous-estimés**. En effet, comme indiqué et discuté dans l'annexe 8-A, les simulations sans intrants conduisent à une sous-estimation graduelle du potentiel de SE de fourniture en azote au fur et à mesure des années de simulation et donc à une sous-estimation du niveau potentiel de ce SE considérant l'état initial retenu dans le plan de simulation en terme de taux et qualité (rapport C/N) de matière organique dans le sol. Aussi, par construction, le ratio de rendements simulés sans intrants et avec intrants tend à diminuer au fil des années de simulation. Les options de plan de simulation discutées dans l'annexe 8-A pourraient permettre de résoudre ce biais de calcul.

10.1.2.3. Perspectives de recherche

Deux grands types de perspectives de recherche peuvent être identifiées ici : à court terme dans la continuité des travaux et à moyen et long terme pour développer ceux-ci.

A court terme, il est nécessaire de consolider les résultats sur la part de la production agricole permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau. Ainsi, il serait nécessaire de :

- développer des analyses statistiques (multivariée, de variance et régression multiples) sur les relations entre part de la production permise par l'écosystème, déterminants biophysiques et facteurs exogènes. L'enjeu ici est d'essayer de « détricoter » les effets et les interactions entre [type de sol x type de climat x type de séquences x pratiques agricoles] afin de clarifier la nature des relations dominantes.
- analyser la dynamique de l'état organique des sols dans les simulations sans et avec intrant et leurs effets sur les niveaux de rendement permis par les SE de fourniture en azote et de l'eau afin d'analyser les effets relatifs de ces dynamiques sur l'évaluation de la part de la production permise par l'écosystème,
- analyser l'effet des légumineuses dans les séquences de culture qui en comporte voire réaliser de nouvelles simulations intégrant plus de légumineuses pour évaluer leurs effets sur les résultats,
- analyser plus finement les effets des couverts intermédiaires sur la dynamique des SE de fourniture en azote et de l'eau dans les deux jeux de simulation (sans et avec intrants)
- analyser les interactions entre les SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau pour identifier les antagonismes existant en fonction des situations de production et identifier des configurations d'écosystèmes agricoles et des pratiques exogènes permettant de les réduire voire de lever ces antagonismes et de favoriser les synergies entre SE,
- analyser les cas particuliers d'années de simulation pour lesquels les rendements sans intrant sont supérieurs à ceux avec intrant afin d'en expliquer le comportement,
- ...

A moyen et long terme, il serait nécessaire d'étendre l'analyse à des systèmes alternatifs basés sur une biodiversité planifiée dans le temps et l'espace plus importante et de prendre en compte les régulations

biologiques et les pratiques phytosanitaires. Pour cela, il sera nécessaire de développer des modèles permettant de simuler :

- les interactions entre espèces/variétés au sein de l'espace cultivée voire au sein de la parcelle (ex. interaction entre espèces annuelles et formations ligneuses) concernant la compétition pour la lumière, les nutriments et l'eau et leurs effets sur le cycle du carbone,
- les effets de techniques de non labour, seules ou combinées avec des pratiques de couverture du sol et de diversification des rotations, sur les cycles du carbone, de l'azote et l'eau,
- les dynamiques des bioagresseurs, des régulations biologiques et des dommages et l'effet des phytosanitaires sur ceux-ci considérant la biodiversité planifiée dans la parcelle et la matrice paysagère.

10.1.3. Evaluation économique de la part de la production végétale permise par les SE de fourniture en azote et de restitution d'eau aux plantes cultivées

10.1.3.1. Stratégie d'évaluation retenue

L'évaluation économique de la valeur de la part de la production permise par les SE de fourniture en azote et de stockage et restitution d'eau aux plantes cultivées est basée sur la logique générale suivante :

Valeur économique annuelle par culture = part moyenne de la production permise par les SE x niveau moyen de rendement sur les années 2010-2012 x surface moyenne sur les années 2010-2012 x prix moyen sur les années 2010-2012.

Aussi, l'évaluation économique a été réalisée en cinq grandes étapes :

(i) estimation d'un niveau moyen de part de la production permise par les SE par culture et par unité pédoclimatique via une procédure de changement d'échelle prenant en compte le poids relatif des simulations dans l'UPC (correspond aux résultats présentés dans la section précédente).

(ii) estimation des surfaces et des rendements moyens sur la période 2010 à 2012 par culture par UPC sur la base des surfaces des RPG annuels et des rendements annuels départementaux AGRESTE (utilisés pour estimer le niveau de production totale en section 10.1.2.2).

(iii) estimation du prix moyen par culture. Pour chaque culture considérée, les prix ont été estimés par calcul du prix moyen sur les trois années 2010, 2011, 2012 à partir de la base de données FAOSTAT (comme pour l'évaluation économique du SE de pollinisation des espèces cultivées). Les surfaces de blé dur ont été assimilées à des surfaces de blé tendre en terme de ratio de production permise par les SE (Cf Annexe 8-A) et de prix (pas de distinction entre différents types de blé dans la base FAOSTAT). La valeur économique du maïs fourrage a été estimée en relatif du maïs grain via l'utilisation d'un coefficient d'un demi (0,5)⁹ pour traduire les niveaux moyens de rendement exprimés en tonne de matière sèche par hectare (t MS/ha) en équivalent tonne de grain de maïs par ha (t/ha) puis en appliquant le prix (€/t) du maïs grain. Les données sur le prix moyen de la culture de pois n'étant pas disponible dans le référentiel FAO cette culture n'a pas été considérée ci-après. Elle représente en moyenne, sur la période 2010-2012, environ 2% de la surface en grandes cultures et cultures industrielles.

(iv) estimation de la valeur économique de la part de la production permise par les SE par culture par UPC par application de la formule présentée en introduction de cette section.

(v) estimation de la valeur économique de la part de la production permise par les SE par culture pour toutes les surfaces de cette culture en France métropolitaine. Dans cette procédure, pour chaque culture simulée (Cf. tableau ci-dessous) la valeur de la part de la production permise par les SE estimé en étape (iv) est extrapolée, proportionnellement, à l'ensemble de la surface de la culture en France c.-à-d. aux surfaces non comprises dans les UPC simulées. Les surfaces utilisées ici correspondent à la surface totale moyenne sur 2010-2012 France entière par culture (moyenne des surfaces des RPG annuels). La surface totale d'extrapolation

⁹ [http://www.bretagne.synagri.com/ca1/PJ.nsf/TECHPJPARCLEF/27640/\\$File/Fiche-Ma%C3%AFs-fourrage-sur-pied-indications%20de%20prix2016-09-08.pdf?OpenElement](http://www.bretagne.synagri.com/ca1/PJ.nsf/TECHPJPARCLEF/27640/$File/Fiche-Ma%C3%AFs-fourrage-sur-pied-indications%20de%20prix2016-09-08.pdf?OpenElement)

considérée ici est de 13 214 857 d'ha alors que la surface RPG moyenne de grandes cultures (y c. de cultures industrielles) France entière sur 2010-2012 est de 14 811 520 ha. La surface considérée dans cette évaluation économique correspond donc à plus de 89% de la surface moyenne sur 2010-2012 de grandes cultures en France métropolitaine.

10.1.3.2. Analyse des résultats de l'évaluation économique

Les résultats de l'évaluation économique sont présentés dans le tableau 10-1-3. Ils correspondent à un premier ordre de grandeur de la valeur économique de la part de la production permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau pour les surfaces d'écosystèmes agricoles couvertes par les principales grandes cultures en France et la betterave sucrière, et doivent être analysés avec précaution. A l'échelle de la France, ils sont d'autant plus incertains que la surface RPG d'une culture donnée dans les UPC simulées est faible relativement à la surface totale de cette culture en France. En effet, la qualité de l'extrapolation dépend de la représentativité du jeu de données simulées relativement à l'ensemble des surfaces de culture. Ainsi, l'évaluation sur les surfaces totales de maïs fourrage est particulièrement incertaine puisque les surfaces de ces cultures dans les UPC simulées représentent une part minoritaire de la surface totale de celles-ci : 31 % des surfaces totales. Les évaluations pour le maïs grain et le tournesol sont elles aussi à analyser au regard de la représentativité des surfaces simulées (53 % des surfaces totales pour ces deux cultures). Ces faibles représentativités sont liées au fait que ces cultures sont faiblement représentées dans les séquences dominantes (en termes de surface) par UPC qui ont été simulées avec STICS dans EFESE-écosystèmes agricoles.

La valeur annuelle totale (toute culture) de la part moyenne de la production permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau est de l'ordre de 9,8 milliards d'euros pour les 89% des surfaces de grandes cultures et cultures industrielles de France métropolitaine sur la période 2010 à 2012. Elle représente **50 % de la valeur moyenne de la production totale pour les surfaces considérées** (valeur totale de production = 19,6 milliards d'euros).

Tableau 10-1-3. Valeurs annuelles moyennes de la part de la production permise par les SE de fourniture en azote et restitution de l'eau à l'échelle de la France entière estimées pour sept cultures

La part moyenne de la production permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau est donnée à titre indicatif par type de culture. Voir explication de la procédure de calcul dans la section 10.1.2.1.

Pour chaque culture, la représentativité de la surface prise en compte dans le dispositif de simulation relativement à la surface totale de la culture à l'échelle de la France entière a été calculée en divisant la surface occupée par la culture dans les UPC où elle est simulée par la surface totale de la culture (connue via le Registre parcellaire graphique).

Les données sur le prix moyen de la culture de pois n'étant pas disponible dans le référentiel FAO, cette culture n'a pas été considérée ci-après. Elle représente en moyenne, sur la période 2010-2012, environ 2 % de la surface en grandes cultures et cultures industrielles.

Les valeurs présentées dans ce tableau fournissent des premiers ordres de grandeur qu'il faut analyser au regard des hypothèses et des méthodes d'évaluation mobilisées.

Culture :	Part moyenne de la production permise par les SE azote et eau (%)	Surface "UPC" de la culture = surface occupée par la culture dans les UPC où elle est simulée (ha ; moyenne 2010-12)	Prix moyen (€/t ; moyenne 2010-12)	Valeur de la part moyenne de la production permise par les SE azote et eau (M€/an)	Surface totale de la culture = surface occupée par la culture à l'échelle France entière (ha ; moyenne 2010-12, extrapolation)	Valeur moyenne de la part de la production permise par les SE azote et eau à l'échelle de la France métropolitaine (M€/an)	Valeur totale moyenne de la production agricole à l'échelle de la France métropolitaine (M€/an)	Représentativité des surfaces prises en compte dans le dispositif de simulation = surface "UPC" / surface totale
Betterave sucrière	34 %	302 335	35,4	315 528 826 €	437 165	456 243 505 €	1 372 906 610 €	69 %
Blé	58 %	3 958 377	200,4	3 240 365 245 €	6 006 826	4 917 244 391 €	8 605 445 592 €	66 %
Orge	58 %	1 119 855	179,8	743 030 998 €	1 548 366	1 027 351 262 €	1 794 341 505 €	72 %
Colza	28 %	1 083 475	434,8	419 021 310 €	1 590 907	615 264 964 €	2 319 538 281 €	68 %
Maïs fourrage	67 %	385 833	98,0	333 436 942 €	1 264 859	1 093 092 747 €	1 588 634 058 €	31 %
Maïs grain	41 %	867 926	195,9	619 542 658 €	1 643 784	1 173 364 973 €	3 128 829 857 €	53 %
Tournesol	68 %	383 282	445,1	285 900 233 €	722 950	539 268 350 €	756 806 852 €	53 %
TOTAL	/	8 101 082	/	5 956 826 211 €	13 214 857	9 821 830 191 €	19 566 502 755 €	/

Les surfaces de blé dur ont été assimilées à des surfaces de blé tendre en terme de ratio de production permise par les SE et de prix.

Les surfaces d'orge ont été assimilées à des surfaces de blé tendre en terme de ratio de production permise par les SE.

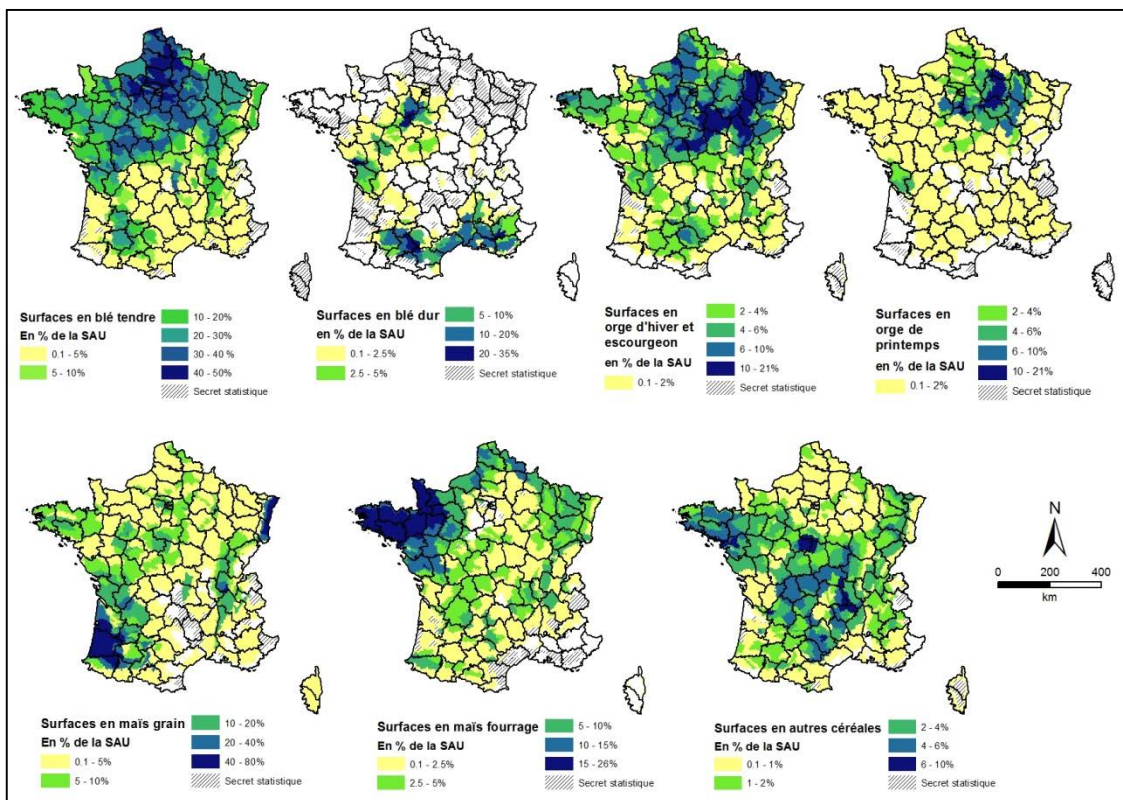
La valeur économique du maïs fourrage a été estimée en relatif du maïs grain *via* l'utilisation d'un coefficient (0,5) pour traduire les niveaux moyens de rendement exprimés en tonne de matière sèche par hectare (t MS/ha) en équivalent tonne de grain de maïs par ha (t/ha), puis en appliquant le prix (€/t) du maïs grain.

Complément : distributions spatiales des principales cultures en France en 2010

1.1. Les cultures céréalières et maïs fourrage

Principale culture pratiquée en France, le blé occupe 18,2% en 2010, soit presque 5 Mha. Le blé se cultive dans toutes les régions françaises, mais c’est dans les régions céréalières du nord de la France qu’il prédomine en occupant plus de 40% de la SAU (Figure).

Figure 1 - Part des surfaces en céréales et maïs fourrage dans la SAU par région agricole en 2010 - Source : Recensement Agricole



Les surfaces en blé dur sont beaucoup plus restreintes et atteignent 506 000 ha, soit 1.8% de la SAU en 2010. Elles sont également beaucoup plus localisées, principalement dans deux zones en France (Provence et Midi-Pyrénées d’une part et d’autre part dans une partie du bassin parisien, notamment le sud de la Beauce). Une troisième implantation se développe depuis les années 2000 en Vendée et Charente-Maritime.

En 2010, l’orge et l’escourgeon, figurent au 4^{ème} rang des cultures françaises, derrière le blé, les prairies temporaires et le maïs grain et occupent près de 1,5 Mha, soit 5.8% de la SAU française. L’orge d’hiver représente les 2/3 des surfaces en orge. Cette culture est présente dans toute la France, mais on peut remarquer que les surfaces en orge d’hiver sont surtout concentrées (entre 10 et 21% de la SAU) le long d’un croissant allant des plateaux du Barrois et de Langres au nord-est jusqu’à la Champagne berrichonne du centre de la France. L’orge de printemps est également répartie sur une grande partie du territoire français mais n’est vraiment très présent (> à 10%) que dans quelques régions agricoles où s’est développée une filière d’orge brassicole de qualité (Champagne crayeuse et Gâtinais). Il est également très présent (entre 6 et 10% de la SAU) sur les plateaux du Barrois et de Bourgogne, dans le Pays-Haut lorrain et la Beauce.

C’est le maïs grain (et semence) qui est devenu, depuis la fin des années 1980, la principale céréale cultivée en France derrière le blé avec 1.6 Mha et près de 6% de la SAU. Même s’il est présent presque partout en France, sa distribution spatiale est particulièrement contrastée. Il dépasse en effet 40% de la SAU dans les Landes, dans

la Plaine d’Alsace, ainsi que dans les Dombes. Il est bien implanté également en Bretagne, dans la vallée du Rhône, en Sologne mais également en périphérie parisienne et le long de la côte atlantique.

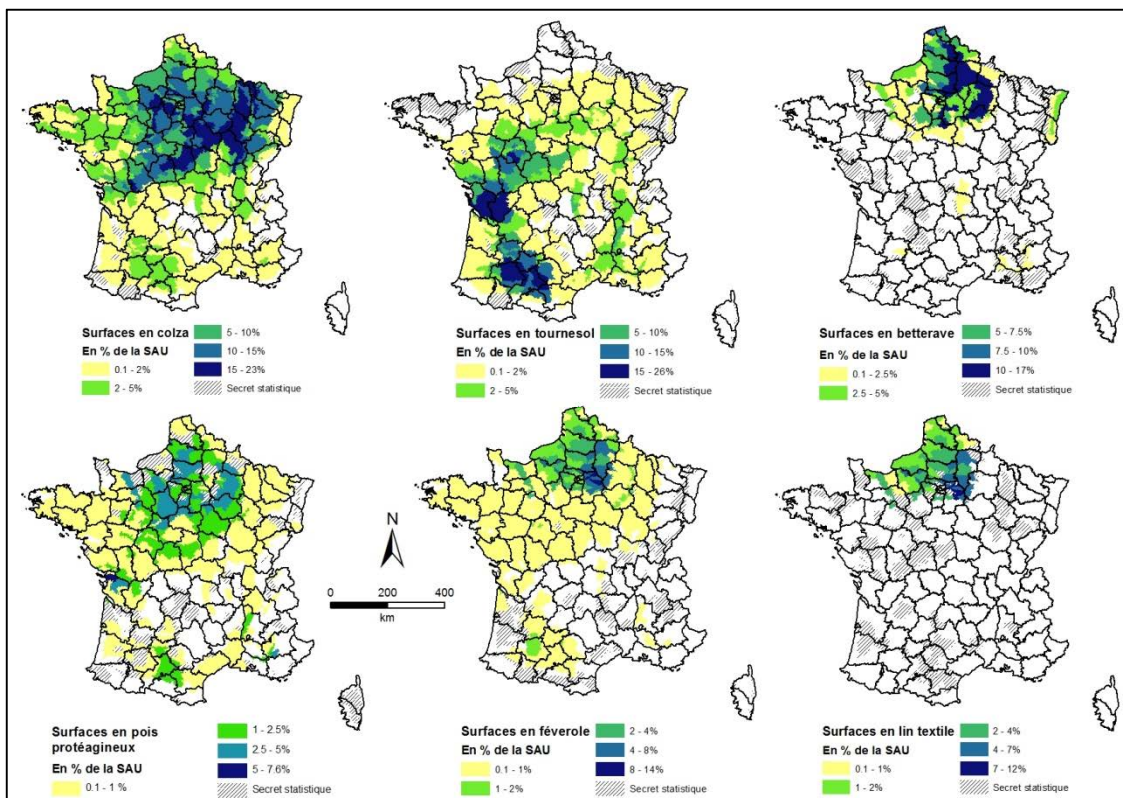
Le maïs fourrage est la deuxième culture fourragère de France avec ses 1.4Mha (environ 5% de la SAU), essentiellement répartis sur le nord de la France le long d’une couronne englobant toutes les régions périphériques du bassin parisien allant de la Bretagne au Jura, en passant par la Normandie, le Nord-Pas-de-Calais, les Ardennes et la Lorraine. Il est donc caractéristique de toutes les régions d’élevage, mais beaucoup plus de celles de l’ouest. En effet, il dépasse 10% et fréquemment 15% de la SAU dans toute la Bretagne et Pays de Loire, tandis qu’il reste inférieur à 10% dans les régions d’élevage de l’est.

Enfin, les autres céréales (avoine, seigle, triticale), également appelées céréales secondaires, représentent environ 500 000 ha en France (1.8% de la SAU). Les surfaces qui se maintiennent aujourd’hui sont liées à la présence de l’élevage qui permet un débouché pour le triticale en autoconsommation (Bretagne, Sologne, Grands Causses, Monts du Forez).

1.2. Les cultures dites « industrielles »

Principale plante industrielle cultivée, le colza occupe 1.46 Mha soit 5.4% de la SAU française. Il est présent sur presque tout le territoire, mais particulièrement dans la moitié nord de la France où il occupe plus de 5% de la SAU, à l’exception de la Bretagne, de l’Alsace et du Nord-Pas-de Calais (Figure). A l’instar de l’orge d’hiver, il est particulièrement présent sur les « petites terres à cailloux » des plateaux du Barrois au Nord-Est en formant un croissant jusqu’à la Champagne berrichonne où il dépasse souvent 15% de la SAU. Mais il est également très présent sur le reste du bassin parisien, notamment en Beauce et sur le Plateau d’Evreux Saint-André.

Figure 2 - Part des surfaces en cultures industrielles dans la SAU par région agricole en 2010 - Source : Recensement Agricole



Le tournesol est la deuxième culture industrielle derrière le colza avec ses presque 700 000 ha (2.5% de la SAU). Sa localisation apparaît complémentaire de celle du colza puisqu’il occupe de vastes surfaces en Midi-Pyrénées et en Poitou-Charentes, où il dépasse 10% de la SAU.

Avec ses 400 000 ha (soit 1.4% de la SAU française) en 2010, les surfaces en betterave industrielle varient peu au cours du temps grâce au système de quota dont elle bénéficie. Cette culture est essentiellement inféodée aux plateaux limoneux du nord de la France, ainsi qu'à la Champagne Crayeuse et au Gâtinais, où elle dépasse 10% de la SAU. Mais elle est également présente de manière significative (>5% de la SAU) en Beauce, en Normandie (Plaine de Caen, Pays de Caux) ainsi qu'en Plaine d'Alsace.

Le pois protéagineux n'occupe plus que 240 000 ha en 2010¹⁰, soit 0.8% de la SAU. Sa localisation est essentiellement concentrée sur le bassin parisien (notamment Champagne crayeuse, Beauce et Plaine de Caen), mais quelques implantations secondaires se développent en Poitou-Charentes et en Midi-Pyrénées (Lauragais).

La féverole, arrivée en substitution du pois, tend à se rapprocher du pois protéagineux en termes de surfaces cultivées (autour de 150 000 ha), en particulier en 2010 avec le plan Protéagineux qui lui a permis de doubler ses surfaces (généralement situées autour de 60 à 80 000 ha sur la période 2002-2015). Toutefois, elle reste une culture marginale, même si elle peut être localement assez répandue (> 4% de la SAU), notamment en Brie ainsi qu'en Normandie et en Picardie.

Enfin, le lin textile concerne de faibles surfaces (55 000 ha en 2010), qui sont très localisées car essentiellement implantées le long du littoral de la Manche en Normandie, Picardie et Nord Pas-de-Calais. Mais les surfaces les plus importantes se sont développées en Brie, ainsi que sur les plateaux limoneux de l'Aisne et de l'Oise (> à 4% de la SAU).

1.3. Les cultures fourragères et cultures spécialisées

Les prairies temporaires arrivent en deuxième position derrière le blé en termes de surfaces cultivées en France avec 3.2 Mha et près de 12% de la SAU. Elles sont présentes sur tout le territoire mais sont particulièrement développées dans certaines régions d'élevage de l'ouest, le long d'un croissant qui part de la Bretagne et des Pays de Loire et qui se poursuit jusque dans le Limousin, le Ségala et les Grands Causses (Figure). Dans ces régions, les surfaces en prairies temporaires dépassent 20%, et peuvent atteindre 60% de la SAU.

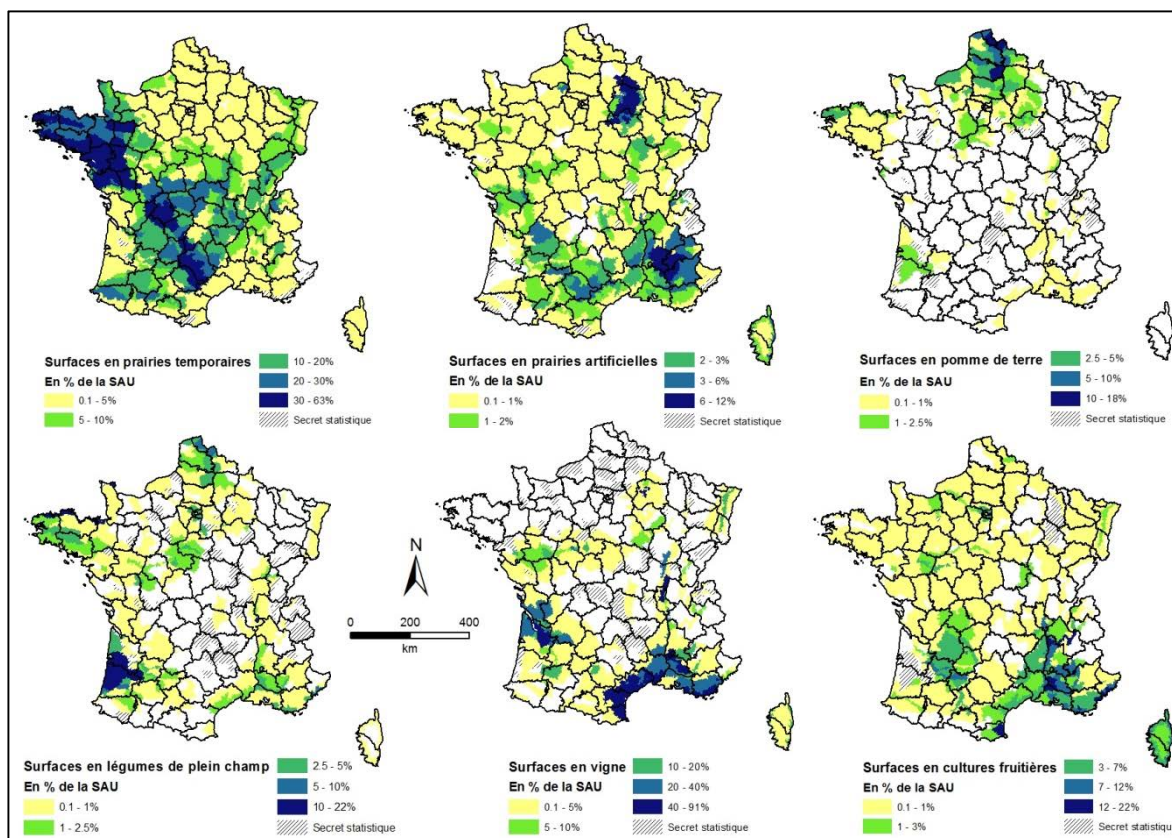
Les prairies artificielles restent encore à l'heure réparties sur l'ensemble du territoire mais ne représentent plus, en 2010, que 280 000 ha soit 1% de la SAU française. Elles restent encore significativement présentes – entre 6 et 12% de la SAU) en Champagne crayeuse, où elles se maintiennent grâce à la filière de déshydratation de la luzerne pour l'alimentation animale, mais également dans une partie de la Drôme et des Hautes-Alpes (Diois, Baronnies) où elle serait produite par les éleveurs pour être consommée directement par les troupeaux. On la retrouve également, mais de manière plus diffuse, dans certaines régions agricoles du sud et de l'ouest de la France (Tarn, Aveyron, Dordogne).

Les pommes de terre représentent environ 150 000 ha dans la SAU française, soit 0.5% de la SAU en 2010. Les principales régions productrices sont le Nord-Pas-de-Calais et la Picardie, où les surfaces dépassent localement 10% de la SAU (Santerre, région de Lille), mais on en retrouve également des surfaces importantes en Pays de Caux, Champagne crayeuse, Beauce, ainsi que le long du littoral nord de la Bretagne.

Les légumes de plein champ représentent environ 200 000 ha en France en 2010. Ces surfaces se retrouvent essentiellement en Bretagne (côte du Morbihan) et dans le Cotentin, autour de Paris, dans le nord de la France, en Sologne et en Provence. Mais les plus grandes surfaces se trouvent dans les Landes.

Figure 3 - Part des surfaces en cultures fourragères et cultures spécialisées dans la SAU par région agricole en 2010 - Source : Recensement Agricole

¹⁰ Les données SAA montrent que les surfaces en pois et féverole présentes en 2010 sont ponctuellement plus élevées (environ x2) cette année-là en raison du plan Barnier de relance des protéagineux. Les valeurs 2010 ne sont donc pas représentatives de la période 2008-2015.



En 2010, les surfaces en vigne occupent près de 800 000 ha, soit près de 3% de la SAU. Leur implantation suit la répartition des grands vignobles français: au nord, Alsace, Champagne, Pays de Loire, Bourgogne et au sud, les plus grandes surfaces, Bordeaux, Côtes du Rhône, Provence et Languedoc-Roussillon, où ces surfaces dépassent 20, voire 40% de la SAU.

Les cultures fruitières représentent des surfaces faibles (environ 190 000 ha) et réparties de manière diffuse sur l'ensemble du territoire. Les régions où ces cultures sont significatives (> à 7% de la SAU) se retrouvent essentiellement le long de la vallée du Rhône, de la vallée du Grésivaudan, du littoral niçois et dans la Plaine du Roussillon, mais on en retrouve également des surfaces importantes dans le Tarn-et-Garonne, le Lot-et-Garonne et la Dordogne ainsi que tout le long du littoral méditerranéen et en Corse. Au nord, c'est autour de l'agglomération parisienne et le long de la vallée de la Loire que les surfaces sont les plus importantes.

2. Fertilisation organique et minérale par culture et par région

Figure 4 - Part de surface ayant reçu une fertilisation organique par culture et par région
(Source : Enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures)

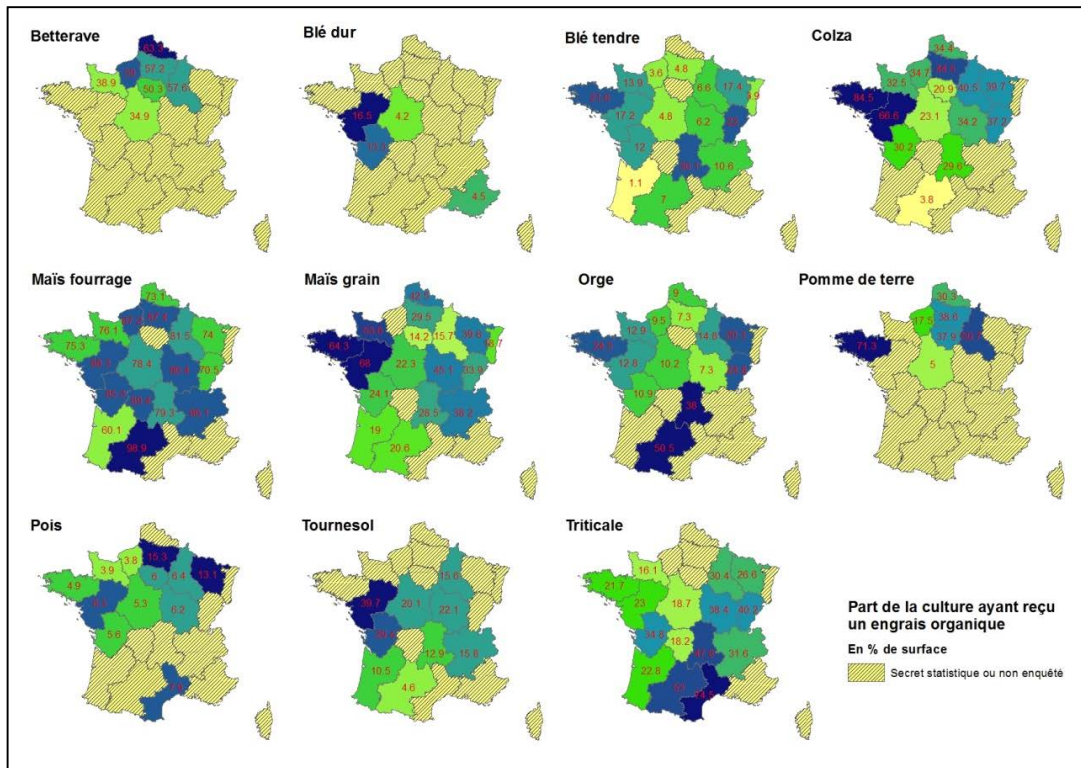


Figure 5 - Part de surface ayant reçu une fertilisation minérale par culture et par région en 2011
(Source : Enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures)

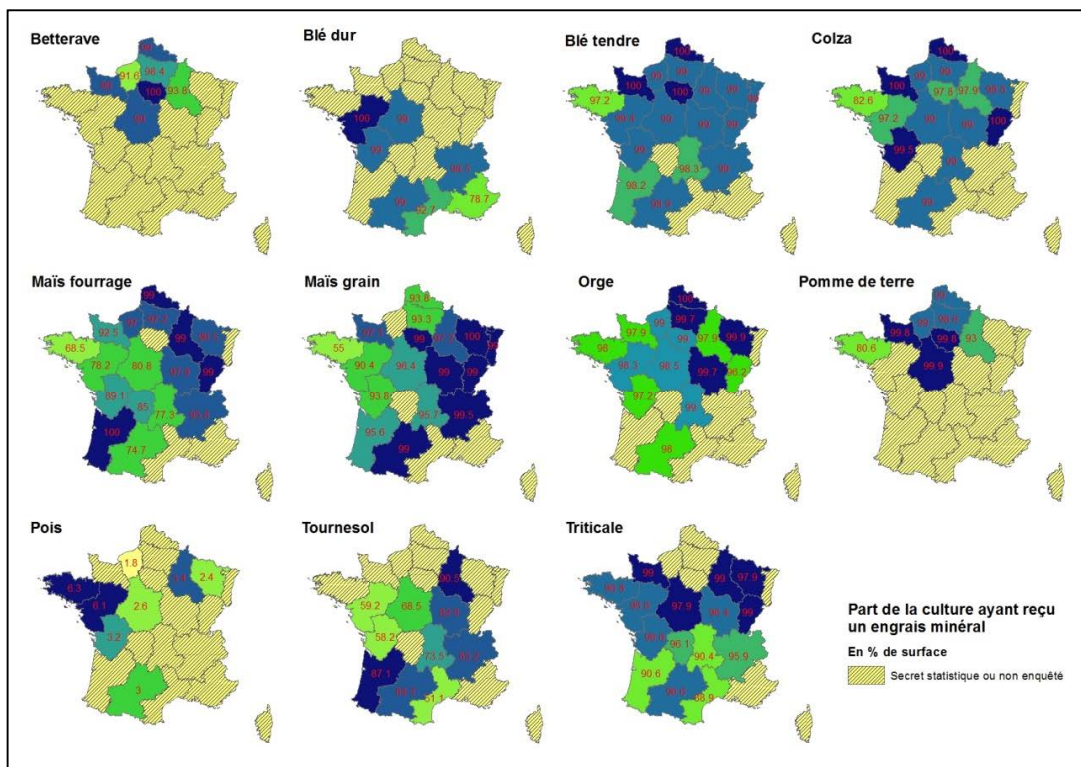


Figure 6 - Dose moyenne d'azote minéral reçue par culture et par région en 2011 - sur les parcelles en ayant reçu (Source : Enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures)

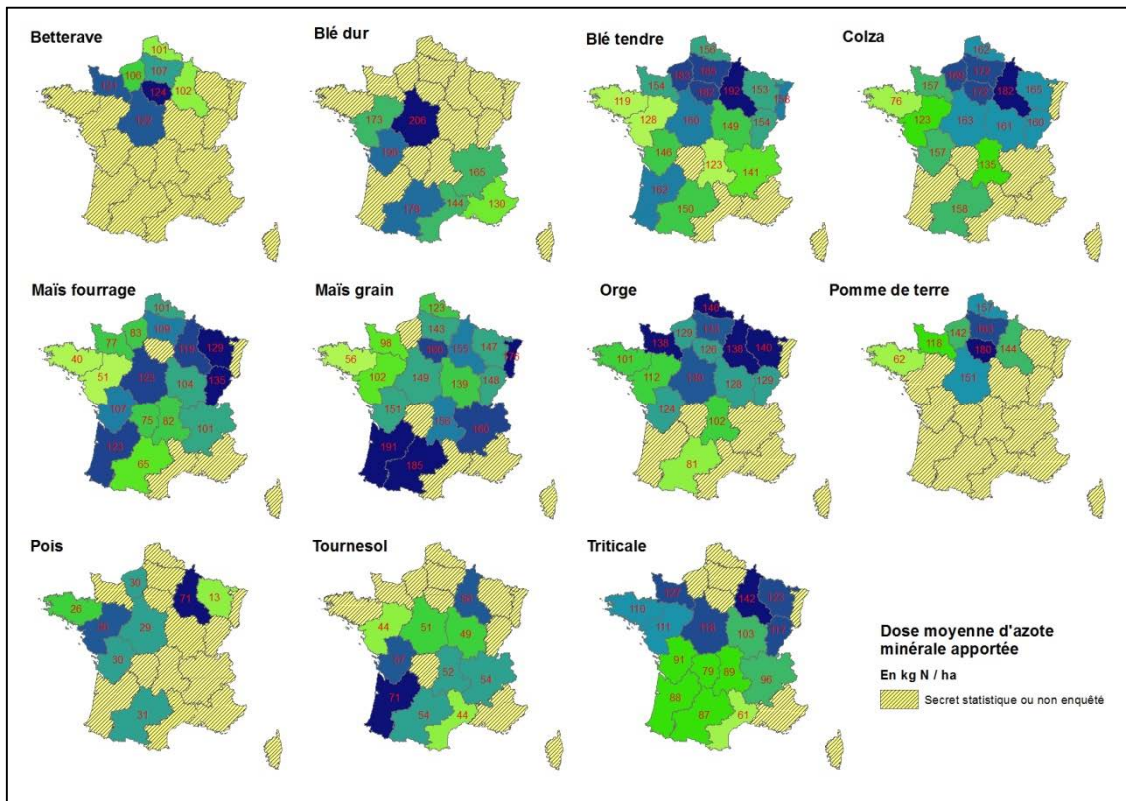
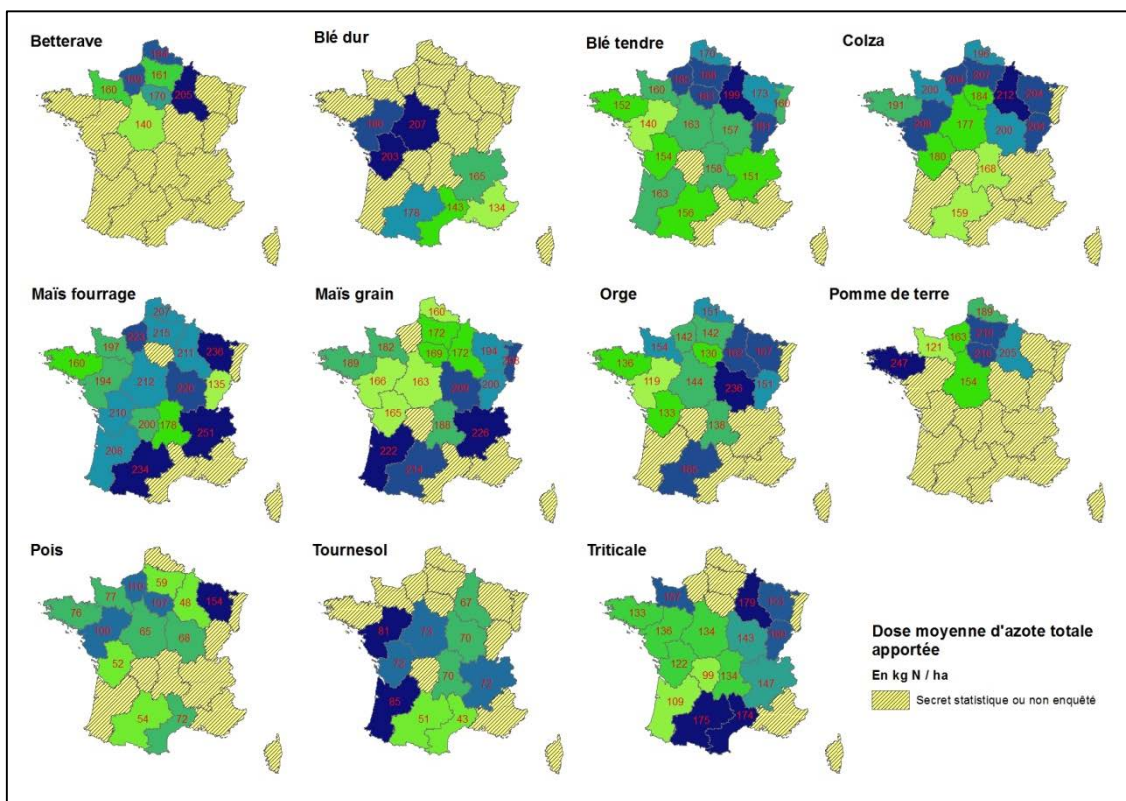


Figure7 - Quantité d'azote totale (organique et minérale) moyenne apportée par culture et par région en 2011 (sur les parcelles en ayant reçu) (Source : Enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures)



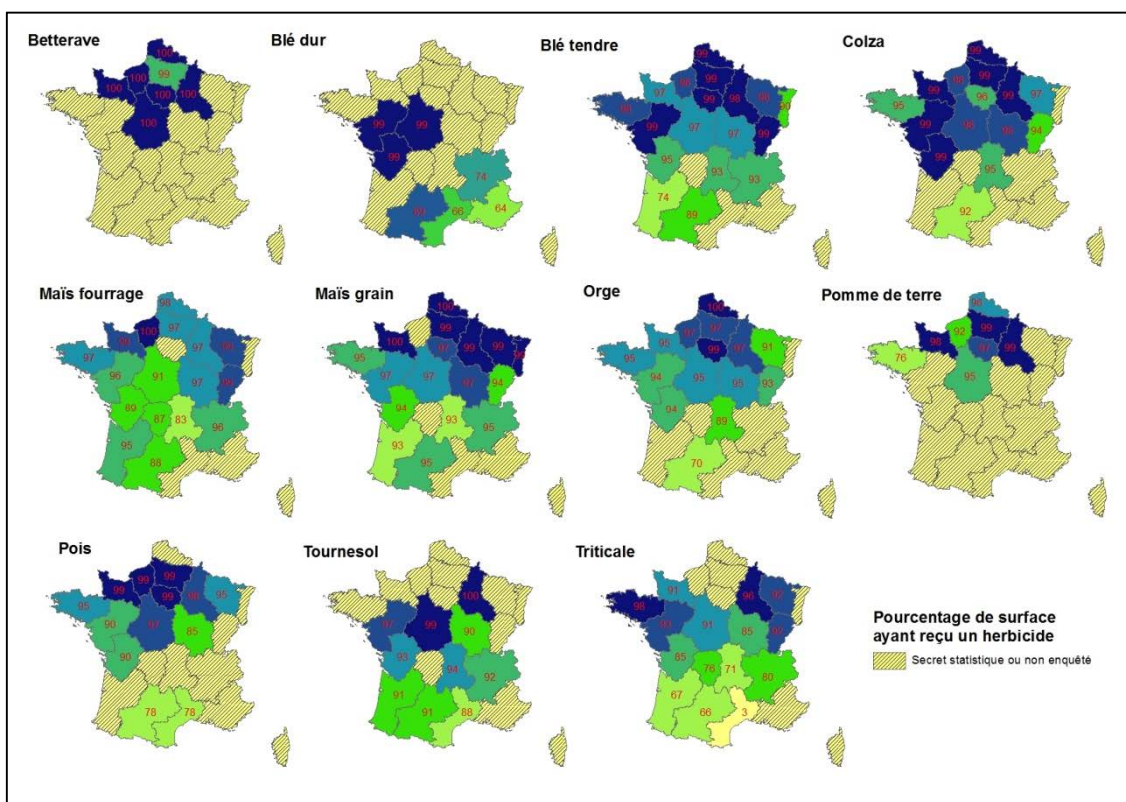
3. Pratiques phytosanitaires en France

3.1. Les traitements herbicides

En moyenne nationale, les pourcentages de traitement herbicides ne sont pas très différenciés entre cultures car ils se situent entre 99 et 100% de surfaces traitées (à l'exception du triticale avec 98%).

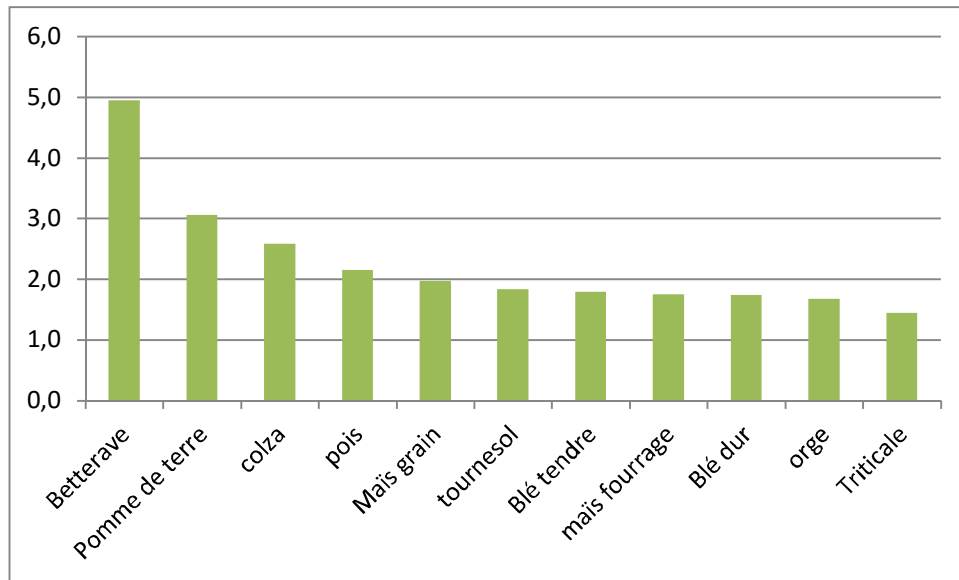
En observant la distribution de ces pratiques de désherbage à la maille régionale, il s'avère que ces pratiques sont beaucoup moins homogènes à l'échelle de la France. Pour toutes les cultures dont l'extension spatiale est suffisamment large, on remarque un gradient nord-sud important : les régions les plus fréquemment traitées sont situées au nord de la France.

Figure 8 - Pourcentage de surface ayant reçu un traitement herbicide par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)



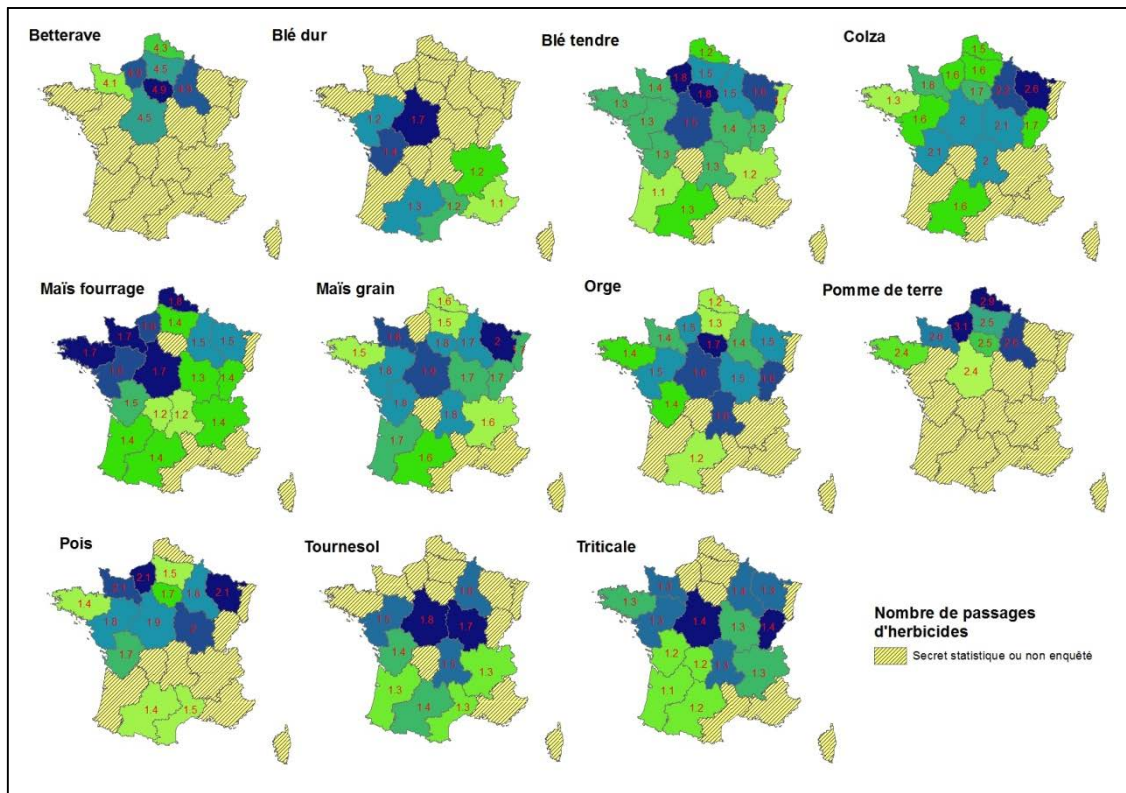
En termes de nombre de passages d'herbicides, il y a beaucoup plus de contrastes entre cultures : la betterave est de loin la culture la plus traitée (avec 4.9 passages), suivie de la pomme de terre (3.1), du colza (2.6). Hormis le triticale qui ne reçoit en moyenne qu'1.4 passage, les autres cultures reçoivent en moyenne entre 1.7 et 2.1 passages d'herbicides.

Figure 9 - Nombre de passages d’herbicides par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)



Au niveau régional, les distributions sont plus nuancées que le simple gradient nord-sud décrit précédemment pour le pourcentage de surface traitée.

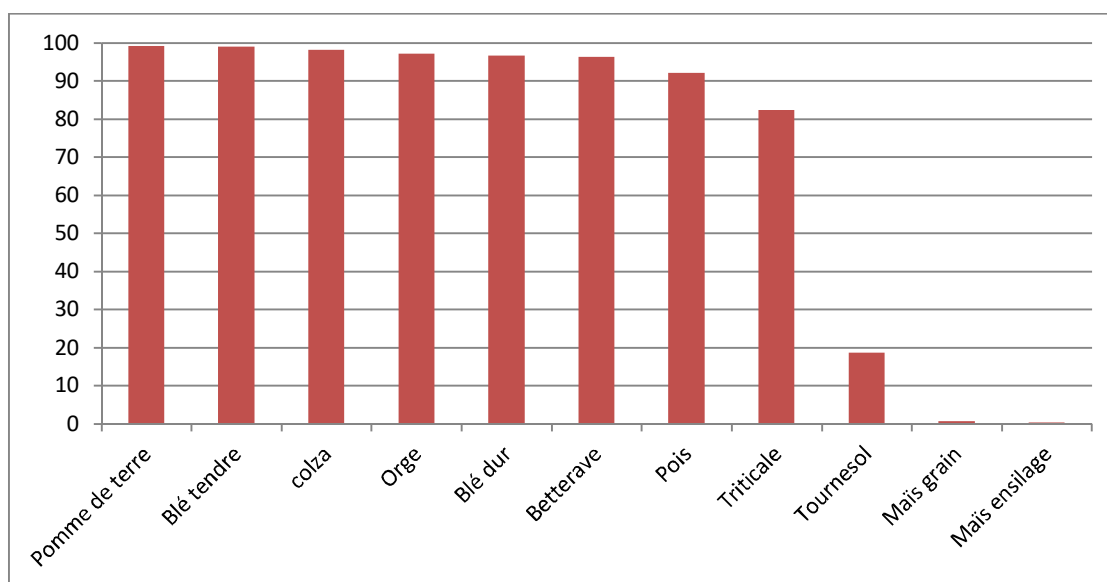
Figure 10 - Nombre de traitements herbicides par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)



3.2. Les traitements fongicides

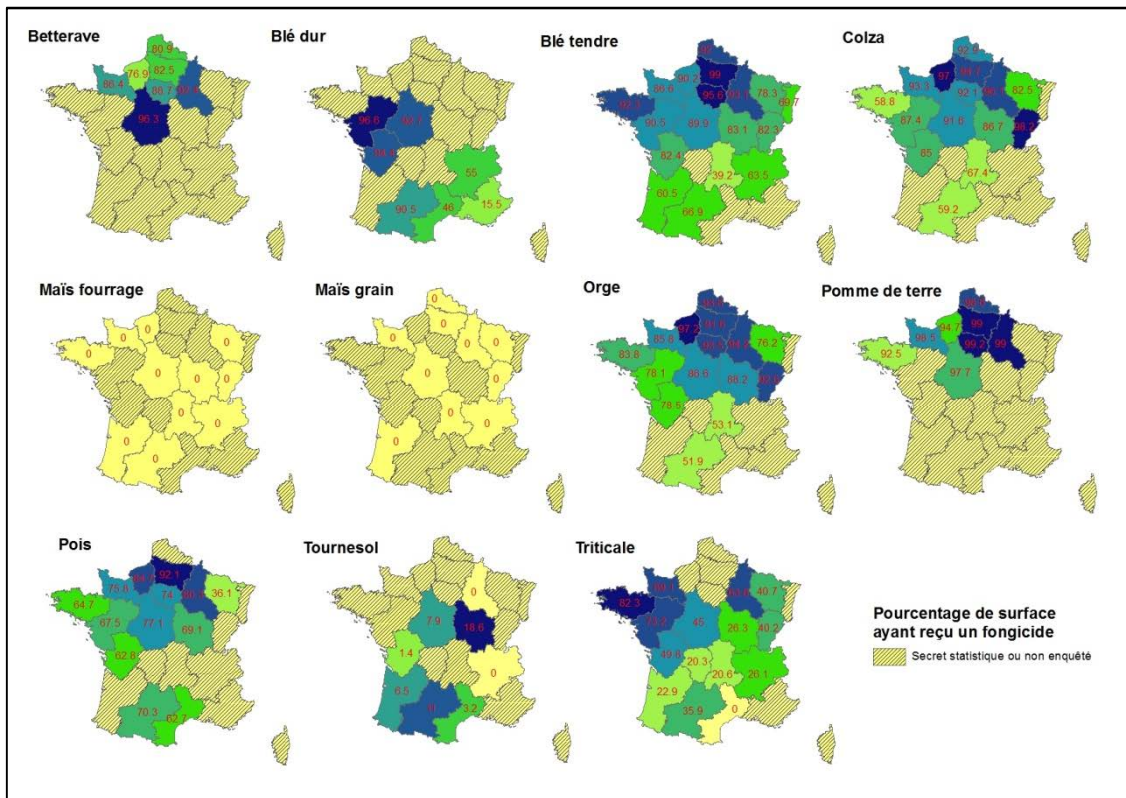
Les traitements fongicides concernent un peu moins de cultures que les traitements herbicides puisque le maïs n'en reçoit pas, le tournesol très peu (19% des surfaces en France environ) et ces traitements ne sont pas systématiques sur le triticale (82% de surfaces traitées) et le pois (92%). En revanche, il dépasse 96% des surfaces sur toutes les autres cultures.

Figure 11 - Pourcentage de surfaces ayant reçu un fongicide par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)



En termes de distribution spatiale, on remarque à nouveau un gradient nord-sud marqué : les régions du nord de la France recourent plus régulièrement aux traitements fongicides. Seul le tournesol montre une distribution plus contrastée avec aucune surface traitée en Champagne et Rhône-Alpes. A noter également que le colza est plus traité en Haute-Normandie et Franche-Comté.

Figure12 - Pourcentage de surface ayant reçu un traitement fongicide par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)



En termes de nombre de passages, la pomme de terre est de loin la culture la plus traitée avec en moyenne 13.6 passages de fongicides. Viennent ensuite les céréales, le colza, la betterave et le pois avec 2 passages et plus. Le triticale n’en reçoit qu’1.5 en moyenne et le tournesol un (aucun pour le maïs).

Figure 13 - Nombre de passages de fongicides par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

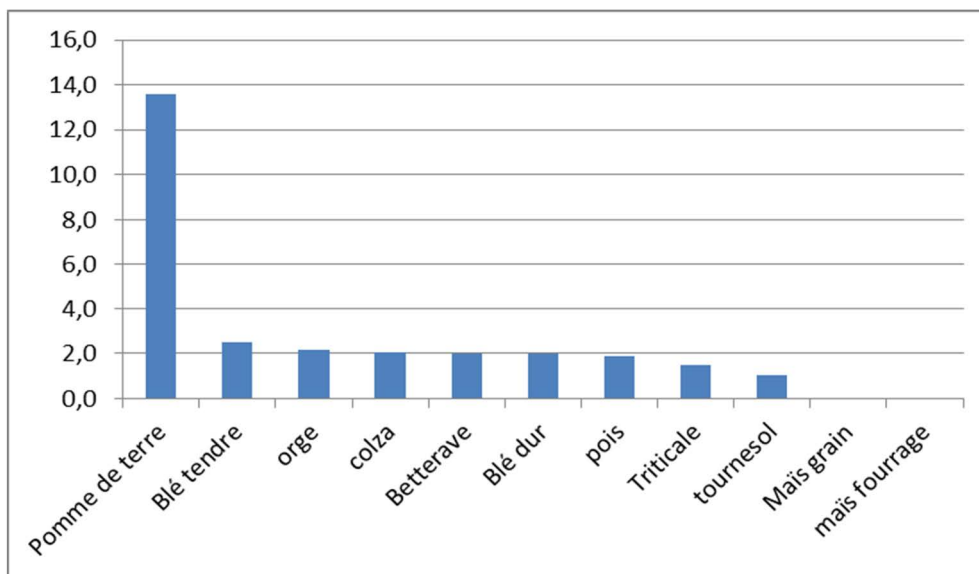
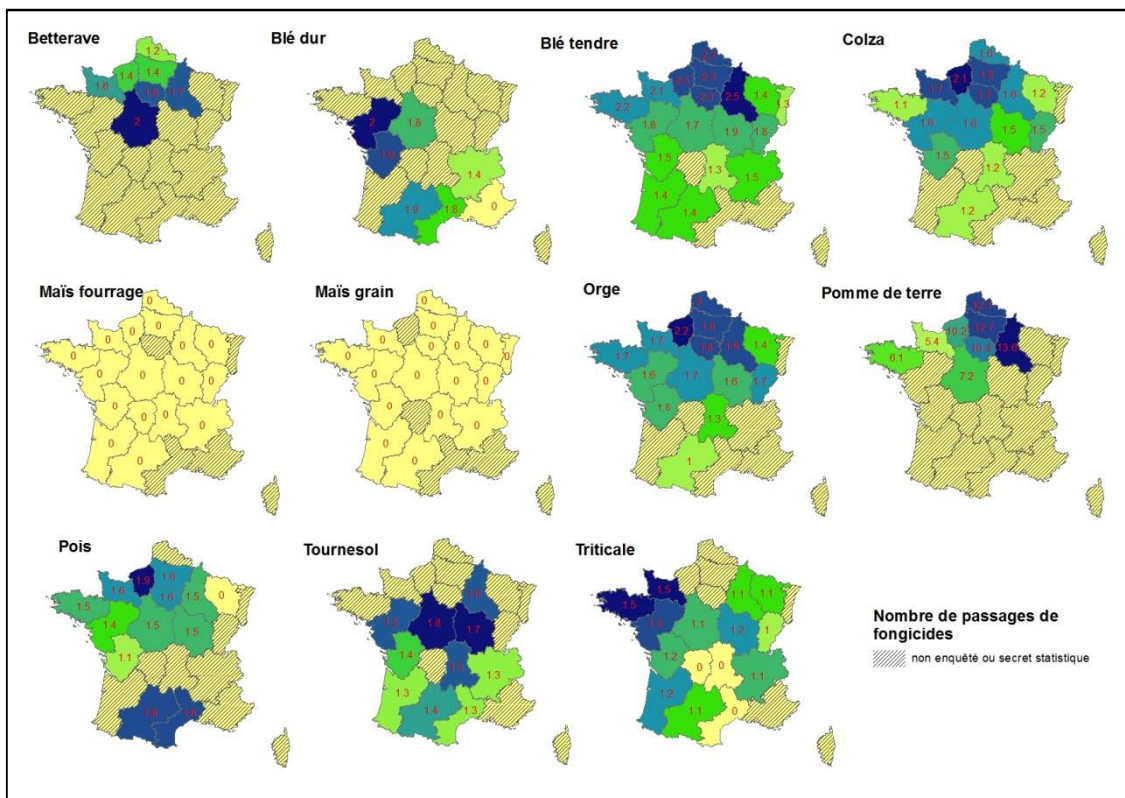


Figure 14 - Nombre de passages de fongicides par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)



3.3. Les traitements insecticides

Figure 15 - Pourcentage de surfaces ayant reçu un insecticide par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

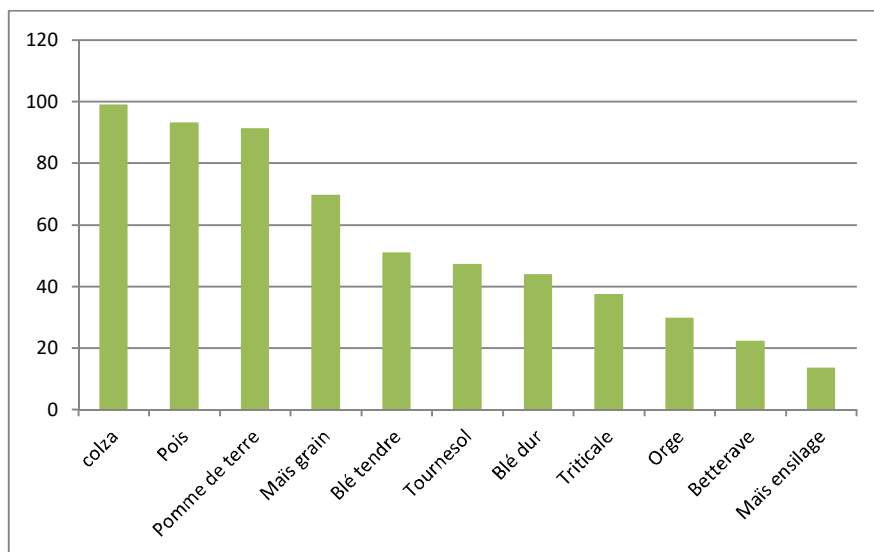


Figure 16 - Pourcentage de surface ayant reçu un traitement insecticide par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

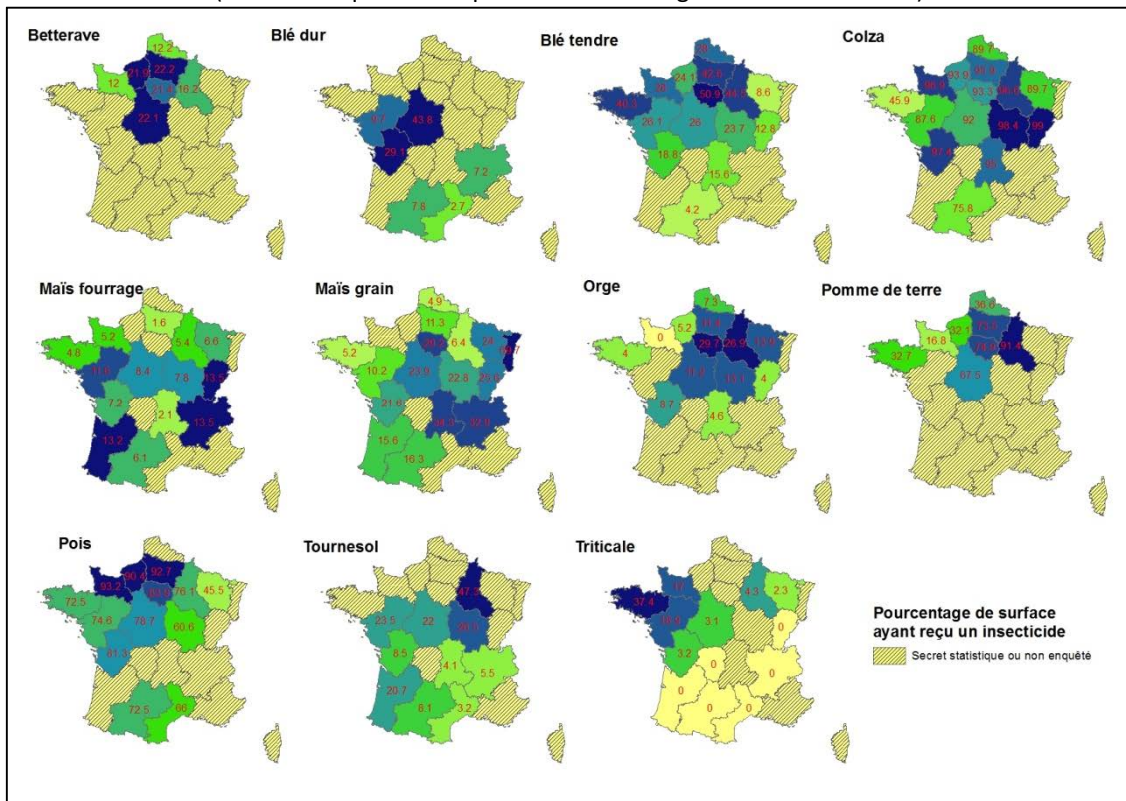


Figure 17 - Nombre de passages d'insecticides par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

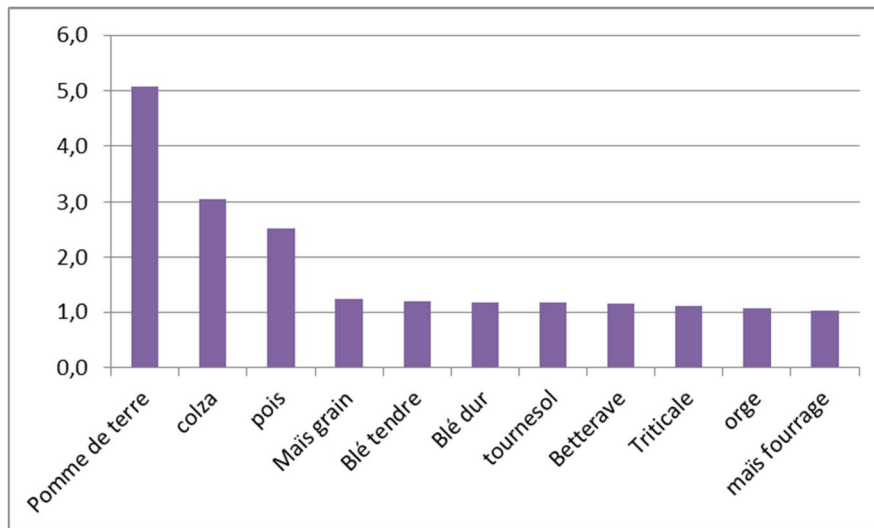
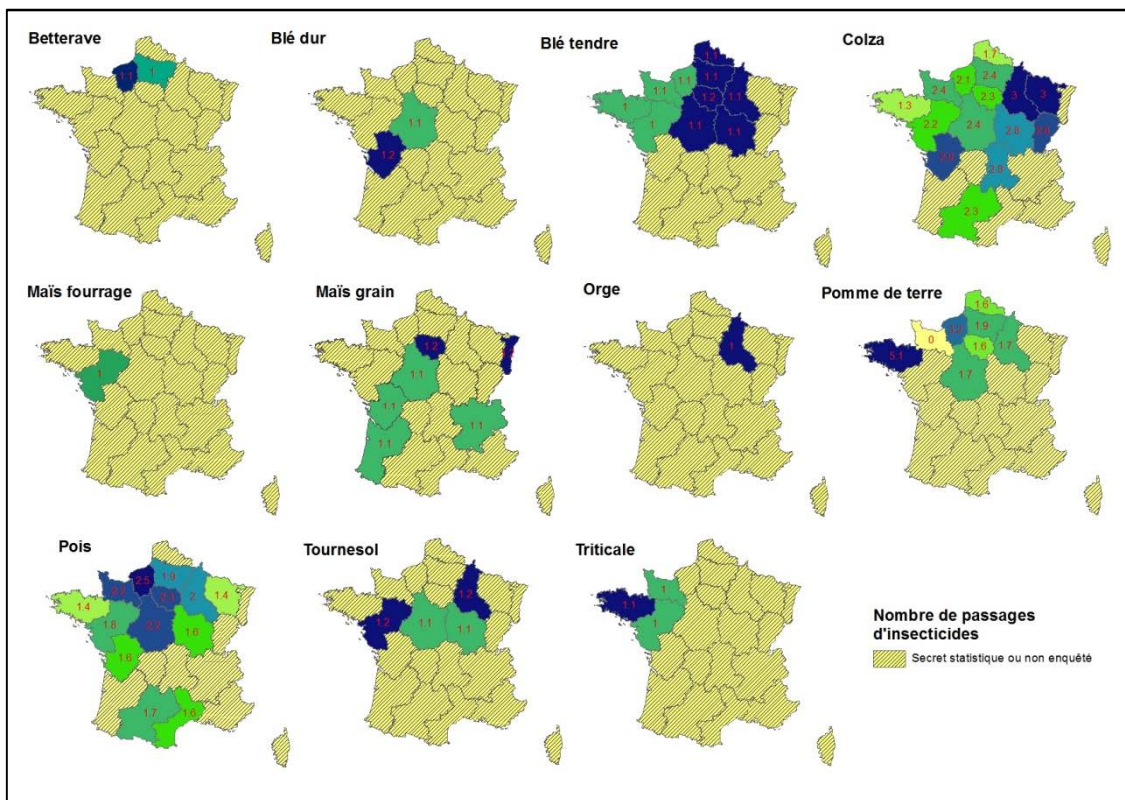


Figure 18 - Nombre de passages d'insecticides par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)



3.4. Les traitements molluscicides

Figure 19 - Pourcentage de surfaces ayant reçu un molluscicide par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

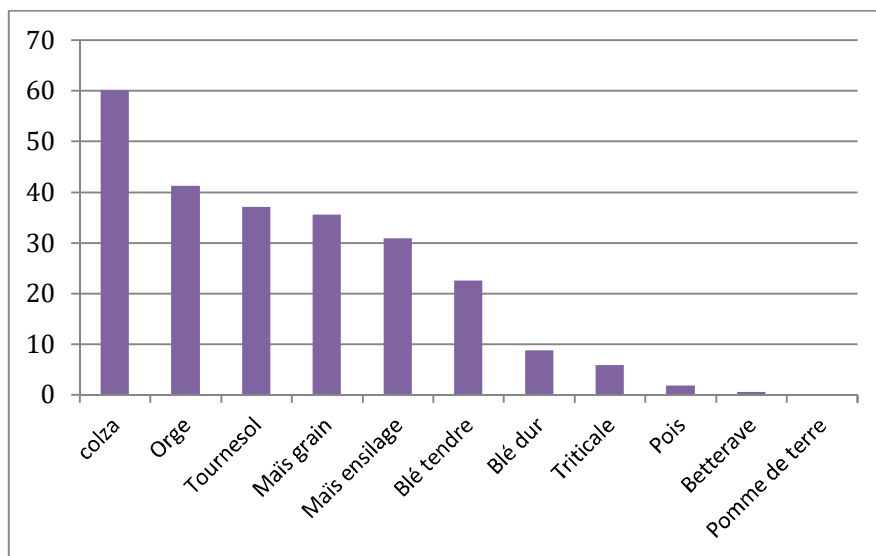


Figure 20 - Pourcentage de surface ayant reçu un traitement molluscicide par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

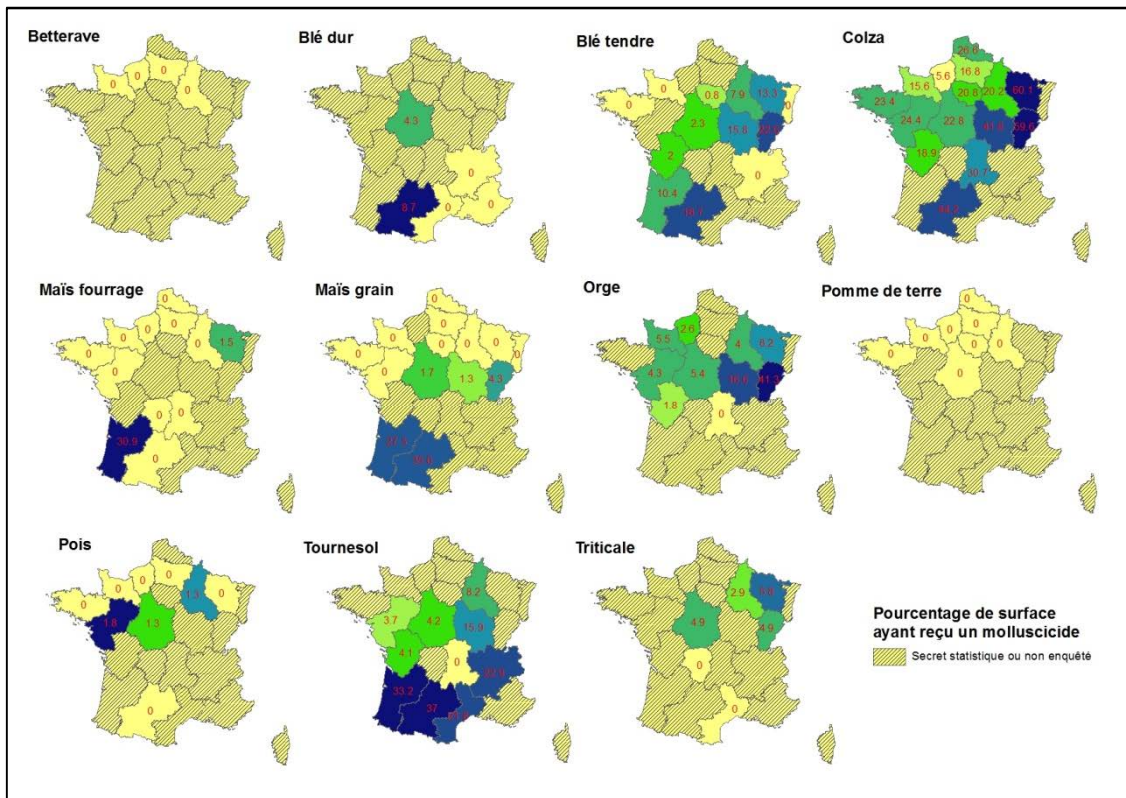


Figure 21 - Nombre de passages de molluscicides par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

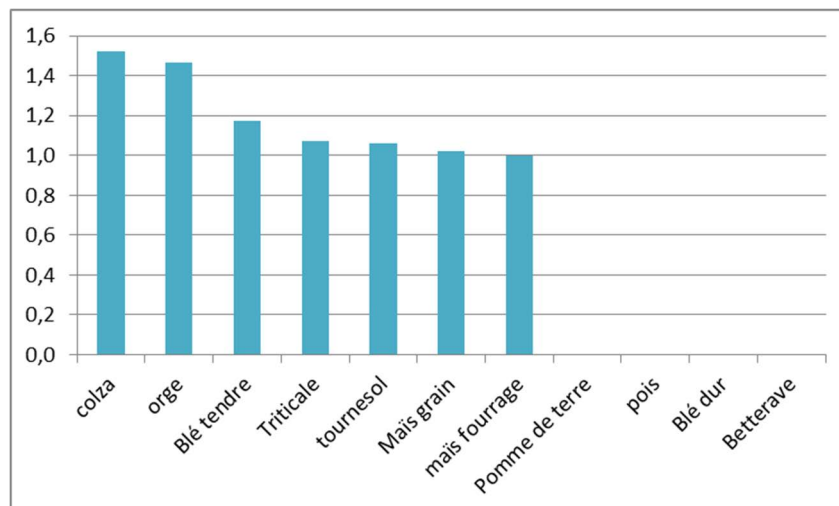


Figure 24 - Pourcentage de surface ayant reçu un régulateur de croissance par culture et par région en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

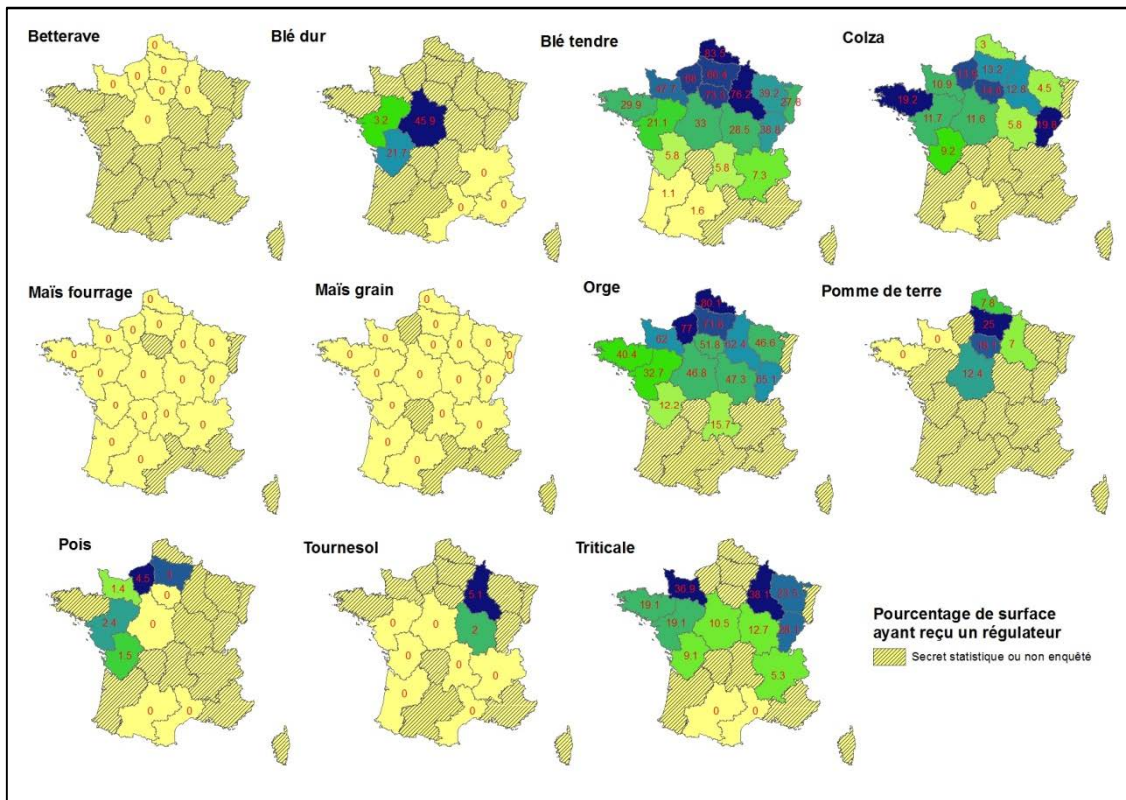


Figure 25 - Nombre de passages de régulateurs de croissance par culture en France en 2011
(Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)

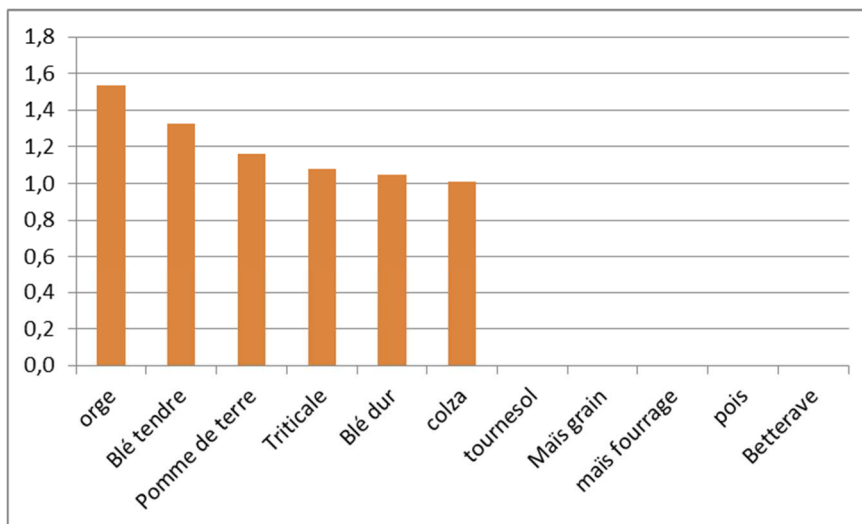
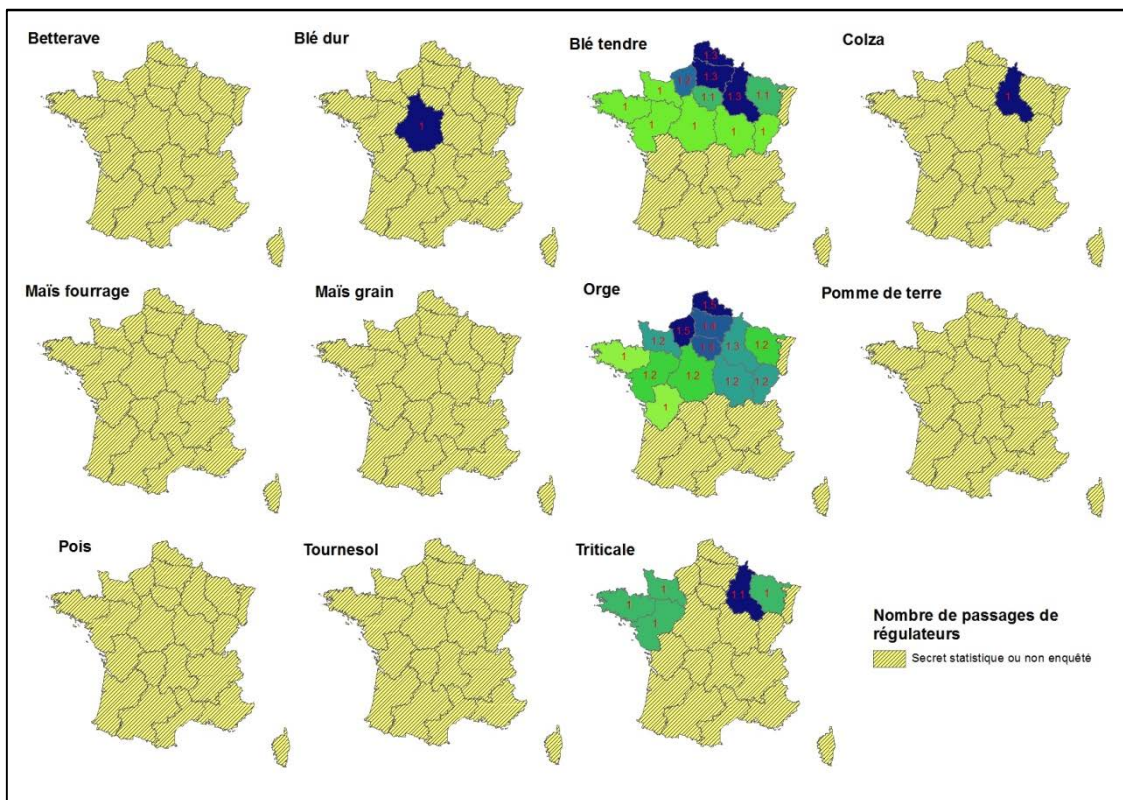


Figure 26 - Nombre de passages de régulateurs de croissance par culture et par région en 2011
 (Source : enquête Pratiques Culturelles sur grandes cultures 2011)



10.2. Production de fourrages par les surfaces en herbe

Expert coordinateur : Michel Duru

Contributeur scientifique : Olivier Therond

10.2.1. Spécification biophysique

10.2.1.1. Dénomination précise et nature du bien agricole

Les surfaces en herbe utilisées pour la production de fourrages recouvrent une très grande diversité de niveaux d'anthropisation (végétations « naturelles » ou semées), de milieux (plaine, montagne, zones sèches ou humides, zones labourables ou non labourables), de degré de pérennisation (couverts pérennes ou en rotation avec des cultures), de conduites (fauche à une date précoce ou tardive, pâture en flux tendu ou avec report sur pied¹; présence ou absence de fertilisation, d'irrigation...). Les espèces herbacées peuvent être associées à des espèces ligneuses de manière intentionnelle (pré-vergers, haies, arbres isolés) ou non (parcours, landes). Les parcours peuvent contribuer largement à l'alimentation des troupeaux, en particulier en régions périméditerranéennes où les conditions pédoclimatiques sont peu favorables à la pousse de l'herbe (Guérin *et al.*, 2009).

Les prairies et parcours sont utilisés par une diversité d'herbivores d'élevage (bovins, ovins, caprins, équins), élevés pour le lait, la viande ou la production d'animaux destinés à la reproduction, aux sports ou aux loisirs. Les fourrages issus de ces prairies peuvent constituer la base de l'alimentation pour ces animaux. Ils peuvent être utilisés de manière directe lorsque les animaux sont conduits au pâturage, ou bien de manière indirecte lorsque l'herbe est fauchée, directement apportée aux animaux (affouragement « en vert ») ou conservée sous forme de foin, d'enrubanné ou d'ensilage, puis distribuée aux animaux (le plus souvent en bâtiment). Les prairies et parcours, en particulier dans le cas de végétations spontanées, fournissent également une ressource alimentaire et/ou un habitat à une diversité d'espèces animales (oiseaux, insectes, mammifères) (Sabatier *et al.*, 2014).

Une autre utilisation du fourrage des prairies, consistant à récolter la biomasse en vue de la production d'énergie, soit par combustion, soit par méthanisation, soit par transformation en bio-éthanol se développe actuellement (Melts *et al.*, 2014). Si cette utilisation est encore marginale en France, de nombreux pays de la partie septentrionale de l'Europe (UK, Allemagne, Danemark, Benelux, Pologne...) commencent à promouvoir cette valorisation. Cet usage, s'il est mis en œuvre à surface en herbe constante, entre généralement en compétition directe avec les usages pour l'alimentation des herbivores d'élevage, ou la conservation de la biodiversité. Les prairies à vocation énergétique sont généralement très intensifiées et à très faible richesse floristique et faunistique (Alder, 2013).

¹ Exploitation de l'herbe tardive à un moment où la croissance est très faible ou nulle, par exemple pousse de printemps utilisée en été, ou d'automne utilisée en hiver.

Différentes catégories de surfaces en herbe sont différenciées dans les statistiques agricoles françaises (surface en ha, Agreste²):

- Surfaces toujours en herbe (STH) peu productives (présence de ligneux sur moins de 10 % de la surface) : parcours, landes, alpages (2 478 000 ha)
- STH productive : Prairies naturelles ou semées depuis plus de 6 ans assimilées à des prairies permanentes (6 881 000 ha)
- Prairies temporaires de graminées ou graminées et légumineuses (moins de 6 ans) : (3 089 000 ha)
- Prairies artificielles (légumineuses, typiquement la luzerne) : (227 000 ha)

Si les STH peu productives représentent un peu plus de 20% des surfaces de prairies, elles ne contribuent qu'à moins de 5% des ressources fourragères provenant des surfaces en herbe (Devun et Legarto, 2011). Leur surface a régressé d'environ 10% entre 1998 et 2008 (voir tableau 10-2-1).

Au cours de la même période, la STH productive a peu évolué, alors que la surface en prairies temporaires a significativement augmentée.

Si les prairies temporaires occupent une surface trois fois plus faible que les STH productives, elles sont plus productives que ces dernières relativement à leur superficie : elles produisent environ autant de ressources fourragères que la moitié des ressources issues des STH productives (voir tableau 10-2-2).

La surface en prairies artificielles a diminué d'un peu plus de 10% entre les périodes 1996-2000 et 2006-2009 (Tableau 10-2-1).

Tableau 10-2-1. Evolution des surfaces fourragères en France (Devun et Legarto, 2011)

Source : Agreste ; métropole

La diminution des surfaces fourragères pluriannuelles a été plus faible que celle des surfaces en fourrages annuels

Type de fourrage	Moyennes annuelles par période (1 000 ha)			Année 2006*	
	1996 à 2000	2001 à 2005	2006 à 2009	(1 000 ha)	(%)
STH peu productive	2 846	2 560	2 521	2 524	17,1
STH productive	7 484	7 482	7 420	7 400	
Prairies temporaires	2 558	2 651	2 784	2 743	} 71,4
Prairies artificielles	407	380	367	372	
Total surfaces prairies pluriannuelles	13 295	13 073	13 092	13 039	
Fourrages annuels (dont maïs fourrage)	1 772 (1 453)	1 750 (1 450)	1 656 (1 388)	1 644 (1 370)	11,2
Racines, tubercules fourragers, choux	54	44	40	41	< 0,5
Total surfaces fourragères	15 121	14 867	14 788	14 724	100

* Année où l'enquête sur les pratiques culturales a été réalisée (Agreste, 2010) et dont les résultats ont servi aux estimations des modes de récolte présentés dans le tableau 4.

Tableau 10-2-2. Evolution des ressources fourragères en France (Devun et Legarto, 2011)

(1000 t MS et % ; source : Agreste ; métropole)

Lors de la décennie passée, la STH contribue à produire, de façon relativement stable, la moitié de la production fourragère française. La part des prairies temporaires augmente au détriment de celle des fourrages annuels.

Type de fourrages	Production moyenne annuelle de fourrages par période			Année 2006
	1996 à 2000	2001 à 2005	2006 à 2009	(1 000 t MS) (%)
STH peu productive	3 413 (4%)	3 048 (4%)	3 240 (4%)	3 190 (3,5%)
STH productive	41 533 (47%)	37 360 (45%)	44 192 (48%)	43 843 (45%)
Prairies temporaires	19 344 (22%)	18 077 (22%)	23 623 (26%)	21 289 (24%)
Fourrages annuels	19 303 (22%)	19 185 (23%)	18 714 (20%)	17 968 (20%)
(dont maïs fourrage)	(17 343) (20%)	(17 457) (21%)	(17 368) (19%)	(16 477) (18%)
Totalité des fourrages produits	87 872 (100%)	82 526 (100%)	92 202 (100%)	89 935 (100%)

² <http://agreste.agriculture.gouv.fr/donnees-de-synthese/statistique-agricole-annuelle-saa/>

Notons qu'il peut y avoir un écart entre la réalité et les déclarations. A titre d'exemples : a) des prairies permanentes (PP) déclarées en prairies temporaires dans les déclarations PAC pour éviter de se voir interdire de les retourner (Faïq *et al.*, 2013), b) des jachères de longue durée que l'administration conseille de classer en PP (pour permettre que la France respecte son engagement de maintien des surfaces en PP), c) le concept de « peu productif » est flou et la classification administrative peut ne pas correspondre à la réalité agronomique (Plantureux *et al.*, 2012).

En moyenne sur les années 2006 à 2009, les prairies pluriannuelles représentent 88% des surfaces fourragères totales et produisent 78% de la production fourragère française en tonne de matière sèche. Le complément provient essentiellement du maïs fourrage (9% de la surface fourragère et 19% à la ressource fourragère, Tableaux 10-2-1 et 10-2-2).

La part relative des surfaces de ces différentes catégories a fortement évolué au cours des 30 dernières années (Cf. chapitre 5). Cette classification a connu de nombreux changements depuis plus d'un siècle (début de la statistique agricole). Il s'agit d'une classification administrative utile à la réalisation d'enquêtes et de recensements, mais qui n'est pas obligatoirement celle utilisée par le gestionnaire de l'écosystème agricole, par l'agronome ou encore l'écologue lorsqu'ils abordent l'objet prairie dans leurs travaux de recherche (Plantureux *et al.*, 2012).

Considérant les enjeux d'EFESE-écosystèmes agricoles, la classification des surfaces en herbe peut également être basée sur le niveau d'utilisation des intrants et donc sur la part de la production de fourrage permise par les intrants exogènes à l'écosystème relativement à celle permise par les services écosystémiques de régulation (cf. section 3.1). Complémentairement à l'indicateur du niveau des intrants, la part de légumineuses dans la végétation prairiale est un déterminant biophysique clef du niveau de fourniture du SE « fourniture en azote assimilable par les plantes cultivées » (Cf. section 8.8). Considérant ces deux clefs de classification, il est alors possible de distinguer quatre types de prairies : **(i) les parcours et prairies (semi)naturelles non fertilisés (type 1), (ii) les prairies de légumineuses semées (non fertilisée, type 2), (iii) les prairies associant graminées et légumineuses (type 3) et (iv) les prairies permanentes ou temporaires intensifiées sans ou avec très peu de légumineuses (type 4). Cette classification est utilisée ci-après pour caractériser les différents types de surfaces en herbe en France.**

Une présentation de ces quatre types de prairies, visant à décrire à grands traits les caractéristiques spécifiques de chacun, notamment en termes de modes de gestion, est réalisée dans la suite de cette section. Une description plus fine et quantifiée des pratiques agricoles mises en œuvre sur ces surfaces nécessiterait un travail de compilation de données qui n'a pas été réalisé dans le cadre de ce travail.

Les parcours et prairies (semi)naturelles non fertilisés (type 1) constituent des ressources fourragères bon marché car elles sont le plus souvent exploitées sans utiliser aucun intrant de synthèse. Notons qu'elles font souvent l'objet de contraintes ou de préconisations en termes d'utilisation car elles représentent d'importants enjeux en termes de protection de l'environnement et de biodiversité (zones humides, parcours en milieux secs, pâturage d'altitude...) (Tichit *et al.*, 2012). Elles ne permettent généralement d'alimenter un troupeau que sur une partie de l'année, la période de pâturage n'étant pas forcément en adéquation avec la période de croissance de l'herbe. Ces types de surfaces fournissent presque exclusivement des fourrages pâturés. Néanmoins, elles sont parfois fauchées comme c'est le cas de prairies humides de fond de vallée, principalement en zone de coteaux.

Là où les conditions climatiques sont favorables à la pousse de l'herbe, une surface donnée peut être pâturée plusieurs fois dans l'année, en respectant des temps de repousse de l'herbe entre passages. Dans ces situations, le potentiel de production de fourrage peut être utilisé dans sa quasi-totalité. Lorsque les conditions climatiques sont moins favorables (ex. montagne au-delà de 1000 m d'altitude, zones sèches), il est fréquent que les troupeaux pâturent de l'herbe ou des feuillages sur pied (durant ou après la pousse) à l'occasion d'un seul passage annuel ; dans ce cas, l'utilisation de la biomasse végétale disponible est très incomplète. Dans ces milieux, l'efficacité d'utilisation de la biomasse disponible dépend également de la capacité des troupeaux à valoriser les végétations spontanées, elle-même fixée par des règles de conduite mises en œuvre par l'éleveur. Le rôle de ces modes de conduite du pâturage dans l'optimisation de l'utilisation de la biomasse végétale est particulièrement important pour les surfaces hétérogènes de grande dimension (ex. estive, parcours) où les animaux sont susceptibles de ne pas fréquenter certain(e)s secteurs/végétations et d'en sur-fréquenter d'autres (Guérin *et al.*, 2009).

En outre, ces végétations incluent parfois des espèces d'intérêt pour la santé des animaux (ex. légumineuses riches en tanins à effet anti-helminthique), ou pour la valorisation des produits animaux (plantes riches en composés secondaires conférant une spécificité quant à la « valeur aromatique des produits animaux ») (Cf. section 10.3).

Ces prairies et parcours sont le plus souvent gérés de manière individuelle mais peuvent l'être par des collectifs ; c'est notamment le cas des estives en montagne (Cf. travaux sur les écosystèmes de montagne). Une part non négligeable de ces surfaces est engagée dans des contrats de type « Mesure Agro-

Environnementale » qui encadrent les usages. Des règles et contraintes à l'utilisation peuvent également exister dans le cadre de conventions de pâturage établies entre usagers agricoles et propriétaires de surfaces de parcours³. **Les surfaces en herbe de haute montagne (altitude supérieure à 1500 mètres ne sont pas dans le champ de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles).**

Dans les prairies de type 1, par définition et étant donnée la manière dont ces surfaces sont exploitées par l'agriculture, le niveau de production de fourrage ne dépend pas des intrants de synthèse ; il est donc *a priori* déterminé uniquement par les services de régulation de l'eau et des nutriments.

Les prairies de légumineuses semées (type 2) constituent des ressources fourragères riches en protéines produites sans ou avec peu d'intrants de synthèse (ex. engrais phosphorés et potassiques ; éventuellement insecticide sur luzerne). Dans la nomenclature statistique, ces surfaces correspondent à des prairies artificielles de légumineuses comme la luzerne et le sainfoin, semées en culture pure. La plupart des autres légumineuses (ex. trèfle violet) sont le plus souvent utilisées en association avec des graminées (voir type 3). La production est soit utilisée en autoconsommation dans des exploitations d'élevage (luzerne et sainfoin), et constitue alors le plus souvent une ressource parmi d'autres, soit réalisée dans des exploitations de grande culture et alors commercialisée (ex. Luzerne en Champagne).

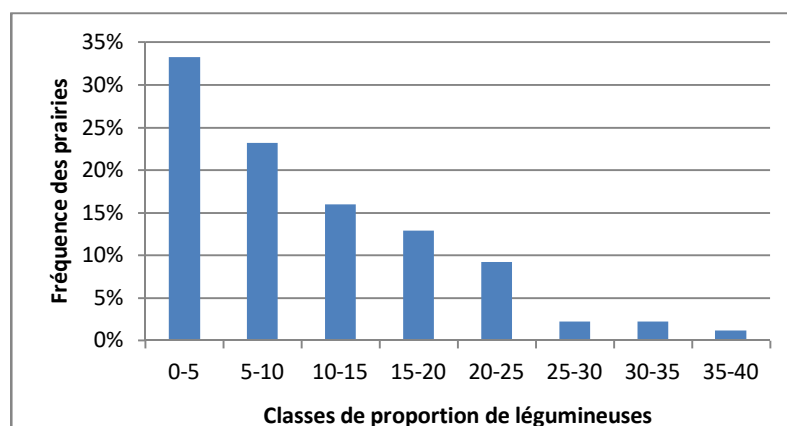
Ces prairies (type 2) sont le plus souvent fauchées ou ensilées ; elles peuvent néanmoins être pâturées moyennant certaines précautions pour éviter le phénomène de météorisation⁴. Compte tenu de la forte teneur en protéine, la déshydratation de la biomasse peut être économiquement rentable et donc le transport et la commercialisation facilités.

Dans ces prairies de type 2, le niveau de production de fourrage ne dépend pas ou très peu des intrants de synthèse ; il est donc *a priori* essentiellement déterminé par les services de régulation de l'eau et de nutriments.

Les prairies associant graminées et légumineuses (type 3) sont des prairies le plus souvent semées, mais pas exclusivement. Il peut également s'agir de prairies permanentes moyennement intensifiées (pour celles d'entre elles ayant au moins 20% de légumineuses, figure 10-2-1), recevant peu de fertilisation minérale et ou organique, et, dans la très grande majorité, pas de pesticides (contrairement aux luzernières des grandes zones de production).

Ces prairies (type 3) sont exploitées en fauche (ensilage), en pâturage ou de manière combinée. Les couverts emblématiques de ce type 3 sont l'association ray-grass anglais-trèfle blanc dans le grand Ouest (le plus souvent pâturé) et les associations « luzerne-dactyle », « luzerne-fétuque élevée » ou encore « ray-grass-trèfle violet » (le plus souvent récolté mécaniquement au premier cycle) dans les zones plus sèches ou continentales (Lüscher *et al.*, 2014). La production est le plus souvent utilisée en autoconsommation dans des exploitations d'élevage. Ces prairies fournissent des ressources fourragères équilibrées (protéine/énergie) produites avec peu d'intrants de synthèse (apports uniquement organiques ou modérés en engrais de synthèse) (Peyraud et Delagarde, 2013).

Figure 10-2-1. Proportion de légumineuses dans les prairies permanentes (base de données FLORAsys⁵)



³ www.parcsnationaux.fr/content/download/9837/90221/file/plaquette_estives.pdf

⁴ Gonflement de l'abdomen par accumulation anormale des gaz de fermentation des aliments, notamment le méthane, dans la panse.

⁵ <http://eflorasys.univ-lorraine.fr>

Dans les prairies de type 3, la part de la production de fourrage déterminée par le service de fourniture en azote est d'autant plus importante que la part de légumineuses dans la végétation est importante (Lüscher *et al.*, 2014).

Les prairies permanentes ou temporaires intensifiées sans ou avec très peu de légumineuses (Type 4) sont des prairies à base de graminées recevant systématiquement de la fertilisation minérale et ou organique. Ces prairies sont exploitées le plus souvent en fauche (ensilage) au printemps, puis souvent, de manière combinée avec le pâturage ensuite. La part du niveau de production qui est liée aux intrants dépend du niveau des apports de ceux-ci. La production de biomasse est élevée, surtout au printemps, et peut être assez régulière du fait d'une fertilisation azotée permettant d'atteindre le potentiel climatique (Huyghe, 2009). Les couverts emblématiques de ce type 4 sont le ray-grass italien (12-18 mois) ainsi que les ray-grass anglais, dactyles, fétuques élevées (généralement en rotation avec des cultures).

Si les apports d'azote sont élevés, dans les prairies de type 4, une faible part de la production de fourrage est permise par les services de régulation des nutriments (Lobos Ortega *et al.*, 2016).

Le tableau 10.2.3. présente une synthèse de la classification des 4 types de prairies en fonction de la part de la production de fourrage permise par les services écosystémiques de régulation de l'eau et des nutriments relativement à celle qui résulte de l'utilisation d'intrants de synthèse (essentiellement fertilisants, et parfois irrigation comme c'est le cas systématiquement pour le foin de Crau (Mérot *et al.*, 2011). La distinction proposée repose notamment sur la part des légumineuses qui est décroissante des types 2 à 4. Les prairies (semi)naturelles peuvent se retrouver dans les types 1, 3 et 4 ; les prairies temporaires dans les types 3 et 4, les prairies artificielles correspondent au type 2, les prairies dites « peu productives » sont incluses dans le type 1.

Tableau 10.2.3. Définition des types de prairies selon la proportion de la production fourragère permise par les services de fourniture en eau et en nutriments, ici approximée par le niveau de nutrition azoté en l'absence de fertilisation minérale en comparaison du niveau courant de la pratique.

Les % de part de production indiqués dans ce tableau ont été établis à dire d'experts impliqués dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Types de prairies	Part de la production permise par les SE de régulation de l'eau et des nutriments	Spécificités par rapport à la classification Agreste
1. Prairies permanentes non fertilisées, parcours et landes	++++ (100%)	Inclut les « surfaces en herbe peu productives » de la classification Agreste ainsi que les prairies permanentes (généralement prairies naturelles) ne recevant aucune fertilisation
2. Légumineuses semées : luzerne, sainfoin	+++ (90%)	Correspond à la catégorie « Prairies artificielles » de la classification Agreste
3. Associations de graminées et légumineuses (ou prairies permanentes avec bcp de légumineuses)	++ (70%)	Correspond généralement à des prairies semées depuis moins de 6 ans ou des prairies naturelles intensifiées ainsi qu'à une partie des « prairies temporaires » (celles riches en légumineuses)
4. Prairies permanentes intensifiées (avec peu de légumineuses); prairies temporaires de graminées	+ (30%)	Correspond généralement à des prairies semées depuis plus de 6 ans ou des prairies naturelles intensifiées ainsi qu'à une partie des « prairies temporaires (celles pauvres en légumineuses)

10.2.1.2. Déterminants biophysiques clefs de la production du bien

La production de fourrage peut être décrite suivant différentes caractéristiques d'intérêt (Duru *et al.*, 2015) :

- la distribution de la biomasse au cours de la période de croissance (précocité et durée du pic de biomasse),
- la qualité de cette biomasse (digestibilité, protéines, énergie) pour alimenter les animaux,
- la flexibilité d'utilisation des prairies, c'est à dire la possibilité de changer les modalités d'utilisation sans trop modifier la valeur alimentaire de la biomasse végétale (à court terme) ou sans changer de manière irréversible la composition de la végétation (à moyen terme),

- la résilience, c'est à dire de la capacité de la prairie à conserver ses caractéristiques malgré des perturbations, notamment celles liées à des épisodes climatiques extrêmes (sécheresse).

Ces caractéristiques de la production de fourrages par les surfaces en herbe dépendent (i) de la composition de la végétation, (ii) de la fertilité des sols (qui détermine la composition de la végétation), **(iii) de l'intensité et de la fréquence de pâturage par les animaux** et de facteurs exogènes, comme le niveau d'utilisation d'intrants (ex. fertilisation azotée) et le climat (voir section suivante).

Composition de la végétation

La composition de la végétation peut se caractériser par la proportion d'espèces herbacées, de ligneux et de sol nu. Considérant les herbacées, il est possible de typer les prairies selon leur **composition fonctionnelle**, c'est-à-dire selon les caractéristiques fonctionnelles des espèces de l'écosystème prairial (Hooper *et al.*, 2005). À cet effet, il est possible de définir des types fonctionnels qui regroupent les espèces végétales présentant (i) des réponses similaires aux déterminants biophysiques et facteurs exogènes et / ou (ii) des effets similaires sur les déterminants biophysiques édaphiques et, *in fine*, sur les services écosystémiques (Diaz et Cabido, 2001). **Pour les prairies permanentes, le filtrage de l'habitat, la complémentarité de niche et la complémentarité temporelle** sont identifiés comme des processus clés qui déterminent la composition des communautés végétales. La théorie du « filtrage de l'habitat » considère que la composition d'une communauté est déterminée par l'existence de filtres biotiques et abiotiques qui conduisent à une sélection des espèces ayant des caractéristiques adaptées (Grime, 2006). **Pour les communautés prairiales, les caractéristiques et propriétés du sol, le climat (voir section suivante) et les pratiques agricoles sont considérées comme des filtres.** Ainsi, les effets des pratiques sur les propriétés des écosystèmes s'expriment au niveau de la composition fonctionnelle des communautés (Lavorel et Garnier, 2002 ; Figure 10-2-1 ; voir section suivante). Au sein des communautés végétales, les espèces adaptées aux pratiques de gestion et aux facteurs abiotiques peuvent présenter deux types de complémentarité (Loreau et de Mazencourt, 2013) : la complémentarité fonctionnelle (ou de niche) correspond à un processus de facilitation entre espèces⁶, à très court terme, pour la capture des ressources (Loreau *et al.*, 2012), alors que la complémentarité temporelle représente l'utilisation d'une même ressource à des moments différents, ce qui suppose une asynchronie dans la période d'expression des besoins des plantes et donc souvent de croissance (Hume *et al.*, 2016, voir aussi Section 3.2).

Pour les prairies temporaires, la composition de la végétation est largement déterminée par les **espèces semées**, mais cet effet s'estompe avec le vieillissement de la prairie car progressivement s'installent des espèces natives issues de la banque de graine ou des prairies adjacentes (Hopkins *et al.*, 1988).

La composition fonctionnelle de la végétation prairiale peut être caractérisée en considérant la **nature et l'intensité des complémentarités entre plantes**. À cet effet, deux types de stratégies peuvent être distingués chez les plantes.

En premier lieu, la **stratégie d'acquisition et d'utilisation des ressources**, notamment les nutriments et la lumière, est une caractéristique clef des complémentarités fonctionnelles (Lavorel et Garnier, 2002). Les espèces à stratégie de capture de ressources se distinguent des espèces à stratégie de conservation : les premières ont une vitesse de croissance rapide, une courte durée de vie d'organes (feuilles et racines) et ont des teneurs élevées en nutriments dans leurs organes, alors que les deuxièmes ont une croissance plus lente et des organes moins riches en nutriment et plus denses en tissu de structure avec une durée de vie plus longue. Ainsi, ces deux types d'espèces sont distingués par leurs traits foliaires : teneur en N des feuilles, surface foliaire spécifique et teneur en matière sèche des feuilles, durée de vie des feuilles... Ces traits constituent des indicateurs permettant de constituer des types fonctionnels ou de situer les espèces sur un gradient capture-conservation (Wilson *et al.*, 1999). La complémentarité fonctionnelle dans une communauté est d'autant plus élevée que les types fonctionnels sont différents.

Le deuxième type de stratégie est lié à la **hauteur des plantes**. Plus précisément, le moment où la hauteur maximale des plantes est atteinte est une caractéristique majeure de la dynamique de croissance et de compétition entre espèces. Ainsi, certains auteurs caractérisent les espèces par leur trajectoire de croissance en hauteur, en relation avec la phénologie⁷, soit précoce ou tardive (Sun et Frelich, 2011). Là encore, la

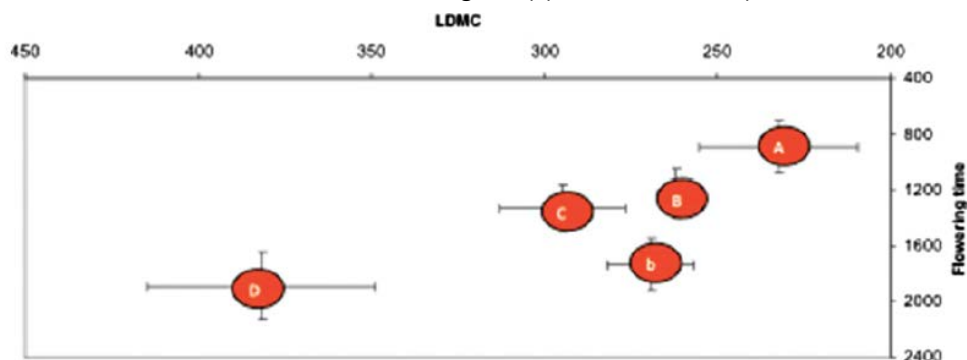
⁶ Il y a « facilitation » (d'une espèce envers une autre) quand cette relation profite à au moins l'un des participants sans causer aucun dommage à aucun des deux.

⁷ Dynamique des événements du cycle de vie des végétaux : floraison, la feuillaison, la chute des feuilles, etc.

complémentarité temporelle entre espèces dans une communauté est d'autant plus élevée que les types fonctionnels sont différents pour cette caractéristique.

Pour les prairies permanentes (le plus souvent riches en espèces), les graminées ont été classées par types fonctionnels considérant leur stratégie de conservation des ressources (teneur en matière sèche des feuilles, premier axe de classification des espèces) et leur précocité (date de floraison, deuxième axe de classification) (Tableaux 10-2-3 et 10-2-4 ; Cruz *et al.*, 2010 ; Duru *et al.*, 2013a). Les prairies de type 1 (Tableau 10.2.3) sont majoritairement composées des types fonctionnels « b » et « C », voire « D » pour les parcours, alors que les prairies permanentes intensifiées de type 4 sont majoritairement composées des types fonctionnels « A » et « B » (Duru *et al.*, 2013a). Les prairies d'un niveau d'intensification intermédiaires (Type 3) combinent souvent les types fonctionnels « A », « B » et « C ». Les types fonctionnels sont en fait corrélés pour les deux axes de classification (teneur en matières sèches et phénologie) (Figure 10-2-2 ; Duru *et al.*, 2013a). Néanmoins, les types fonctionnels « b » et « D » ont une phénologie plus tardive que les autres (Figure 10-2-2).

Figure 10-2-1. Typologie des graminées selon (i) la teneur en matière sèche (Leaf Dry Matter Content, LDMC) qui traduit la stratégie de capture ou conservation des ressources des espèces et (ii) leur phénologie (période de floraison, Flowering time) (Duru *et al.*, 2013a).



Les légumineuses représentent un type fonctionnel particulier du point de vue de la stratégie d'acquisition de l'azote. Pour les prairies temporaires à base de mélange d'espèces, un objectif important de la conception des mélanges à semer est de combiner (i) légumineuses et graminées pour bénéficier de la complémentarité de niches pour les ressources en azote (fixation biologique de l'azote par les légumineuses), et (ii) des espèces et génotypes contrastés en termes de phénologie de façon à augmenter la complémentarité temporelle (Huyghe *et al.*, 2012). L'introduction de dicotylédones comme la chicorée permet aussi d'accroître la complémentarité temporelle (Somasiri *et al.*, 2016).

Les espèces sélectionnées les plus couramment semées dans les prairies temporaires sont en très grande majorité à stratégie de capture des ressources (types A et B). Par contre, elles peuvent présenter des différences de phénologie importante (par exemple entre un ray-grass d'Italie précoce et une fléole plus tardive). En outre, les différences de complémentarité temporelle entre espèces due à la phénologie peuvent être accentuées par des différences de seuils thermiques pour la croissance, comme c'est le cas entre graminées et légumineuses (0-20°C vs 5-25°C environ), voire de systèmes racinaires (superficiel pour les graminées et pivotant et profond pour la luzerne). Les prairies de type 3 correspondent à ces associations graminées légumineuses, possiblement basée sur une importante complémentarité fonctionnelle et temporelle. Il est possible de caractériser leur temporalité de croissance par la diversité des types fonctionnels tels que définis dans le tableau 10-2-4.

Les données de la littérature permettent de constituer des groupes d'espèces présentant des similitudes en termes de stratégies de croissance (tableau 10-2-4) et de phénologie (*sensu lato*) (tableau 10-2-5) ; (Duru *et al.*, *in press*).

Tableau 10-2-4. Classification des types fonctionnels de plantes selon la teneur en matière sèche des feuilles (LDMC in (g/1000g) pour caractériser l'acquisition et l'utilisation des ressources.

Les graminées et légumineuses les plus fréquemment associés sont sur une même ligne.

Graminées		Légumineuses		Type fonctionnel de plante (PFT)
Exemples	LDMC	Exemples (b)	LDMC (b)	
E (raygrass italien)	210			PFT-1 **
A (raygrass anglais)	230	Trèfle blanc	205	
B (dactyle)	260	Trèfle violet, luzerne	240	
b (agrostide)	270			PFT-2
C (fétuque rouge)	290	Lotier	260	PFT-3
D (canche flexueuse)	370			PFT-4

** : regroupement des espèces à stratégie de capture

Sources : adapté de Duru *et al.*, 2013a (b) : Ansquer, non publié

Tableau 10-2-5. Classification des types fonctionnels de plantes selon leur saisonnalité de croissance selon trois critères

Types fonctionnels	Date de floraison (degré.jour)	Notation pour			
		Date de floraison	Seuils de température	Système racinaire	Somme
Graminées très tardives (type D)	2000a	3	1	1	5
Graminées tardives (type b)	1700a	2.5	1	1	4.5
Graminées très tardives (type C)	1400a	2	1	1	4
Graminées tardives (type B)	1250a	1.5	1	1	3.5
Graminées précoces (type A)	850a	1	1	1	3
Graminées très précoces (type E)	600a	0.5	1	1	2.5
Légumineuses précoces avec enracinement superficiel	600b	0.5	2	1	3.5
Légumineuses précoces avec enracinement intermédiaire	600b	0.5	2	1.5	4
Légumineuses tardives avec enracinement profond	1100b	1.5	2	2	5.5
Dicotylédones précoces	600 b	0.5	1	1	2.5

Sources : a : Cruz *et al.*, 2010 ; b : Cruz, com. cers.

Relation entre composition fonctionnelle de la prairie, temporalité (saisonnalité) de production et flexibilité d'utilisation

La dynamique d'accumulation de biomasse à l'échelle de la communauté au cours de l'année dépend de la composition fonctionnelle moyenne de la prairie en termes de saisonnalité de croissance. Ainsi, on peut distinguer les prairies dont la production est plutôt centrée sur le printemps (prairies composées de graminées à floraison précoce) de celles qui ont une production mieux répartie sur la période de croissance (par exemple prairies composées de graminées et de luzerne) (Duru *et al.*, 2010a ; Michaud *et al.*, 2012). En outre, la diversité des types fonctionnels composant la prairie permet de caractériser sa flexibilité d'utilisation : plus grande est cette diversité, plus large est la fenêtre d'utilisation permettant de faire varier la date de récolte sans changer beaucoup pour autant la quantité pâturée ou récoltée et sa qualité (Duru *et al.*, 2010a).

Relation entre types fonctionnels de plantes et caractéristiques alimentaire du fourrage (digestibilité, valeur aromatique)

La digestibilité des espèces au stade feuillu est une caractéristique qui est bien corrélée au type fonctionnel : pour les graminées, elle décroît des types A à D (cf. tableau 10-2-4) ; à date égale, la digestibilité des dicotylédones est en moyenne supérieure à celle des graminées auxquelles elles sont associées (Duru *et al.*, 2009). Il est alors possible de classer les prairies quant à leur digestibilité en tenant compte de leur composition en termes de types fonctionnels de graminées et de leurs proportions par rapport aux dicotylédones, en particulier les légumineuses (Duru *et al.*, 2010a). Les prairies diversifiées (ex. Type 1) peuvent fournir des rations très variées en termes de composition (types de plantes, parties de plante et qualités nutritives) selon la période d'utilisation et le mode de prélèvement.

La valeur aromatique de certains produits animaux est due à certaines dicotylédones riches en polyphénols (Scehovic *et al.*, 1998 ; Farruggia *et al.*, 2008 ; Botreau *et al.*, 2014) dont la présence est favorisée par des milieux peu fertiles favorisant des espèces à stratégies de conservation de ressources dans les situations où le potentiel floristique est élevé (Duru *et al.*, 2014). Des typologies régionales, par exemple la typologie des prairies AOC du massif central, prennent en compte de telles caractéristiques (Carrère *et al.*, 2012).

Relation entre diversité fonctionnelle des prairies et stabilité de la production

Quel que soit le type de prairies, de nombreuses recherches ont montré qu'il y a une plus grande stabilité interannuelle de la production pour des prairies diversifiées en termes fonctionnels et / ou spécifiques (Küchenmeister *et al.*, 2012 ; Finn *et al.*, 2013 ; Sanderson, 2013). Plus les prairies sont diverses, plus le niveau de production interannuel est stable, et moins on observe de renouvellement des espèces entre les années. Mais, ces prairies ont tendance à être dominées par les espèces à stratégie de conservation, donc adaptées aux conditions de milieux peu fertiles.

D'une manière générale, les propriétés décrites ci-dessus (temporalité, flexibilité et stabilité de la production) sont maximales pour les niveaux d'intensification intermédiaires à faible (Duru *et al.*, 2012).

Fertilité des sols

La fertilité des sols a plusieurs composantes, et peut être approchée de plusieurs manières (Cf. section 8.4). Nous la définissons ici comme la capacité des sols à fournir les éléments nutritifs nécessaires à l'alimentation des plantes qu'ils portent (Recous *et al.*, 2015). Une composante importante de la fertilité des sols concerne la fourniture et la disponibilité en eau, azote et phosphore qui dépend de processus biologiques mais aussi des caractéristiques du climat (température, ressource en eau) qui vont influencer sur les dynamiques de minéralisation/réorganisation de l'azote ou de fixation/solubilisation du phosphore (Cf. sections 8.7, 8.8 et 8.9). C'est tout particulièrement le cas en zone méditerranéenne où le climat combiné à une faible profondeur de sol limite considérablement la ressource en eau (Mérot *et al.*, 2011). La fertilité du sol détermine les nutriments et l'eau fournis par l'écosystème aux plantes de la prairie et donc son niveau de production.

Dans les écosystèmes prairiaux, les cycles du C et de l'N sont fortement couplés (Soussana et Lemaire, 2014). Ces couplages s'opèrent: (i) dans les plantes où N et P sont liés au C *via* la synthèse de la biomasse, et (ii) dans le sol *via* la capacité des microorganismes à capturer et à recycler les formes minérales de N et P (Soussana et Lemaire, 2014). La composition fonctionnelle des prairies relativement à l'acquisition et à l'utilisation des ressources (premier axe de classification) est le principal facteur de contrôle de ces processus car ils déterminent la dynamique et la nature de la biomasse végétale (verte et de la litière) ainsi que les processus de la rhizosphère. Par exemple, les litières des types fonctionnels de plantes à stratégie de capture (type A et B) sont plus rapidement décomposables que celles des plantes à stratégie de conservation (type b, C et D). Par ces modifications, la qualité des litières influence l'activité microbienne du sol, de l'eau et de la disponibilité du C labile ainsi que le pH et le cycle des éléments nutritifs (Crotty *et al.*, 2015 ; Grigulis *et al.*, 2013). Autrement dit, la composition de la végétation influe sur la biodiversité du sol qui elle-même a des effets possibles sur le fonctionnement de la végétation (Grigulis *et al.*, 2013).

Effets du pâturage sur la production de fourrage

Au pâturage, les prélèvements de biomasse végétale et les déjections des animaux se répartissent de manière très variable selon le comportement des animaux. L'éleveur peut agir en choisissant le mode et la conduite du pâturage, notamment le chargement animal qui peut être calculé par rapport à la surface (nombre d'animaux par ha) ou l'herbe offerte (quantité de matière sèche par animal), et ce à différentes échelles de temps, de la journée (on parle de chargement instantané) à l'année (chargement moyen annuel). En fauche ou en ensilage, les prélèvements, de même que les restitutions (*via* épandage d'effluents d'élevage) sont homogènes dans l'espace et pilotés par l'éleveur.

Le maintien de l'état de l'écosystème pâturé passe par l'absence de sous-utilisation conduisant à de la litière accumulée sur le tapis herbacé ou à de l'embroussaillage, tout autant qu'à une sur-utilisation pouvant favoriser des espèces envahissantes de faible intérêt, d'où l'importance du choix d'un niveau de chargement instantané ad hoc. Néanmoins, entre ces extrêmes, il existe une diversité de modes d'exploitation permettant

de répondre à différents objectifs, sans mettre en péril la reproductibilité du système (Hubert *et al*, 2014). Il est cependant difficile d'obtenir des connaissances génériques valables pour la diversité des situations concernées (alpages, parcours méditerranéen, zones humides...).

Type 1 (prairies peu productives et parcours)

Le pâturage est tout particulièrement déterminant de la production de fourrage par les prairies de type 1 (parcours). Les facteurs importants pour ce type de prairies sont le chargement instantané (nombre d'animaux par ha), les périodes de pâturage (durant ou après la pousse de l'herbe) et le mode de prélèvement (pâturage complet ou partiel de la végétation pâturable). Ce type de couvert, composé de types fonctionnels à stratégie de conservation des ressources (types « b » ou « D ») est souvent utilisé dans un deuxième temps, après l'exploitation des prairies composées de types fonctionnels à stratégie de capture des ressources et précoces des types 4, voire 3, qui ont une végétation plus précoce.

Lorsque les prairies et parcours sont utilisés avec un pâturage en parcs, le choix de périodes d'utilisation combiné à un chargement instantané ad hoc permet de valoriser la ressource fourragère tout en assurant son renouvellement (voir travaux de Guérin *et al.*, 2009 sur parcours). Dans le cas d'un pâturage guidé par un berger, à cette planification saisonnière s'ajoute l'organisation de circuits de pâturage journaliers associant différents secteurs de végétation, en vue de stimuler l'ingestion par les animaux (Meuret et Provenza, 2015).

Type 3 (prairies de graminées et légumineuses) et types 4 (prairies productives à base de graminées)

À l'échelle de la saison, le niveau de production de fourrage est dépendant de la pression/fréquence de pâturage. Il est pénalisé par une intensité de pâturage trop forte (quantité d'herbe résiduelle faible qui limite la capture de la lumière) ou trop faible (hauteur haute en pâturage continu ou temps de retour longs en pâturage tournant qui accroissent la proportion de feuilles passant en sénescence et litière avant d'être prélevées) (Duru *et al*, 2001). De ce fait, les couverts de type ray-grass anglais-trèfle blanc sont plus adaptés au pâturage que des couverts à port plus érigés (ex dactyle) du fait d'une hauteur de végétation moindre.

Interactions communautés végétales, fertilité des sols

Tant pour les prairies (semi)naturelles que semées, la composition fonctionnelle de la végétation est façonnée par les pratiques agricoles et les caractéristiques du milieu (traits de réponse). À cela s'ajoute le choix des espèces semées dans le cas des prairies temporaires. Mais en retour, la composition fonctionnelle oriente aussi les processus au niveau du sol, notamment pour l'acquisition des nutriments (traits d'effet).

Les caractéristiques du sol (sa fertilité), ainsi que les caractéristiques de la végétation déterminent la composition végétale de l'écosystème prairial et par voie de conséquence les caractéristiques de la production de fourrage et aussi les services écosystémiques fournis par celui-ci et (figure 10-2-2).

10.2.1.3. Facteurs exogènes clefs de la production du bien

Nous examinons ci-dessous les effets du climat et du changement climatique ainsi que des pratiques agricoles d'entretien, de fertilisation et de fauche sur le niveau de production de fourrage. Les effets des caractéristiques du climat et des pratiques sont soit directs, soit indirects, selon qu'ils influent directement sur la production ou *via* leurs effets sur l'état de l'écosystème (figure 10-2-2).

Effets du climat et des changements climatiques

Le climat (température, pluviométrie, rayonnement) influe sur le niveau de production de fourrage directement par ses effets sur la photosynthèse, l'allocation des assimilats entre les parties aériennes et souterraines et la morphogénèse (apparition et élongation des organes comme les feuilles), et indirectement par des changements qu'il induit dans la fourniture de l'azote (minéralisation et fixation symbiotique) et de l'eau (Gonzalez-Dugo *et al*, 2010 ; Durand *et al*, 2013). D'une manière générale, la température et la pluviométrie (sauf excès) ont un effet favorable sur le niveau de production (Thornley et Cannell, 1997).

Les changements climatiques, en termes de fréquences et d'intensité des sécheresses et des températures extrêmes, mais aussi de par l'élévation des teneurs en CO₂, peut influencer sur le niveau de production de fourrage directement (modification du régime de la photosynthèse) et indirectement par diminution de la fourniture d'azote, au travers de modifications des flux de minéralisation et de réorganisation. À l'échelle de la France, il est attendu une augmentation de la production de biomasse du fait de l'augmentation des températures (Rugot *et al*, 2013), mais avec une amplification des contrastes entre saisons et de la variabilité inter annuelle (Sautier *et al*, 2013).

Pour les prairies permanentes, les observations de terrain (y compris celles réalisées l'année de sécheresse 2003 ; Jouany *et al*, 2009), de même que les expérimentations dans lesquelles sont simulées des conditions extrêmes, n'ont pas mis en évidence d'effet majeur du climat sur la composition fonctionnelle des prairies (Picon-Cochard *et al*, 2013). La littérature disponible est peu abondante et ne présente pas un niveau de précision suffisant pour permettre une représentation fine de l'effet des stress abiotiques sur la dynamique de végétation (Chollet *et al*, 2014). Cependant, les caractéristiques du climat, notamment la température et le déficit hydrique (pluie + état de la réserve - évapotranspiration potentielle) favorisent certains types fonctionnels de plantes. Ainsi, des températures moyennes annuelles élevées associées à des déficits hydriques faibles ou modérés favorisent les espèces à stratégie de capture de ressources (Duru *et al*, 2014) ; le développement des espèces à stratégie de conservation étant observé dans le cas contraire. Une situation pédoclimatique donnée détermine une plage de types fonctionnels qui lui est adaptée.

Pour les prairies semées, la question se pose dans les zones méditerranéennes de remplacer les variétés tempérées par des variétés méditerranéennes, plus adaptées au sud des régions intermédiaires, voire de sélectionner des espèces à dormance estivale (Volaire *et al*, 2013).

Effet des pratiques d'entretien, fertilisation et de fauche sur les divers types de prairies

Type 1 (prairies peu productives et parcours)

Ces prairies ne sont que très rarement fauchées et fertilisées. Notons que le débroussaillage mécanique total ou partiel d'une parcelle permet de réutiliser par le pâturage des surfaces abandonnées, en permettant l'accès aux animaux. La gestion du pâturage doit alors être gérée de manière raisonnée de façon à laisser le couvert ouvert et empêcher ou limiter les repousses des espèces indésirables. L'écobuage (par exemple dans les estives pyrénéennes) est un feu léger et dirigé qui permet d'éliminer les broussailles et les résidus végétaux secs qui occupent l'espace et ralentissent le démarrage des plantes herbacées au printemps ; les cendres ont un effet fertilisant. Cette pratique est souvent la seule méthode d'entretien des espaces pastoraux en terrain accidenté lorsque leur utilisation est imparfaite.

Types 2 (légumineuses)

Dans les prairies artificielles de légumineuses, les pratiques visent à atteindre un compromis entre une récolte précoce pour l'obtention d'un fourrage de qualité et la reconstitution des réserves dans les pivots racinaires (cas de la luzerne), qui suppose ne pas récolter trop précocement. La fixation d'azote atmosphérique n'est pas la seule voie d'acquisition des légumineuses. Elles peuvent aussi absorber l'azote minéral disponible dans le sol, qu'il soit issu de la minéralisation de l'azote organique ou de la fertilisation minérale. Plus cet azote minéral est présent, plus les légumineuses en profitent et moins elles fixent d'azote atmosphérique (Liu *et al*, 2011). Les pratiques de fertilisation azotée doivent donc être raisonnées avec précision, par exemple lors du semis ou en fin d'hiver. Dans le cas contraire, l'azote prélevé par la plante peut ne pas provenir de la fixation symbiotique (Unkovich, 2012).

Types 3 (Prairies graminées-légumineuses)

Pour un climat donné, les pratiques de fauche et de fertilisation renforcent la proportion d'espèces à stratégie de capture, à floraison tardive et à fort développement vertical (l'inverse s'observe pour le pâturage). C'est la raison pour laquelle des espèces à port érigé (type dactyle ou féтуque élevée seule, ou en association avec de la luzerne) se prêtent le mieux à l'utilisation par la fauche, du moins en premier cycle.

L'équilibre entre graminées et légumineuses est très sensible à la fertilisation azotée compte-tenu de la compétition possible face à l'azote minéral disponible (Cf. ci-dessus). La volonté d'introduire et de bénéficier de

la présence des légumineuses dans les prairies justifie de limiter la fertilisation exogène, afin de stimuler la fixation symbiotique et favoriser le développement de ces légumineuses, en vue d'obtenir une contribution annuelle à la biomasse de 30 à 40 % (Delaby *et al*, 2016). Il s'agit alors de positionner ces apports d'azote exogènes au moment opportun, pour les rendre les plus efficaces possible, sans nuire au maintien des légumineuses. Selon le potentiel de croissance permis par le climat, les espèces de graminées et de légumineuses associées, les apports d'azote permettant d'exprimer ce potentiel varient de 0 à 225 kg d'N par ha (cas extrême d'une association raygrass anglais trèfle violet au Danemark avec une fertilisation organique) (Elgersma et Soeggard, 2016) ; ceci traduit le caractère fortement contextualisé de la fertilisation azotée des associations graminées-légumineuses.

Types 4 (Prairies productives à base de graminées)

Les prairies à base de graminées productives correspondent presque toujours à des prairies semées. Pour les prairies semées de courte durée, il y a peu d'effet des modes d'exploitation sur la structure de la végétation. Pour les prairies de longue durée, la composition fonctionnelle est susceptible de se modifier selon les mêmes bases que celles décrites pour les prairies de type 3.

Relations entre caractéristiques climatiques, pratiques agricoles et composition fonctionnelle des prairies

La composition fonctionnelle des prairies, quel qu'en soit le type, est façonnée à la fois par les facteurs abiotiques (température et bilan hydrique principalement) et par les pratiques (fauche et fertilisation). D'une manière générale, le stress (température moyenne journalière basse, stress hydrique) et les perturbations (pâturage) favorisent les espèces à stratégie de conservation des nutriments (vitesse de croissance faible, digestibilité faible au stade feuillu) alors que l'inverse est observé pour des conditions contraires. La fauche tardive tend en outre à augmenter la proportion de types fonctionnels de plantes à floraison tardive. Les situations de stress et de perturbations « intermédiaires » sont celles qui permettent d'obtenir une diversité fonctionnelle élevée. Cette diversité permet des complémentarités fonctionnelles entre espèces pour la capture des ressources (l'azote en particulier) et temporelles (complémentarité des phénologies). Il en résulte une plus grande flexibilité d'utilisation que pour les prairies constituées d'un type fonctionnel dominant.

Sur le long terme, le maintien de légumineuses en proportion importante dans la végétation (> 30%) suppose des modes d'exploitation et des pratiques de fertilisation qui permettent la coexistence de plusieurs types fonctionnels. Concrètement cela correspond à des niveaux de fertilisation azotée nuls à importants selon le contexte pédoclimatique, les espèces associées, et des rythmes d'exploitation adaptés à la durée de vie des feuilles et à la phénologie des espèces.

10.2.2. Surfaces en herbe et services écosystémiques

Au-delà de la production de fourrage, les prairies délivrent aussi des SE de régulation⁸. Le niveau de fourniture des différents SE est plus ou moins dépendant de la place et de la durée des prairies dans les séquences de couverts végétaux, de leur poids ou distribution spatiale dans le paysage (i.e. composition et configuration du paysage) ou de leur diversité fonctionnelle. Pour certains SE, la composition fonctionnelle des prairies peut ne pas être déterminante, comme par exemple pour le SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » alors que pour d'autres SE, c'est un déterminant majeur, comme par exemple pour le SE de pollinisation. La durée de la prairie peut également être un déterminant important (ex. stockage du carbone et régulation des graines d'adventices par les carabes) ou sans effet majeur (ex. pour le SE « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » c'est le niveau de développement du couvert qui est le principal déterminant).

Lorsque c'est la distribution spatiale des prairies dans le paysage qui détermine le niveau de SE, deux grandes situations peuvent être distinguées. Pour certains SE la configuration spatiale des prairies, seules ou avec d'autres écosystèmes (ex. forêts) ou éléments de la structure du paysage (habitats semi-naturels) est importante (ex. Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion, Pollinisation). Alors que pour d'autres SE c'est avant tout la composition du paysage qui est importante en termes de proportion de prairies dans le paysage

⁸ Se référer aux descriptifs des différentes SE cités pour le détail des effets de prairies.

(ex. régulation des graines d'adventices par les carabes). Une répartition spatiale régulière des prairies dans le paysage favoriserait l'expression des SE de régulation biologique (Holland *et al*, 2016).

Enfin, la distribution temporelle des prairies dans les séquences de couverts végétaux cultivés peut être déterminante du niveau de fourniture de certains SE (ex. régulation des graines d'adventices par les couverts végétaux).

Ces différentes caractéristiques de prairies peuvent apparaître individuellement comme principal déterminant d'un SE ou bien apparaître en combinaison comme déterminants conjugués du niveau de fourniture des SE. Ainsi, le niveau de service de pollinisation dépend à la fois de la composition fonctionnelle (espèces mellifères plutôt présentes dans les prairies riches en espèces) et de la place des prairies dans les paysages (Bennett *et al.*, 2014). Il y a généralement assez peu de connaissances sur le poids relatif des différents déterminants biophysiques.

Même si c'est le paysage dans sa globalité qui détermine le niveau des services culturels ; les prairies jouent un rôle majeur dans le niveau de fourniture de ceux-ci, soit comme habitat pour la faune sauvage (service récréatif avec prélèvement) soit du fait du caractère « naturel » associé à leur présence dans le paysage (chapitre 9.1).

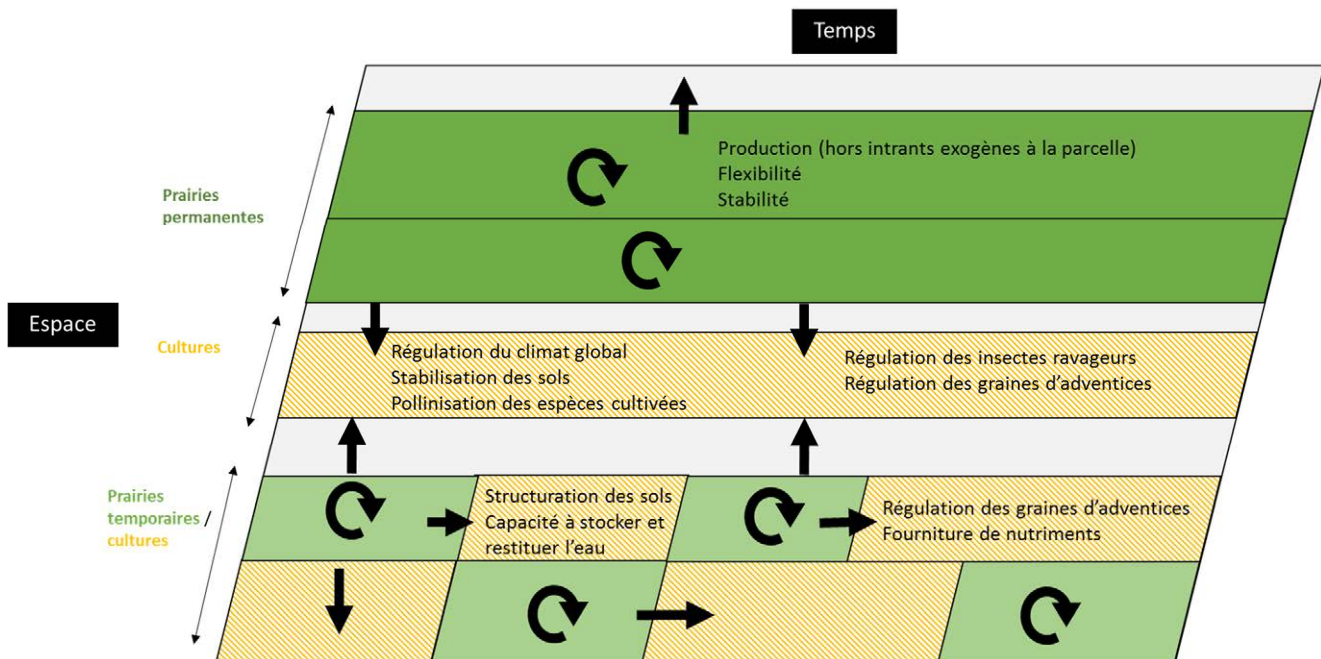
Le tableau 10-2-4 et la figure 10.2.2 ci-dessous donnent une vue synthétique des effets de ces différentes caractéristiques des prairies (y.c. parcours et landes) sur le niveau de fourniture des différents SE de EFESE-écosystèmes agricoles. Il a été construit à partir de la synthèse des connaissances sur la description des déterminants biophysiques de chacun des SE analysés dans EFESE-écosystèmes agricoles (Cf. section descriptive de chaque SE).

Tableau 10-2-4. Vue d'ensemble des services écosystémiques fournis par les prairies selon leur distribution dans le paysage et les rotations, et selon leur composition fonctionnelle

		Poids des prairies dans la composition du paysage	Configuration spatiale des prairies dans le paysage	Distribution des prairies dans les rotations	Composition fonctionnelle des prairies
Production	Quantité	NE	NE	NE	+++
	Qualité	NE	NE	NE	+++
	Flexibilité (utilisa.)	NE	NE	NE	+++
	Résilience	?	?	?	+++
Services de régulation	Pollinisation	+	+++	NE	+
	Régulation des insectes ravageurs	+++	+++	+++	?
	Régulation des grains d'adventices	+++	?	+++	?
	Capacité à stocker et restituer l'eau	NE	NE	+++	+
	Fourniture en N	NE	NE	+++	+++
	Fourniture en P	NE	NE	+	+++
	Structuration sols	NE	NE	+++	+++
	Stabilisation des sols	+++	+++	+++	?
Services culturels	Récréatif avec prél.	+++	+++		+
	Récréatif sans prél.	+++	++		++

NE, pas d'effet significatif; d'un effet élevé (+++) à bas (+)

Figure 10.2.2. Représentation graphique des effets des prairies permanentes et temporaires sur les différents SE instruits dans EFESE-écosystèmes agricoles



10.2.3. Evaluation biophysique de la production de fourrage par les surfaces en herbe

Expert coordinateur : Olivier Therond

Contributeurs scientifiques : Michel Duru, Françoise Ruget, Anne-Isabelle Graux, Jean-Louis Peyraud

Ingénierie de données : Anne Meillet, Thomas Poméon, Laetitia De Sousa, Rémi Resmond, Raphaël Martin, Laurence Puillet

10.2.3.1. Méthodologie et indicateurs pour l'évaluation

L'objectif de l'évaluation présentée dans cette section est d'établir (i) le niveau de production totale de fourrages des différents types de prairies dans les différents types de pédoclimats en fonction de leur mode d'exploitation et (ii) le niveau de production de fourrage permis par les seuls SE de régulation de l'eau et de l'azote pour les différents types de prairies en fonction de leur mode d'exploitation.

Deux méthodes ont été appliquées pour répondre à ces objectifs. La production totale des prairies a été estimée à partir de l'analyse des données statistiques du MAAF (AGRESTE) à la résolution du département sans distinction des différents types de prairies et modes d'exploitation. La production totale et la production permises par les SE de régulation ont été estimées par simulation avec le modèle PaSim pour le fonctionnement des types de prairies 1, 3 et 4 dans les différentes unités pédoclimatiques où ils sont significativement présents considérant leurs principaux modes d'exploitation (Cf. Annexe 8-A). Étant donné que le modèle PaSim ne permet pas de simuler des couverts de légumineuses pures, les prairies de type 2 n'ont pas été simulées. En outre, considérant que PaSim ne permet pas de simuler les successions de prairies temporaires et de cultures annuelles, les prairies de type 3 n'ont pas été simulées comme telles. Cependant, afin d'approcher leur comportement dans les situations pédoclimatiques où les prairies de type 3 sont très présentes (ex. Bretagne, Pays de Loire, Région centre, Grand Ouest) des simulations de surface toujours en herbe conduites comme les prairies temporaires ont été simulées dans ces situations.

Évaluation statistique du niveau de production totale de fourrage par les prairies

Le but de cette évaluation est de quantifier et spatialiser la production de fourrages par les prairies en France métropolitaine *via* l'utilisation des données produites par le service statistique du MAAF, le SSP. Deux sources statistiques ont été utilisées. D'une part la Statistique Agricole Annuelle (SAA) qui fournit pour chaque année, au niveau départemental, les surfaces en production, le rendement et la production totale. D'autre part le Recensement Agricole 2010 pour estimer les surfaces de prairies par PRA.

Dans la SAA, 4 catégories de prairies sont distinguées : les STH peu productives (« STH peu productives (parcours, landes, alpages) »), les STH productives (« Prairies naturelles ou semées depuis plus de 6 ans»), les prairies temporaires (« Prairies temporaires ») et les prairies artificielles (« Prairies artificielles »). La SAA fournit des données sur la production de fourrage par les prairies en matière sèche. Les catégories utilisées pour la SAA (et en général dans Agreste) ne recoupent que partiellement les 4 types de prairies qui ont été définis ci-avant. Toutefois, certains liens sont possibles (avec les réserves mentionnées dans le 10.2.1) :

- le type 1 est intégralement compris dans les STH peu productives ;
- le type 2 correspond aux prairies artificielles ;
- les types 3 et 4 comprennent à la fois des prairies temporaires et des STH productives ;

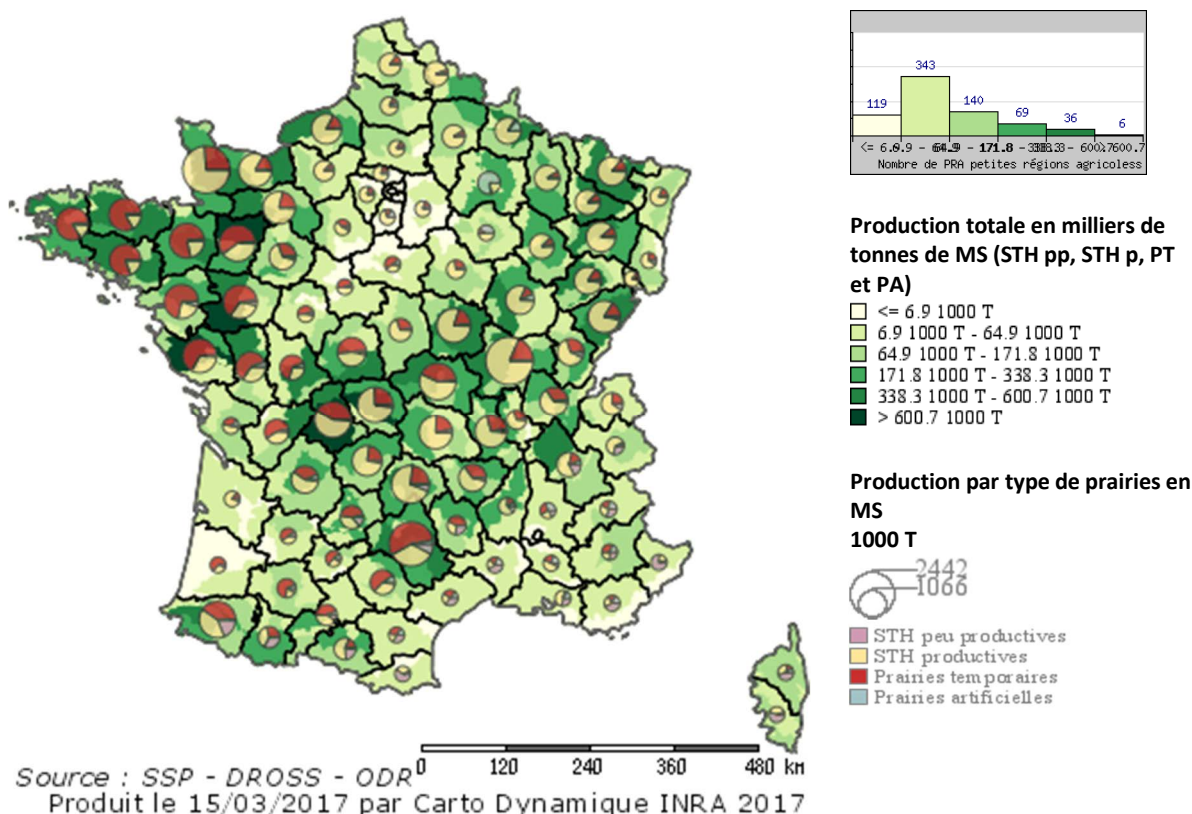
Nous utilisons donc la SAA pour déterminer la production totale de fourrage dans les prairies françaises, indépendamment du mode de récolte et de valorisation.

Les données du Recensement Agricole 2010 ont été utilisées pour estimer la part des surfaces des différents types de prairies au sein des PRA de chaque département. Cette information a été utilisée pour répartir la production annuelle de fourrage par PRA considérant leur part de surface par type de prairie. Ceci conduit à faire l'approximation que la productivité des prairies est la même dans toutes les PRA d'un même département.

Nous obtenons donc la production de fourrages dans les différents types de prairies par PRA, en tonnes de MS (Figure 10-2-3).

Figure 10-2-3. Production de fourrage en MS dans les différents types de prairies. Moyenne 2010-2011-2012.

Le fond de carte indique la production totale de fourrage, pour toutes les catégories de prairies. Les camemberts représentent, agrégés par département, cette même production totale en fonction du poids relatif de chaque type de prairie.



Par ailleurs, nous avons déterminé la valeur correspondante en Matière Azotée Totale (MAT). A cette fin, des teneurs en MAT dans la MS ont été estimées pour chaque catégorie de prairies. Pour les fourrages, les teneurs en MAT sont normalement calculées pour des stades et des conditions de récolte précis (par exemple⁹, ensilage de prairie permanente de Plaine (Normandie), Brins courts avec conservateur, 1er cycle, Épis ou fleurs, 25/05, début épiaison). Ici, ne disposant pas des informations statistiques suffisantes, l'objectif est d'estimer des quantités moyennes de MAT offertes sur l'année par les surfaces fourragères à partir des quantités de MS produites. Nous avons pour cela utilisé des données sur les teneurs de MAT moyennes sur l'année par type de prairie sans distinction des zones pédoclimatiques (coefficient unique par type de prairie).

Pour les prairies permanentes, productives et peu productives, nous avons utilisé les données produites dans le cadre du programme Casdar "*Les prairies permanentes françaises au cœur d'enjeux agricoles et environnementaux : de nouveaux outils pour une nouvelle approche de leur gestion ?*". Ce projet a étudié 190 parcelles de prairies permanentes réparties sur le territoire français pendant 2 ans (2009 et 2010). La production annuelle de biomasse des parcelles a été estimée à partir de la production moyenne d'herbe mesurée sur trois périodes (4.8 T de MS en fin de printemps, 1 T MS en été et 0.4 T MS en automne). Pour chacune de ces trois périodes, la teneur en MAT a également été mesurée (90g MAT/100g de MS en fin de printemps, 150g MAT/100g de MS en été et 170 g MAT/100g de MS en autonome). Ainsi, il est possible de calculer la production annuelle de MAT des prairies (650 kg de MAT) et la teneur annuelle moyenne en MAT (10.5 g/100g).

Pour les prairies artificielles et les prairies temporaires, nous avons utilisé les données de Huyghe (2003).

Les coefficients pour passer de la MS à la MAT sont donnés dans le tableau 10-2-5.

Tableau 10-2-5. Teneurs en matière azotée totale (MAT) utilisées dans l'étude

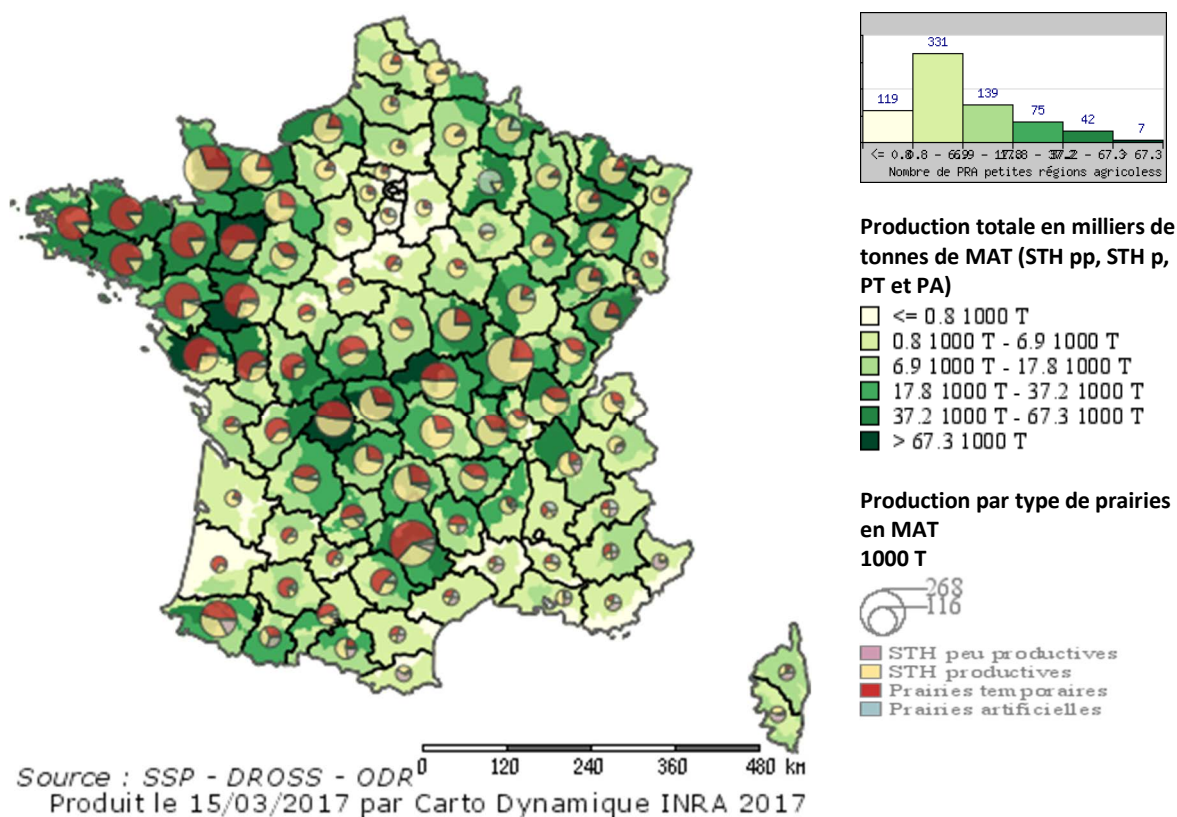
Catégories de prairies SAA	%MAT
Prairies artificielles	14.8
Prairies temporaires	13.0
Prairies naturelles	10.5
STH peu productives	10.5

Nous obtenons ainsi la production de fourrages dans les différents types de prairies par PRA, en tonnes de MAT (Figure 10-2-4).

⁹ Cet exemple est tiré du livre rouge de l'INRA (Baumont *et al.*, 2010).

Figure 10-2-4. Production de fourrage en MAT dans les différents types de prairies. Moyenne 2010-2011-2012. Le fond de carte indique la production totale de fourrage, pour toutes les catégories de prairies.

Les camemberts représentent, agrégés par département, cette même production totale en fonction du poids relatif de chaque catégorie.



Les niveaux de production en MAT dépendent des différences de teneurs en MAT entre les catégories de prairies. La contribution des prairies artificielles et temporaires est donc plus forte quand on regarde la production en MAT plutôt qu'en MS. Toutefois cette différence reste secondaire et c'est bien surtout les surfaces des différentes catégories de prairies qui déterminent la différence de niveau de production entre PRA. On retrouve ainsi une répartition caractéristique de la différenciation spatiale des systèmes d'élevages ruminants en France :

- le Grand Ouest, avec une forte implantation de la production laitière (et de plus en plus de bovins allaitants également), avec une forte majorité de prairies temporaires, à l'exception de la Normandie où les prairies permanentes restent dominantes dans le bocage ; le bassin allaitant du Massif Central, dominé par la prairie permanente ;
- la Bourgogne et le Grand Est, entre production laitière (en zone montagne en particulier) et allaitante, avec là aussi prédominance des prairies temporaires ;
- l'aire périméditerranéenne, dominée par l'élevage de petits ruminants, avec un mix des quatre types de prairies, et notamment une part significative de STH peu productives, et un niveau de production relativement bas ;
- les zones pyrénéennes et alpines, avec selon les régions une dominante bovin ou petits ruminants, lait ou allaitant, mais une configuration similaire en termes de part de catégories de prairies (excepté en Pyrénées Atlantiques, où les prairies temporaire sont plus prégnantes)
- La Champagne où on trouve principalement des prairies artificielles, destinées à la production de luzerne déshydratée (et donc non directement connectées à l'élevage)
- Ailleurs, où l'élevage est très peu présent, la production de fourrages est faible, avec une dominante prairies permanentes et parfois prairies temporaires.

Simulation dynamique avec le modèle PaSim du fonctionnement des prairies et des SE qu'elles délivrent

L'objectif ici est de simuler sur une période de 30 années consécutives le fonctionnement des prairies (surfaces toujours en herbe) en termes de production et de cycle de l'azote, de l'eau et du carbone, considérant une situation pédoclimatique, un type de végétation prairial, un type de mode d'exploitation, pour les principales combinaisons de ces facteurs en France.

Unités pédoclimatiques (UPC) et types de prairies

Dans EFESE-écosystèmes agricoles, les unités pédoclimatiques (UPC) correspondent aux unités spatiales issues du croisement des unités cartographiques de sols de la carte des sols au 1/1 000 000 et des mailles de descriptions du climat passé SAFRAN de 8 x 8 km.

L'analyse des séquences de couverts végétaux issus des traitements des RPG 2006 à 2012 a permis de déterminer au sein de chaque îlot du RPG 2012 le type et la surface des prairies considérant une typologie proche de celle décrite ci-avant (Tableau 10.2.3) :

- les parcours et prairies peu productives, surface toujours en herbe, décrites sous l'appellation « Parcours, landes et estives » dans le RPG. Ces surfaces correspondent aux prairies de type 1.
- les prairies artificielles de légumineuses, le plus souvent temporaires, décrites sous l'appellation « fourrage » et correspondant à des couverts de légumineuses. Ces surfaces correspondent aux prairies de type 2.
- les prairies temporaires correspondant à un enchaînement de prairies et de grande culture dans les séquences de couverts RPG 2006 à 2012. Ces surfaces correspondent aux prairies temporaires de type 3 et 4.
- les prairies permanentes (plus de 6 ans) dans les séquences de couverts RPG 2006 à 2012. Ces surfaces correspondent aux prairies permanentes de type 3 et 4 décrites ci-avant. Étant donné la faible part de légumineuses dans les prairies permanentes (CF. figure 10.2.1.), nous considérons ci-après que ces surfaces correspondent très majoritairement au Type 4.

Le croisement spatial entre les îlots du RPG 2012 et les UPC a permis de spatialiser finement les quatre types de prairies et d'estimer pour chacun d'eux la surface totale par UPC et donc la part relative de surfaces de prairies correspondante (Figures 10.2.5 à 10.2.9). La durée moyenne des prairies temporaires de type 3 par UPC a été estimée par calcul de la durée moyenne de couverts annuels consécutif et délimité par des couverts de grande culture dans les séquences de couverts de prairies et grandes culture par UPC (Figure 10.2.10).

Figure 10-2-5. Pourcentage de surfaces totales de séquences de prairies dans la somme des surfaces de prairies et grandes cultures.

Les parts relatives de surfaces des séquences de prairies et de grandes cultures ont été estimées à partir de l'analyse des séquences de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou de grandes cultures ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies.

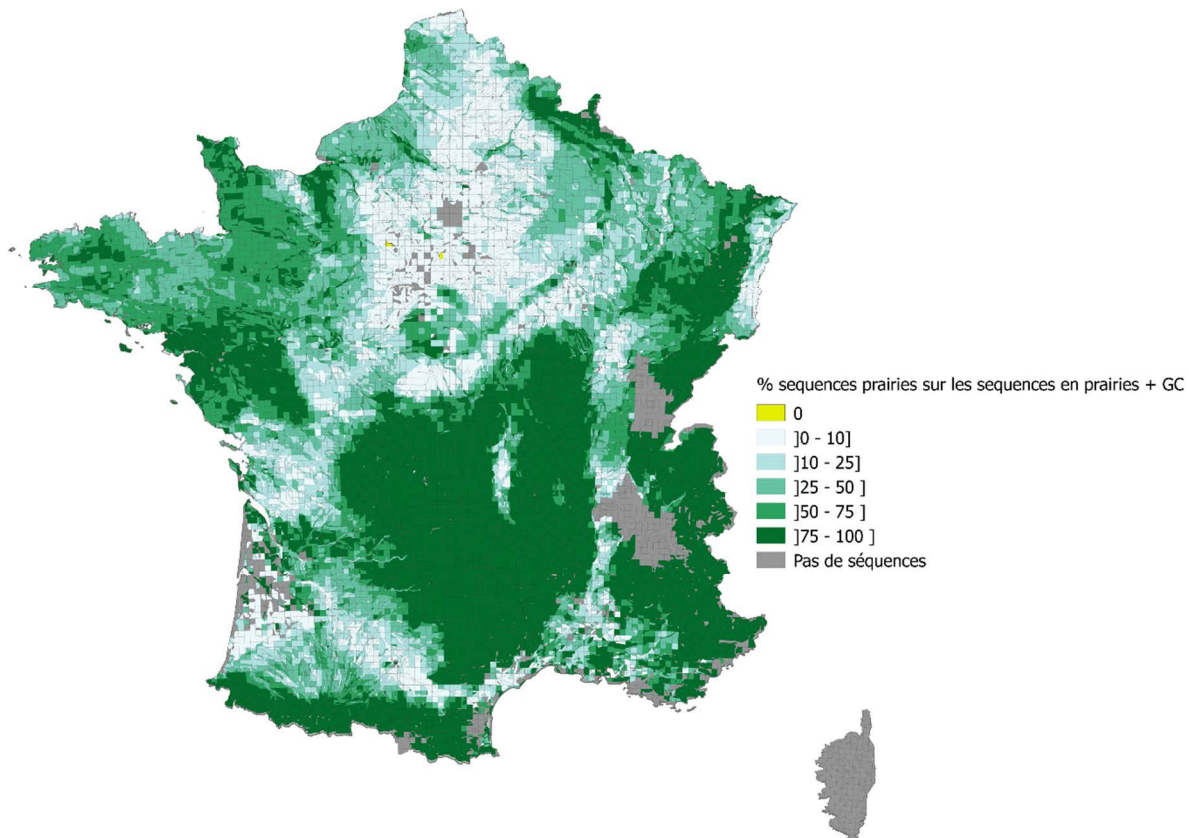


Figure 10-2-6. Pourcentage de parcours et prairies (semi)naturelles non fertilisés (type 1) dans la surface totale de prairies par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Les parts relatives de surfaces des différents types de prairies ont été estimées à partir de l'analyse des séquences de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies.

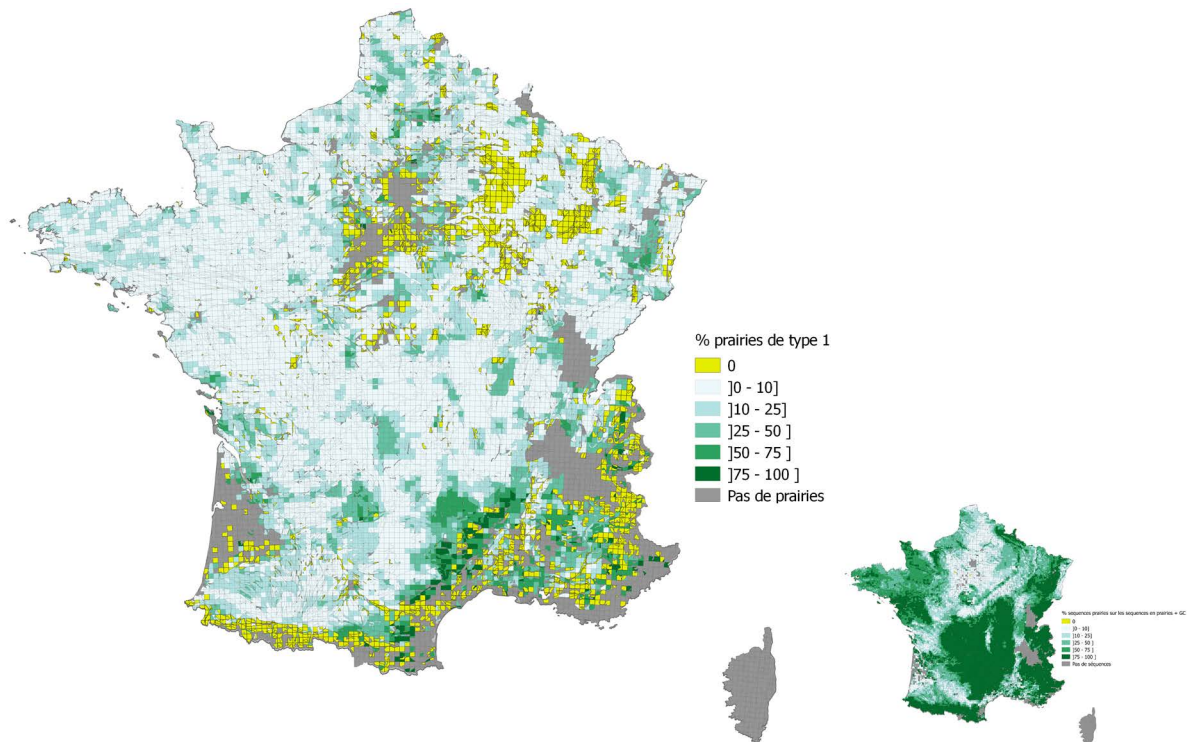


Figure 10-2-7. Pourcentage de prairies de légumineuses semées (type 2) dans la surface totale de prairies par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Les parts relatives de surfaces des différents types de prairies ont été estimées à partir de l'analyse des séquences de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies. La carte en bas à droite représente la part des surfaces de séquences de prairies dans la somme des surfaces de séquences de prairies et de grandes cultures.

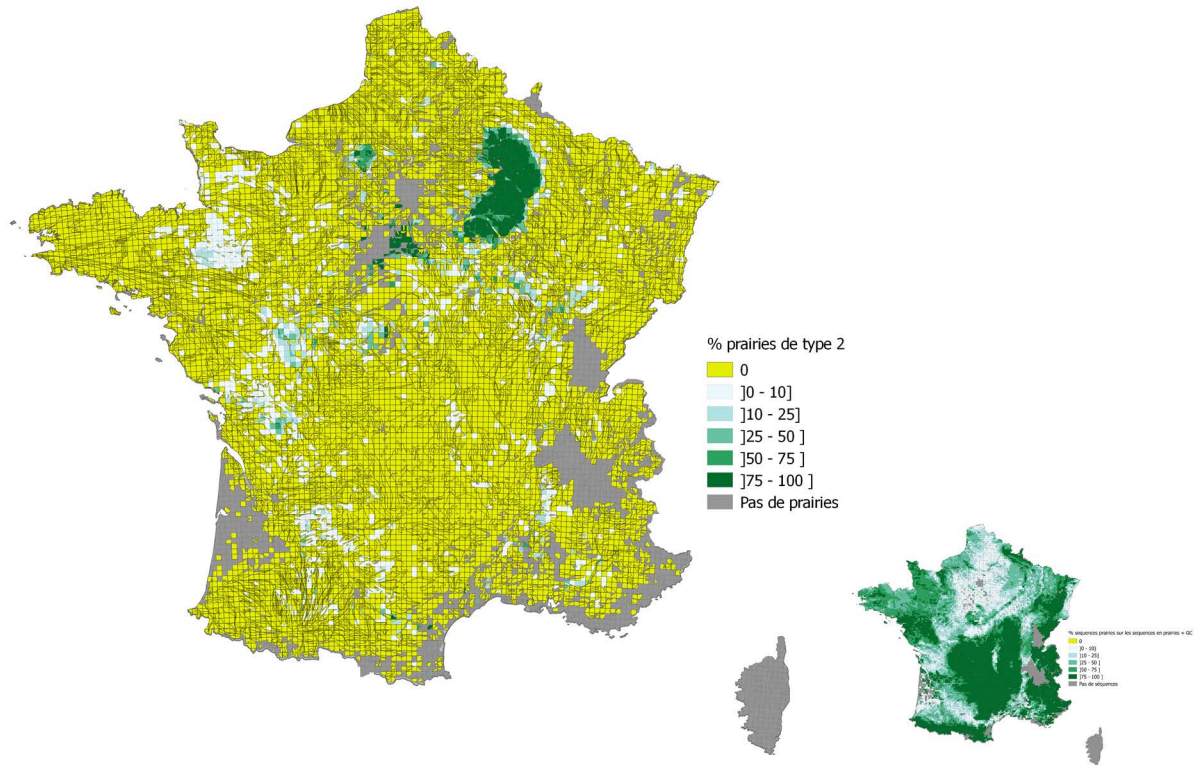


Figure 10-2-8. Pourcentage de prairies temporaires (Type 3 et 4) dans la surface totale de prairies par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Les parts relatives de surfaces des différents types de prairies ont été estimées à partir de l'analyse des séquences de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences cultures et/ou prairies. La carte en bas à droite représente la part des surfaces de séquences de prairies dans la somme des surfaces de séquences de prairies et de grandes cultures.

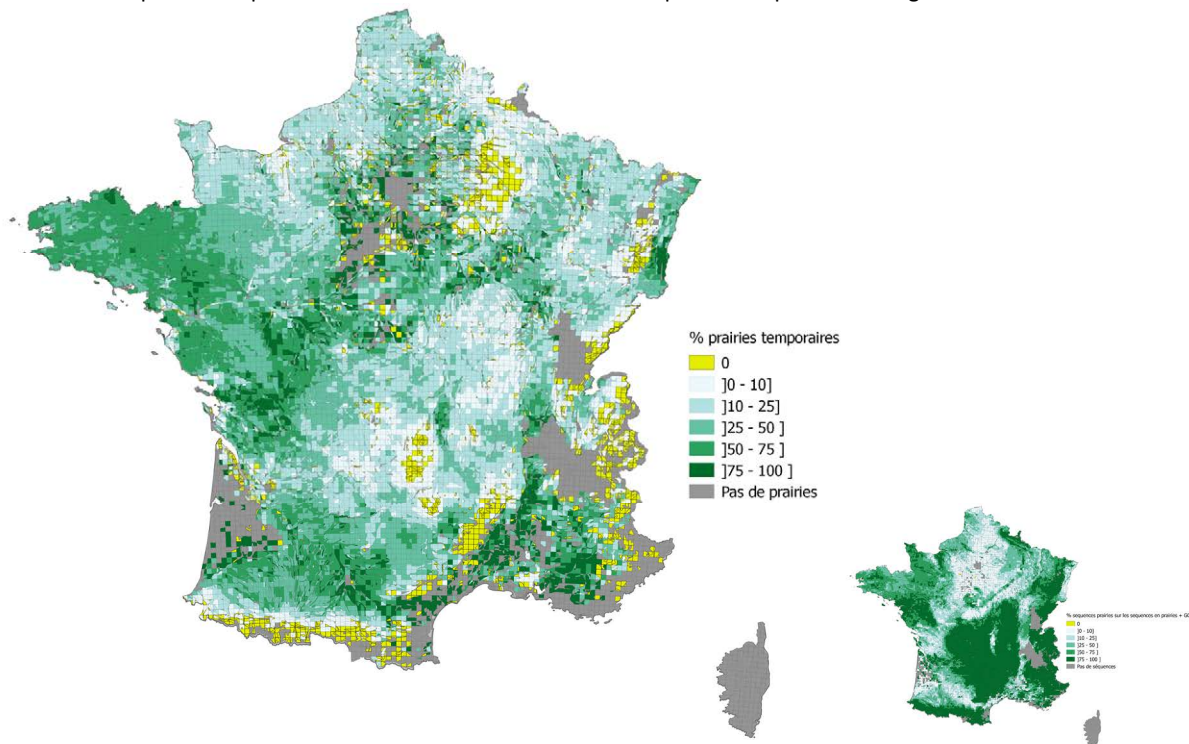


Figure 10-2-9. Pourcentage de prairies permanentes intensifiées sans ou avec très peu de légumineuses (Type 4) dans la surface totale de prairies par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles.

Les parts relatives de surfaces des différents types de prairies ont été estimées à partir de l'analyse des séquences cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012. Les unités pédoclimatiques en gris correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies. La carte en bas à droite représente la part des surfaces de séquences de prairies dans la somme des surfaces de séquences de prairies et/ou grandes cultures.

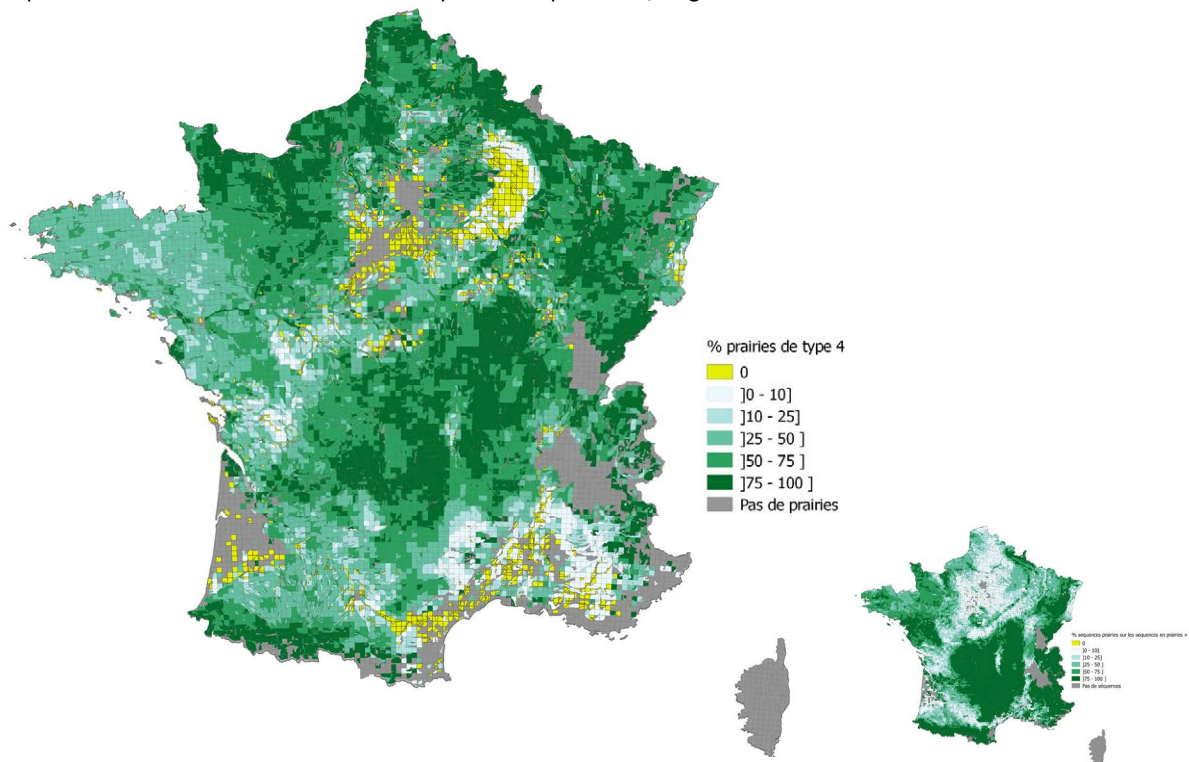
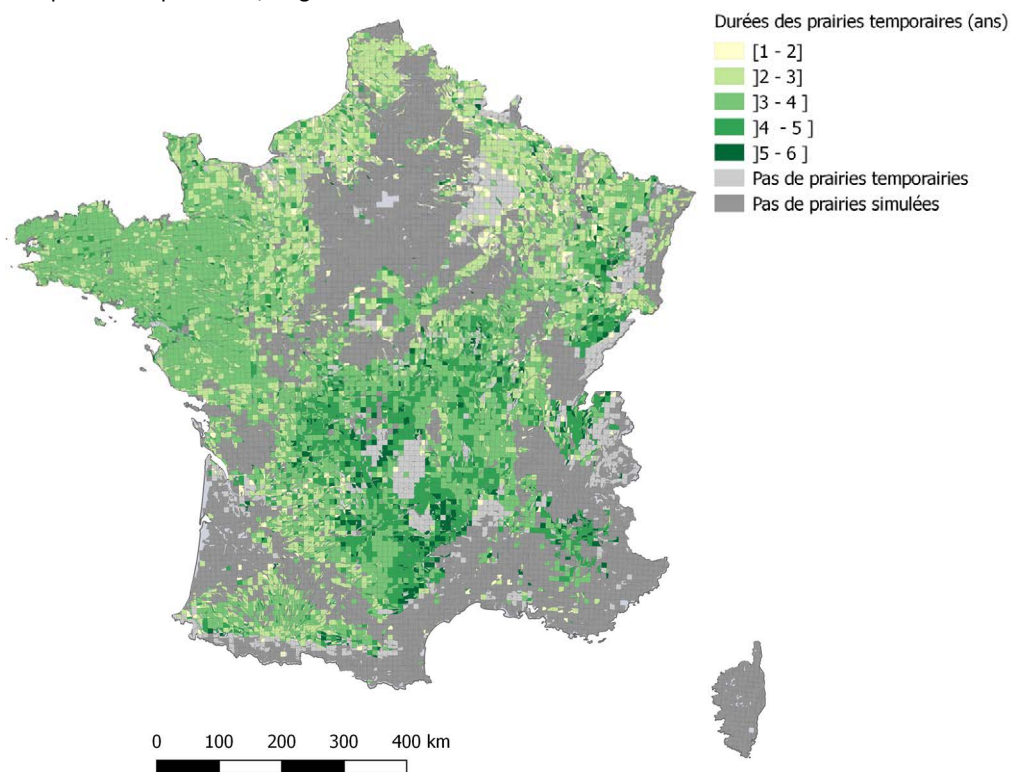


Figure 10-2-10. Durées moyennes (année) des prairies temporaires (Type 3 et 4) par unité pédoclimatique de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles estimées à partir de l'analyse des séquences de couverts de cultures et/ou prairies reconstituées à partir de l'analyse des RPG 2006-2012.

Les unités pédoclimatiques en gris clair correspondent à des zones dans lesquelles il n'y pas de prairie temporaire alors qu'il y a d'autres types de prairies. Les unités pédoclimatiques en gris foncé correspondent à des zones dans lesquelles (i) il n'y pas de prairie ou (ii) les données des RPG 2006 à 2012 n'ont pas la qualité nécessaire pour reconstituer les séquences de cultures et/ou prairies. La carte en bas à droite représente la part des surfaces de séquences de prairies dans la somme des surfaces de séquences de prairies et/ou grandes cultures.



Types de prairies simulés avec PaSim

Comme indiqué ci-avant, 3 types de prairies sont simulés avec PaSim :

- Les prairies permanentes peu productives exploitée avec le mode d'exploitation n° 15
- Des artefacts de prairies temporaires avec (30%) ou sans légumineuses, simulés comme des surfaces toujours en herbe conduite avec les modes d'exploitation des prairies temporaires
- Les prairies permanentes productives sans légumineuse suivant les modes d'exploitation de ce type de prairie

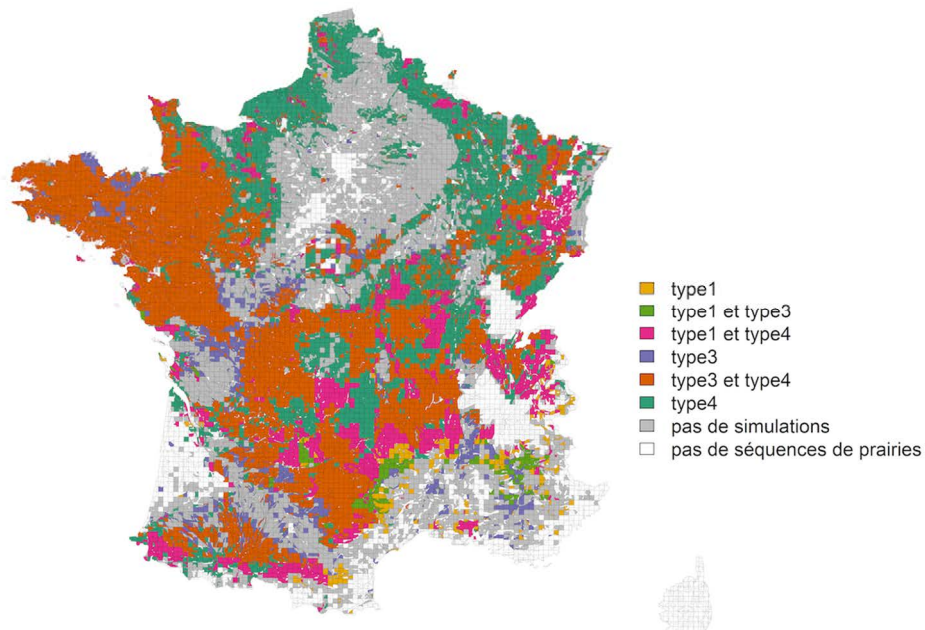
Afin de limiter le nombre de simulations seules les couples type de prairie-UPC répondant aux critères suivant ont été simulés :

- 1 type de prairie par UPC si sa surface dans l'UPC est supérieure à 50% de la surface RPG 2012 de l'UPC,
- Sinon 2 types de prairies, à conditions que leur surface soit respectivement supérieure à 10% de la surface RPG 2012 de l'UPC.

La distribution spatiale des différents types de prairies simulés avec PaSim au sein des UPC est présentée dans la figure 10-2-11.

Figure 10-2-11. Distribution spatiale des différents types de prairies simulés avec PaSim au sein des unités pédoclimatiques.

Type 1 : prairies permanentes peu productives (landes et estives). Type 3 : prairies temporaires (simulés comme surface toujours en herbe) et Type 4 : prairies permanentes productives.



Des simulations « artefacts » sans fertilisation sont générées par déclinaison de celles comportant un mode d'exploitation avec fertilisation afin d'évaluer l'effet de celle-ci.

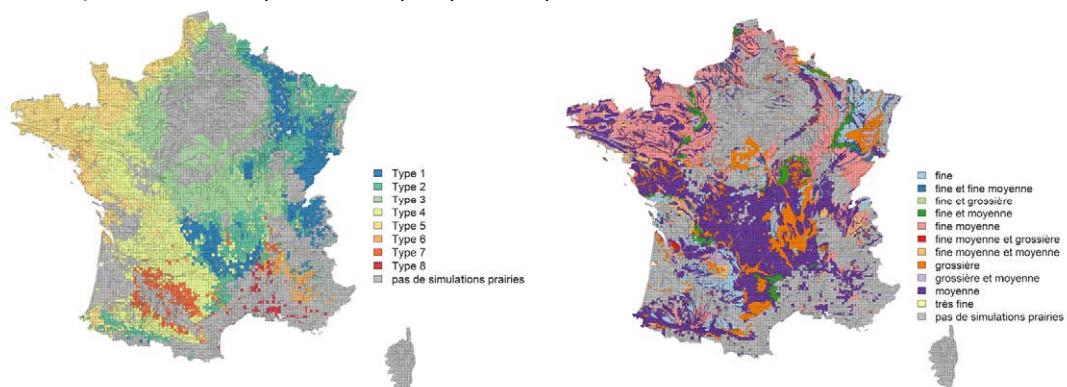
Au total, 259 981 simulations sur 30 ans et sur 14 729 UPC sont réalisées, parmi lesquelles :

- 164 832 correspondent à des modes d'exploitation réels, dont :
 - 3 828 pour des prairies de type 1 sur 2475 UPC
 - 61 759 pour des prairies de type 3 sur 7720 UPC
 - 99 245 pour des prairies de type 4 sur 12983 UPC
- 95 149 sont des simulations sans azote

Toujours afin de réduire le nombre de simulations, les prairies de type 3 sans légumineuse ont été « agrégées » avec les prairies de type 4 situées sur une même UPC et gérées selon le même mode d'exploitation. Le nombre de simulation final est de 242 395 dont 93 863 sans fertilisation.

Les distributions spatiales des différents types de climat et de sol dans les UPC pour lesquelles des simulations PaSim ont été réalisées sont présentées dans la figure 10-2-12.

Figure 10-2-12. Distribution des différents types de climats (à gauche) et des différents types de texture de sol (à droite) dans les unités pédoclimatiques pour lesquelles des simulations avec PaSim sont réalisées.



Type fonctionnel de végétation

Un type fonctionnel de végétation a été attribué à chaque type de prairie en fonction de la situation climatique (T° moyenne annuelle et déficit hydrique climatique annuel) et du niveau de fertilisation. Ces seuils ont été définis, à dire d'expert, à partir d'une analyse statistique des relations entre caractéristiques du climat (température, déficit en eau), pratiques de fertilisation, modes d'exploitation et composition fonctionnelle de 1 283 prairies permanentes réparties sur 8 sites en France (Duru *et al.*, 2013b). Les règles suivantes ont été appliquées pour affecter un type fonctionnel de végétation aux prairies dans chaque UPC (les mêmes règles sont appliquées pour les types 1, 3 et 4) :

- Pour fertilisation annuelle ≥ 60 unités d'azote :
 - A pour $T^{\circ} \geq 11$ et (P-ETP) ≥ 100
 - B pour $T^{\circ} \geq 11$ et (P-ETP) < 100
 - b pour $T^{\circ} < 11$ et (P-ETP) ≥ 100
 - C pour $T^{\circ} < 11$ et (P-ETP) < 100
- Pour fertilisation annuelle < 60 unités d'azote :
 - B pour $T^{\circ} \geq 11$ et (P-ETP) ≥ 100
 - b pour $T^{\circ} \geq 11$ et (P-ETP) < 100
 - C pour $T^{\circ} < 11$ et (P-ETP) ≥ 100
 - D pour $T^{\circ} < 11$ et (P-ETP) < 100

Un seul type de végétation a été affecté par type de prairie et le même type de végétation a été affecté pour les différents types de prairie considérant la situation climatique et la fertilisation minérale. Cette simplification revient à considérer que les prairies ne sont composées que d'un seul type fonctionnel et que les prairies temporaires ont le même type de végétation que les prairies permanentes. Néanmoins, pour les prairies de type 3, on considère bien qu'il peut y avoir deux groupes fonctionnels principaux (graminées et légumineuses, voir section suivante).

Modes d'exploitation et part de légumineuses par type de prairie

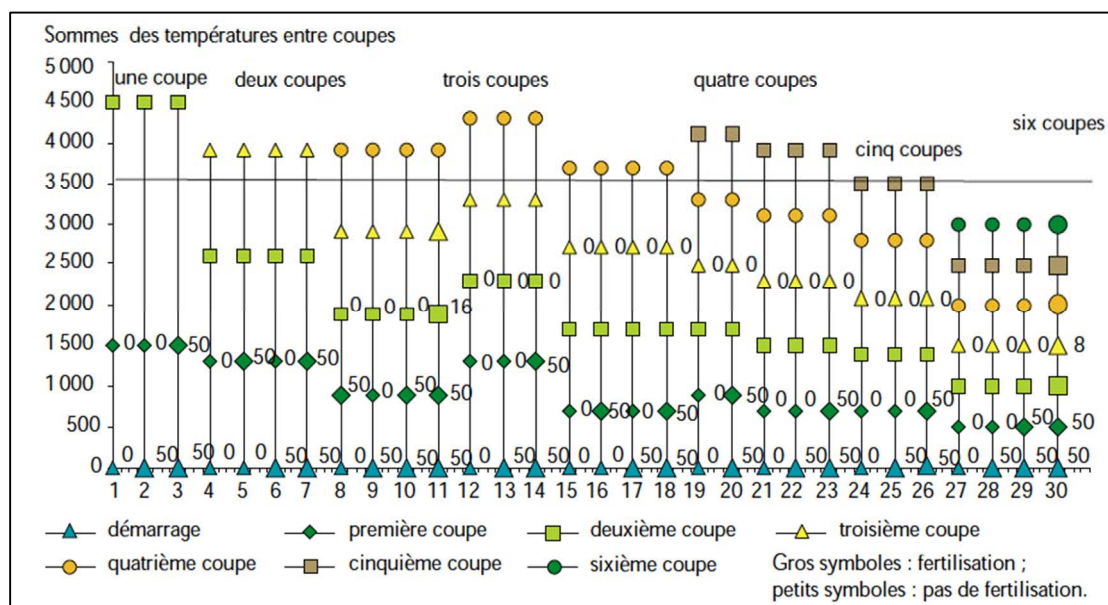
Les modes d'exploitation des différents types de prairies dans les différentes situations pédoclimatiques ont été attribués à partir des résultats de l'enquête du SSP sur les prairies de 1998. Dans cette enquête, les pratiques étaient enregistrées, en termes de type et nombre d'utilisation (fauche, ensilage, pâturage, fauche de refus) pour un échantillon de prairies représentatives par Régions Fourragères (RF, Figure 10-2-13 ; Ruget *et al.*, 2006), pour trois grands types de prairies : les prairies artificielles (Type 2), les prairies temporaires (Type 3 et 4), et les prairies permanentes productives (Type 4). Seuls les types de prairie représentant au moins 7000 ha dans la région fourragère ont été enquêtés.

Ruget *et al.* (2006) ont classifié et modélisé la diversité des modes d'exploitation observés en un nombre limité de séquences d'opérations techniques (30, Figure 10-2-13) où nombre d'utilisations et fertilisations ont été estimés à partir des données de l'enquête prairie 1998, tandis que les intervalles entre défoliation ont été estimés en somme de degrés jours afin de prendre en compte en compte la phénologie annuelle des espèces (Duru *et al.*, 2010b). Les données de l'enquête prairie 1998 fournissent aussi des informations sur la fertilisation minérale et organique appliquée en fonction du type et du rythme d'utilisation. L'information sur la fertilisation organique n'est disponible que sous la forme d'un équivalent en N minéral.

Dans cette enquête, les données sur le taux de légumineuses ne sont disponibles que pour les seules prairies temporaires (il est fixé à 0% pour les prairies permanentes et 100% pour les prairies artificielles). Les résultats de l'enquête prairie 1998 ont été agrégés de façon à obtenir une valeur unique pour l'ensemble de la région fourragère, à partir de distribution dans 4 classes de fréquence définies par les seuils 0, 25, 50 et 75 %. Les 2 classes les plus fréquentes étaient celles à moins de 25 % de légumineuses et celles avec 25 à 50 %. Considérant les connaissances sur les taux de légumineuses dans ces deux types de prairies seules les prairies temporaires avec un taux de légumineuses entre 25 et 50 % ont été caractérisées comme mixte avec un taux arbitrairement fixé à 30% de légumineuses.

Figure 10-2-13. Présentation et principales caractéristiques des 30 modes d'exploitation (a) selon le niveau de fertilisation et les intervalles entre coupes et (b) répartition nationale selon le type de prairie (Ruget *et al.*, 2006).

Chaque ligne verticale schématise un mode d'exploitation, avec les sommes de températures (sur l'axe vertical) auxquelles sont déclenchées les "défoliations", la taille du symbole indique la présence de fertilisation ou non (petit symbole : pas de fertilisation, gros symbole : apport) et la forme du symbole donne le numéro de l'utilisation. Le trait horizontal est indicatif de la somme de température le souvent disponible. Le symbole au-delà de ce trait indique la possibilité d'une coupe surnuméraire si la température est particulièrement élevée une année donnée.

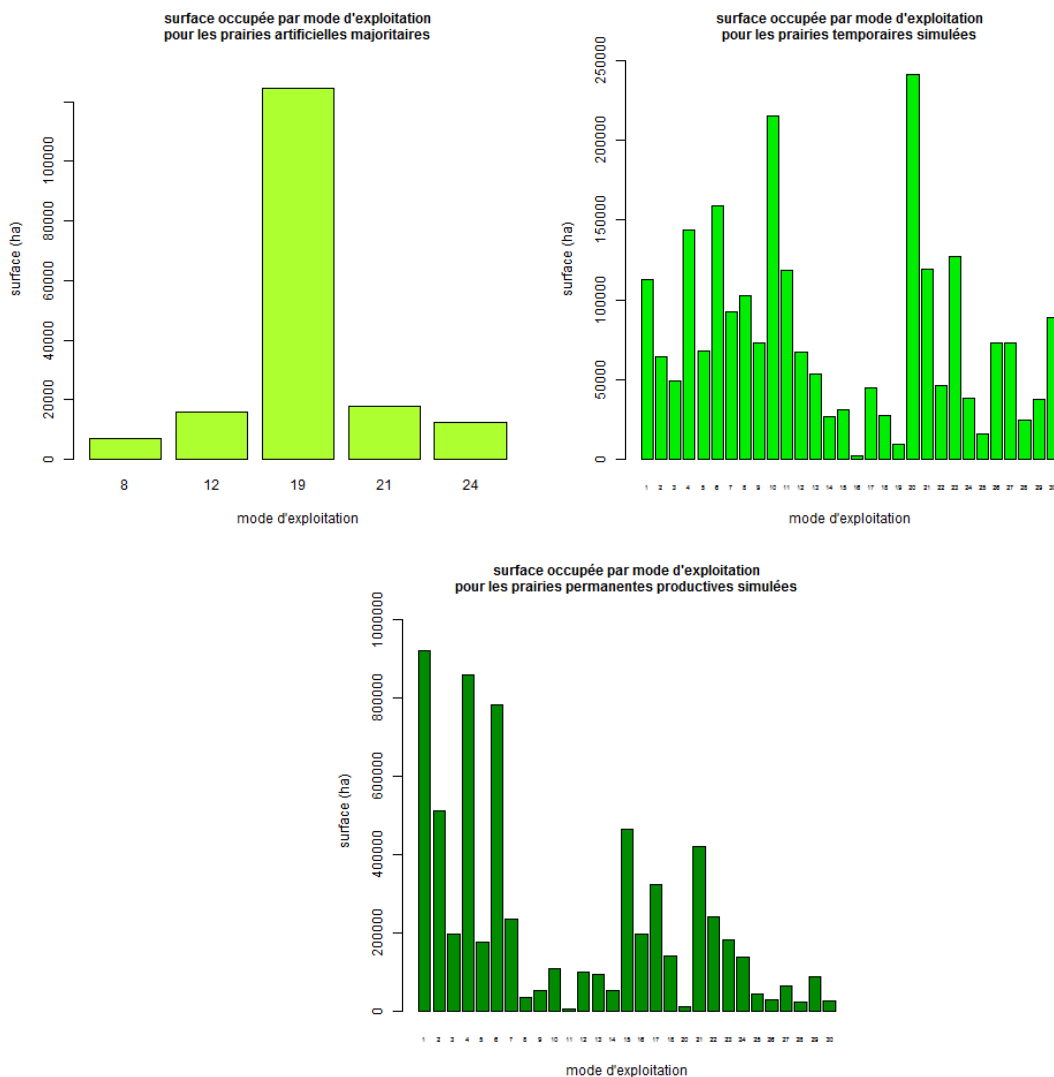


Numéro de mode	Type et nombre de défoliation	Nombre maximum d'utilisations	Somme de températures maximale couverte	Fertilisation totale (kg N/ha)
1	F	2	4500	0
2	F	2	4500	50
3	F	2	4500	100
4	FP	3	3900	0
5	FP	3	3900	50
6	FP	3	3900	50
7	FP	3	3900	100
8	EFP	4	3900	0
9	EFP	4	3900	50
10	EFP	4	3900	100
11	EFP	4	3900	150
12	FPP	4	4300	0
13	FPP	4	4300	50
14	FPP	4	4300	100
15	PPP	4	4300	0
16	PPP	4	3700	50
17	PPP	4	3700	50
18	PPP	4	3700	100
19	EEEE	5	4100	0
20	EEEE	5	4100	100
21	PPPP	5	3900	0
22	PPPP	5	3900	50
23	PPPP	5	3900	100
24	PPPPP	6	4200	0
25	PPPPP	6	4200	50
26	PPPPP	6	4200	100
27	PPPPPP	7	3500	0
28	PPPPPP	7	3500	50
29	PPPPPP	7	3500	100
30	PPPPPP	7	3500	200

Les évolutions relativement faibles de surfaces et production de fourrages rapportées par Devun et Legarto (2011) sur la période 1998-2009 nous permettent de considérer comme satisfaisantes les données recueillies par l'enquête SSP de 1998 pour représenter la diversité des modes d'exploitation des prairies à l'échelle française (Ruget *et al.*, 2006) sur la période de référence de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles (2010-2012). Le croisement spatial des données du RPG sur la surface des types de prairies et des modes d'exploitation par type de prairies par région fourragère a permis d'attribuer, par UPC, à chacun des trois grands types de prairies les modes d'exploitation correspondant à ceux de la région fourragère dans laquelle ils se trouvent. Le mode d'exploitation n° 15 a été attribué à dire d'experts impliqués dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles pour les parcours et prairies peu productives pour toute la France. Dans les RF où les informations sur les modes d'exploitation d'un type de prairie étaient manquantes, essentiellement pour les prairies temporaires, les modes d'exploitation du type de prairies considéré des régions fourragères voisines ont été affectés.

Le résultat de la distribution des modes d'exploitation par type de prairie en France est présenté dans la figure 10-2-14. Les prairies artificielles au sein d'exploitation d'élevage sont le plus souvent exploitées suivant le mode d'exploitation n°19 qui correspond à un enchaînement moyen de 4 coupes pour la production d'ensilage (sans fertilisation). Il y a par contre une très forte variabilité des modes d'exploitation sur les deux autres types de prairies

Figure 10-2-14. Distribution surfacique des différents types de modes d'exploitation pour trois types de prairies. Bien que non simulés, les modes d'exploitation des prairies artificielles de légumineuses sont présentés ici à titre d'information complémentaire.



Le chargement animal

Le chargement animal a été estimé à partir des données du RA2010 sur la surface pâturée et le nombre d'animaux pâturant une partie de l'année par exploitation pour les 5 OTEX d'élevage dominants en France, bovin lait, bovin viande, caprins, ovins, polyculture élevage, bovin mixte. Ces nombres d'animaux ont été traduits en UGB à partir du référentiel d'agreste (

Tableau 1). Les catégories « bovins de moins de 1 an » et « bovins de plus de 1 an » n'existant pas dans le tableau des UGB d'agreste, ils sont obtenus en moyennant :

- Les catégories autres veaux mâles et autres veaux femelles pour les bovins de moins de 1 an
- Toutes les catégories de bovins entre 1 et 2 ans et de plus de 2 ans pour les bovins de plus de 1 an

Tableau 10-2-6. Coefficient (en millièmes) utilisés pour traduire des têtes en UGB

Catégories animales	Alimentation grossière (UGBAG)
Vaches lait	1000
Vaches viande	850
Bovin de moins d'un an	380
Bovin de plus d'un an	711
Chèvres (y compris réforme)	170
Brebis mères nourrices (y compris réforme)	150

Afin d'éviter d'estimer des chargements moyens sur une large diversité de systèmes qui peuvent ne pas refléter les systèmes majoritaires dans une région donnée il a été décidé d'estimer le chargement moyen pour l'OTEX majoritaire en terme d'UGB par RF. Ainsi, pour chaque RF, les calculs de chargement ont été réalisés sur les seules exploitations de l'OTEX majoritaire.

Le chargement moyen annuel est calculé, par RF, en divisant le nombre d'UGB total des exploitations de l'OTEX majoritaire par la surface pâturée par ces UGB. Pour PaSim, il est nécessaire de calculer un chargement instantané, c.-à-d. le nombre d'UGB pâturant à un instant t par hectare. Au sein d'une exploitation, ce chargement instantané évolue au fil de l'année en fonction du régime de pousse de l'herbe, des surfaces affectées au pâturage et du nombre et types d'animaux pâturant.

Ne disposant pas de données spatialisées pour réaliser la transformation des chargements moyens annuels en chargements instantanés, cette transformation a été réalisée à dire d'experts impliqués dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles. Elle est basée sur les deux hypothèses suivantes : (i) en moyenne la durée de repousse de l'herbe entre deux pâturages ou une fauche et un pâturage, sur une même parcelle, est de l'ordre de 21 jours et (ii) la durée de pâturage moyen sur un espace de pâturage est de l'ordre de 10 jours. Considérant ces deux hypothèses, la surface pâturée est considérée comme organisée en trois unités de surface exploitées par le pâturage de manière séquentielle : les animaux pâturent deux fois dix jours sur deux unités de surface avant de revenir sur la troisième. Le chargement instantané (Tableau -2-8 et Figure) est alors estimé à trois fois supérieur au chargement moyen annuel (Tableau 10-2-7 et Figure 10-2-15). Les résultats de chargement instantané ont été confrontés aux connaissances des experts qui ont validés la cohérence générale des ordres de grandeur et de leur distribution spatiale. Ces choix de modélisation, qui ont été réalisés pour pallier au manque de données disponibles dans l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, ne permettent pas d'estimer finement un chargement instantané et de le faire varier au fil de la saison. Cependant, le modèle PaSim module la durée de présence des animaux en fonction de l'herbe disponible pour un chargement instantané donné : dans le modèle lorsqu'il n'y a plus d'herbe dans la parcelle les animaux sortent de celle-ci. Les effets du choix de cette représentation du chargement instantané sur les variables simulées seront à analyser.

Tableau 10-2-7. Statistiques sur le chargement moyen par RF des OTEX élevage de ruminants dominantes par région fourragère

Min.	1er Qu.	Médiane	Moyenne	3eme Qu.	Max.	écart type
0.237	1.137	1.674	1.758	2.248	6.224	0.92

Figure 10-2-15. Chargement annuel moyen par région fourragère

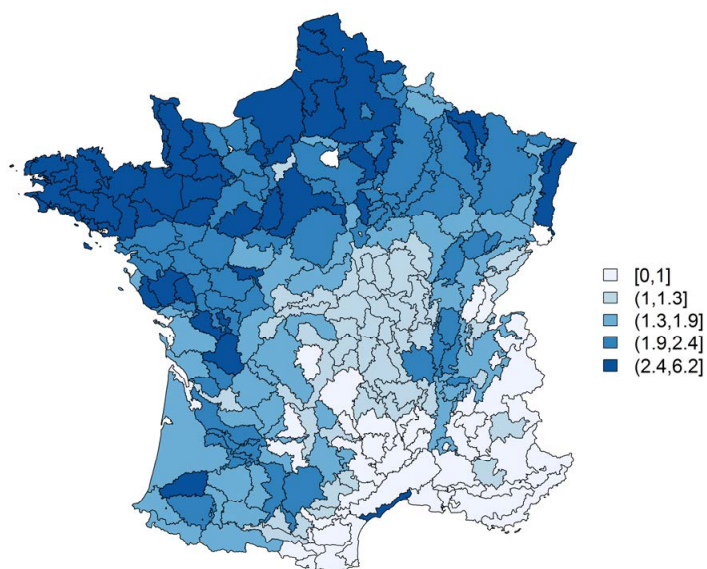
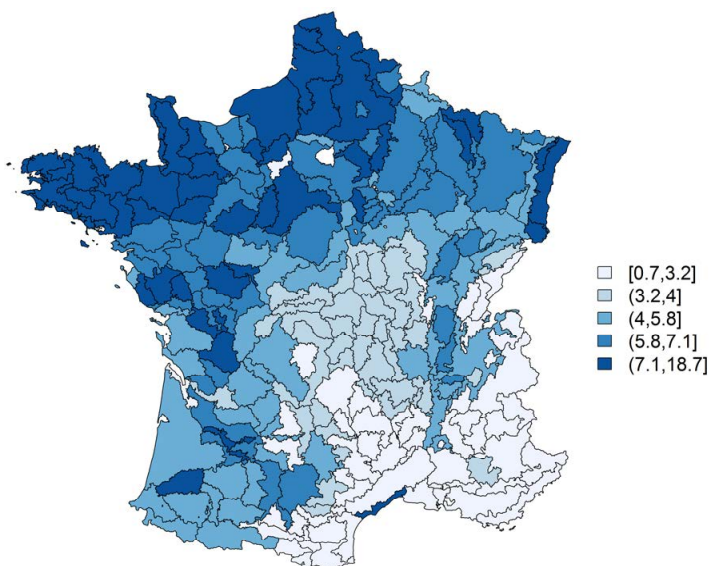


Tableau 10-2-8. Statistiques sur le chargement instantané des OTEX élevage de ruminants dominantes par région fourragère

Min.	1er Qu.	Médiane	Moyenne	3eme Qu.	Max.	écart type
0.7111	3.41	5.021	5.275	6.744	18.67	2.77

Figure 10-2-16. Chargement instantané par RF



État d'avancement des simulations

Lors du rendu du rapport EFESE-écosystèmes agricoles, les résultats des simulations réalisées avec PaSim n'étaient pas encore analysés. Un collectif d'experts chargé réalisera ce travail d'analyse dans la continuité de l'étude EFESE-écosystèmes agricoles, dans le cadre des activités de recherche de l'INRA.

10.2.3.2. Perspectives de recherche

Le plan de simulation présenté ci-avant est ambitieux et original. Plusieurs éléments de ce plan de simulation pourraient être améliorés.

Concernant les modèles, une chaîne de modélisation couplant modèle de prairies et modèle de grande culture pourrait être utilisée pour simuler le fonctionnement des prairies temporaires. Le développement actuel de la chaîne de modèle PaSim-CERES à l'INRA devrait permettre d'atteindre cet objectif à court terme. Par ailleurs, l'utilisation de modèles différents (approche multi-modèles) permettrait d'évaluer l'incertitude liée aux formalismes et paramétrage des modèles.

Concernant les données, il serait nécessaire :

- d'évaluer dans quelle mesure les modes d'exploitation issus de l'analyse de l'enquête prairies du SSP de 1998 représentent bien les modes d'exploitation actuels. Pour cela, l'important travail d'analyse réalisé sur l'enquête prairie de 1998 serait à reproduire sur l'enquête prairies de 2011,
- lors de cette analyse, de distinguer les apports de fertilisation minérale et organique afin de représenter les effets des apports organiques sur les cycles du carbone et de l'azote dans les prairies,
- de définir plus finement les types de végétation par type de prairies. Par exemple, il pourrait être intéressant de définir des types de variétés/espèces pour les prairies temporaires.

A plus long terme, il serait nécessaire de développer des modèles représentant le fonctionnement de prairies multi spécifique pour prendre en compte les effets de complémentarités fonctionnelle et temporelle et de compétition et facilitation entre les espèces.

10.3. Production de plantes sauvages à d'autres fins que les fourrages

Sylvain Plantureux

10.3.1. Spécification biophysique

10.3.1.1. Dénomination précise

En dehors de la production alimentaire (pour l'Homme ou les animaux d'élevages), de la fourniture de matériaux de fabrication d'objets et de construction (ex : lin pour le tissu) ou de la production d'énergie, un grand nombre de plantes présentes dans les écosystèmes agricoles contiennent des substances qui sont utiles à la santé des hommes et des animaux, contribuent au goût des aliments, ou servent de plantes ornementales. Ces plantes directement prélevées dans les écosystèmes (dont les écosystèmes agricoles) ont été et continuent à être largement utilisées par les hommes (Turner *et al.*, 2011).

Ces plantes peuvent être introduites intentionnellement par l'Homme, comme les cultures de plantes médicinales et aromatiques, ou se trouver à l'état spontané dans les écosystèmes agricoles. Lorsqu'elles sont cultivées, la culture de ces plantes est souvent considérée comme un moyen d'améliorer le rendement et de garantir une stabilité de la qualité des plantes (Dajic-Stevanovic *et al.*, 2015). La domestication et la mise en culture des plantes sauvages d'intérêt sont cependant limitées à un nombre réduit d'espèces. A l'état spontané, **on trouve ces plantes soit dans les prairies et parcours (ex : arnica des montagnes), soit parmi les adventices des cultures pérennes ou annuelles (ex : chénopode blanc)**. Sur les surfaces de prairies naturelles et parcours les herbivores d'élevage peuvent alors avoir accès à cette ressource de façon directe, par pâturage, ou de façon indirecte dans le fourrage récolté.

Le présent texte vise à décrire le service écosystémique de fourniture en plantes non introduites intentionnellement par l'homme. La culture de plantes telles que les plantes médicinales correspond dans EFESE-écosystèmes agricoles à une production de « biens agricoles », et entre dans le champ de la section 10.1 « production de biens végétaux par les plantes cultivées ». Par ailleurs, en jouant le rôle d'attracteur (ou d'hôte) ou de répulsif pour des ravageurs et pathogènes des cultures, les plantes sauvages des écosystèmes agricoles peuvent contribuer à la protection des cultures ou au contraire représenter des « bioagresseurs » des cultures, et en ce sens constituent un déterminant biophysique des SE des régulations biologiques des graines d'adventices.

Typologie des plantes médicinales et aromatiques

Il existe de nombreuses manières de classer les plantes sauvages d'intérêt pour l'homme, en fonction de leur usage, des familles de molécules qu'elles contiennent, ou encore des familles botaniques. Sur le plan de l'usage, Paz Arriza Berm (2015) propose la typologie suivante : plantes médicinales, aromatiques, culinaires et ornementales.

- **Plantes médicinales** : plantes qui ont des vertus curatives et sont utilisées en médecine. En 1991, Farnsworth et Soejarto estimaient à 70 000 le nombre d'espèces de plantes utilisées dans la médecine traditionnelle à l'échelle mondiale. Botanistes et ethnopharmacologues ont recensé ces utilisations médicinales des plantes. Cette information est généralement consignée dans des ouvrages (ex : Launert, 1981), ou dans des bases de données (ex : <http://www.herbmed.org> ou <http://www.pfaf.org>). La nature des informations varie selon les sources : données relatives à un secteur géographique (ex : Inde : <http://www.medicinalplants.in/> ou France : <http://www.ethnopharmacologia.org/documentation/les-plantes-pharmacopee-francaise/>), données sur les espèces faisant d'objet d'importations (Lange *et al.*, 1998). Les informations des ouvrages et de nombreux sites

sont souvent limitées en nombre d'espèces, mais des bases telles que Tela Botanica (en France <http://www.tela-botanica.org>) recensent un grand nombre d'espèces et leur utilisation en médecine.

Par exemple, il a été démontré que les coumarines¹, présentes dans des plantes prairiales comme les mélilots ou la flouve odorante, ont des propriétés anti-inflammatoires (Fylaktakidou, 2004), anti-oedémateuses et anticancéreuses (Emami et al., 2015). L'arnica des montagnes (prairies) qui fait notamment l'objet d'une valorisation commerciale (droits de cueillette perçus par les communes) est utilisée pour le traitement des hématomes (Voir encadré 10-3-1. Par extension à ces usages médicaux, certaines plantes peuvent être utilisées en cosmétique ;

Les vertus de ces plantes médicinales font l'objet de très nombreux travaux et publications scientifiques, et tout particulièrement ceux relevant de l'ethnopharmacologie (voir notamment : Journal of Ethnopharmacology, Phytochemistry, Journal of Pharmacy and Pharmacology). Plus récemment, les sciences vétérinaires et zootechniques se sont intéressées à leurs effets chez l'animal de rente (Ognik et al., 2016 ; Abeduni et al., 2016 Piluzza et al., 2014 – voir encadré 10-3-2). On note une utilisation croissante en élevage d'huiles essentielles dans la gestion préventive ou curative de la santé animale (Abd El-Hack et al., 2016). Ces huiles sont extraites de plantes cultivées ou sauvages.

Encadré 10-3-1. L'exemple de l'arnica des montagnes

L'*Arnica montana* est une plante médicinale utilisée pour traiter les affections inflammatoires locales, d'origines traumatique ou infectieuse. Riche en principes anti-inflammatoires et antalgiques, elle est utilisée par l'industrie pharmaceutique pour la fabrication de pommades, d'onguents et autres préparations pharmaceutiques. La conservation de populations sauvages (que l'on retrouve principalement dans les écosystèmes prairiaux) est d'un grand intérêt car cette espèce est difficile à cultiver (Lange 1998). On récolte actuellement cette espèce en France, en Espagne et en Roumanie. Elle est distribuée sur une partie du continent européen (cf site IUCN <http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=162327>). En France, l'*Arnica montana* est une plante des terrains siliceux des régions montagneuses (Vosges, Alpes, Massif central, Pyrénées) mais aussi de certaines plaines (ex : Sologne ou Landes). Elle est totalement absente du pool régional d'espèces des régions du Nord-Ouest. De nombreux travaux, comme ceux de Maurice et al. (2012) ont montré que les facteurs principaux déterminant la survie de l'espèce sont la température, l'humidité et le niveau de fertilité. L'accroissement par fertilisation du niveau de fertilité des prairies est reconnu comme le principal facteur anthropique expliquant la régression des populations d'*Arnica montana*.

Encadré 10-3-2. L'exemple des plantes à tanins² pour lutter contre les infections des ruminants, diminuer l'usage de médicaments, et améliorer la qualité de la viande (Hoste et al., 2012)

L'utilisation d'anthelminthiques³ végétaux naturels est une alternative possible pour contrôler des nématodes gastro-intestinaux (GIN) chez les ruminants. L'effet vermifuge de plantes contenant des tanins a déjà été montré chez les ovins et les caprins. Ces propriétés vermifuges sont principalement associées à des tanins condensés (TC). Par exemple, une étude de l'effet *in vitro* de trois plantes contenant des tanins contre les nématodes GIN des bovins a permis de montrer que le sainfoin cultivé et deux lotiers (*Lotus pedunculatus* et *Lotus corniculatus*) inhibent significativement des comportements alimentaire des larves de *C. oncophora* et *O. ostertagi* au premier stade larvaire de manière dose-dépendante. L'extrait de *L. pedunculatus*, basé sur EC(50) a été le plus efficace contre les nématodes, suivies de *O. vicifolia* et *L. corniculatus*. L'effet du TC extraits sur l'état larvaire est corrélé avec le comportement alimentaire et à la teneur en TC et au ratio procyanidin/prodelphidin. Des extraits avec ajout de polyvinylpyrrolidone, un inhibiteur des tanins provoquent presque les mêmes valeurs que le témoin « négatif ». Ceci confirme le rôle des TC dans l'effet vermifuge des extraits de plantes contenant des tanins contre les nématodes des bovins (Novobilsky et al., 2011). Une filière de production de granulés de sainfoin s'est organisée en Champagne, qui livre ses produits à des éleveurs à l'échelle nationale. Les prairies riches en sainfoin, lotier et autres plantes en tanins condensés pâturées ou fauchées peuvent fournir ce type de plantes et d'effets associés.

En outre, il a été démontré que les tanins condensés avaient un effet favorable sur la qualité de la viande ovine, soit sur le plan de la réduction des odeurs indésirables (Scheurs et al., 2008), soit sur le plan de la teneur en acides gras polyinsaturés (Girard et al., 2016).

¹ cf http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doschim/decouv/parfums/loupe_coumarine.htm

² substance organique contenue dans de nombreux végétaux, notamment dans les écorces et les bois, les racines, les feuilles, les fruits et gousses (myrobolam, acacia)

³ Un antihelminthique est un produit qui détruit ou élimine les helminthes présents dans le tube digestif ou autres tissus et organes qu'ils occupent chez l'hôte, notamment les parasites des animaux d'élevage

- **Plantes aromatiques** : plantes qui sont utilisées en raison des arômes et odeurs qu'elles dégagent, en alimentation (épices, aromates, condiments ou impact sur le goût final du produit) ou en cosmétique. Les huiles extraites de ces plantes sont utilisées pour la production de parfums et des fragrances variées. Il est établi que ces plantes ont un rôle sur le goût des produits, comme le fenouil des Alpes qui donne un goût caractéristique à plusieurs fromages produits à partir d'animaux pâturant en alpages.

- **Plantes culinaires** : plantes utilisées directement comme ingrédients à part entière des préparations culinaires. L'Homme a généralement domestiqué ces plantes (ex : menthe, basilic, thym), mais celles présentes dans les écosystèmes agricoles (prairies principalement) font l'objet d'une utilisation relativement restreinte (cueillette ponctuelle de pissenlit, par exemple). Les utilisations peuvent être extrêmement variées (tisanes, apéritifs, confitures...). Certains chefs se sont également fait une spécialité de l'utilisation de ces plantes. Parmi les plantes des écosystèmes agricoles fréquemment utilisées pour ce type d'utilisation on trouve par exemple : myrtilles et airelles sauvages, ortie, bourrache, pissenlit, trèfle, petits géraniums, consoude, oseille, menthe, chénopode blanc (voir encadré 10-3-3), primevère, berce, stellaire, plantain, mauve, capselle bourse à Pasteur, chardons, champignons (par exemple rosée des prés).

Encadré 10-3-3. Exemple de la consommation du chénopode blanc

Les feuilles et les jeunes racines du chénopode blanc, considéré comme une adventice des cultures, peuvent être consommées, par exemple en les cuisinant comme des épinards. La consommation doit cependant être limitée en raison d'une forte teneur en acide oxalique. Les semences sont riches en protéines, en vitamine A, en calcium, en phosphore et en potassium. Des archéologues ont montré qu'à l'âge de fer, cette espèce était déjà consommée en Europe (Miles, 1978).

- **Plantes ornementales**, utilisées dans la confection de bouquets ou la décoration. On peut associer à cette catégories les plantes tinctoriales (plusieurs espèces rencontrées dans les prairies ont pour nom scientifique d'espèce *tinctoria* ou *tinctorium*) dont certaines parties servent à préparer des colorants et des teintures.

10.3.1.2. Bénéficiaire(s) et avantage(s) dérivés

La société est le principal bénéficiaire de ces plantes (des molécules qu'elles synthétisent et de leurs propriétés), que ce soit pour la santé humaine, les caractéristiques organoleptiques des aliments (plantes aromatiques, condiments, épices), ou l'ornementation (récolte de fleurs et autres plantes décoratives).

L'agriculteur peut également être bénéficiaire des effets positifs de ces plantes sur la santé animale (métabolites secondaires). Cet usage présente aussi des intérêts pour la société, leur substitution à certains médicaments vétérinaires constituant un avantage en termes de qualité de l'environnement et de santé humaine.

10.3.1.3. Déterminants biophysiques clefs

Les déterminants biophysiques de la présence et de la dominance des plantes sauvages sont de trois grands types (Grime, 2006) :

- Le pool régional d'espèces qui détermine la probabilité de présence des espèces ;
- Les conditions de milieu, les diverses plantes ayant des préférences écologiques variées (optimum et amplitude écologique) vis-à-vis des facteurs du milieu (température, eau, lumière, niveau trophique) ;
- Les effets possibles des interactions entre ces plantes sauvages et d'autres plantes ou d'autres organismes vivants. Entre plantes, et dans les systèmes agricoles, il existe souvent une concurrence entre graminées (*Poaceae*) et autre familles botaniques. Les graminées présentent un intérêt moindre en termes de propriétés médicinales, culinaires, aromatiques ou ornementales. Les graminées sont par contre favorisées par l'intensification des prairies (chargement, précocité d'exploitation, fertilisation) (Michaud et al., 2011 ; Plantureux et al., 1987) ou la gestion des bandes enherbées de bordures de champ, des inter-rangs en viticulture et arboriculture et des jachères (Chmolowska et al., 2016). Au titre des interactions avec les autres organismes, nombre de métabolites secondaires sont pour les plantes des moyens de défense contre des attaques d'insectes

ou de maladies (Bennet et al., 1994). La biodiversité qui accompagne les plantes sauvages peut ainsi accroître la teneur en métabolites qui sont à l'origine de leur intérêt pour l'homme et la santé animale.

10.3.1.4. Facteurs exogènes clefs

Dans les parcelles cultivées (grandes cultures, vigne, arboriculture), le SE est lié à la présence de plantes sauvages dites « adventices » ou « mauvaises herbes ». Les pratiques de désherbage (chimique, mécanique, thermique) sont donc défavorables au SE et pourrait l'être tout particulièrement pour les espèces en faible abondance qui ne sont pas les plus nuisibles, et constituent donc la cible principale des traitements phytosanitaires (Gaba et al., 2016). En vue de diminuer la pression exercée par les pesticides, certains systèmes de cultures acceptent la coexistence de la culture de rente avec une flore adventice, si celle-ci n'entraîne pas de concurrence trop importante.

Dans tous les espaces agricoles (prairies et cultures), l'augmentation du niveau de fertilité minérale du sol (influencé par la fertilisation mais aussi par les caractéristiques du sol et du climat) peut soit faire disparaître les espèces, soit modifier la composition des communautés végétales (Janssens et al., 1998). Chez les plantes, elle favorise généralement la production de métabolites primaires (plus intéressants pour la production et la valeur énergétique et protéique), au détriment des métabolites secondaires (plus intéressants pour les propriétés thérapeutiques, aromatiques mais aussi pour la toxicité) (Bourgau et al., 2011 ; Larbat et al., 2016). Les exploitations tardives des prairies, des bordures de champ et inter-rangs de vigne ou de vergers sont favorables aux plantes sauvages non graminées (Maron et al., 2011).

Dans les prairies et parcours dans lesquels se trouve la majeure partie des plantes sauvages des écosystèmes agricoles, les pressions peuvent être de trois types :

- Le retournement des prairies qui fait disparaître les habitats de ces plantes ;
- L'abandon des prairies, dont la végétation évolue, par exemple vers des friches ou milieux arborés où ne peuvent survivre les plantes d'intérêt (même si d'autres peuvent alors apparaître) ;
- L'intensification des pratiques agricoles (in Leroux, 2008). En effet, la plupart des plantes médicinales, aromatiques, culinaires ou ornementales sont des dicotylédones qui sont plus riches en métabolites secondaires que les monocotylédones (en particulier les graminées). De surcroît, ces dicotylédones sont peu compétitives pour l'acquisition des nutriments et de la lumière et face aux perturbations (défoliations) par rapport aux graminées. Ces dernières sont donc favorisées par la fertilisation, l'augmentation du chargement animal et la précocité d'exploitation et l'accroissement des fréquences de récolte. Quelques espèces comme les pissenlits et les orties sont au contraire favorisées par cette intensification.

10.3.2. Pistes méthodologiques pour l'évaluation biophysique du niveau de fourniture de plantes sauvages

Aucun indicateur ne permet actuellement d'évaluer de manière assez précise et à une échelle spatiale étendue le SE d'approvisionnement en plantes sauvages à d'autres fins que les fourrages. Pour les prairies, les initiatives récentes d'évaluation des SE rendus par ces surfaces ne prennent pas en compte les SE liés à la valeur médicinale, aromatique, culinaire ou ornementale (Plantureux et al., 2016).

Au-delà de l'inventaire des plantes et des SE, une quantification précise des SE rendus par ces plantes est difficilement envisageable sur de grandes étendues pour plusieurs raisons :

- La multiplicité des plantes et des applications ;
- Les surfaces concernées, parfois extrêmement faibles au regard de la SAU française ;
- Le caractère non-officiel (hors circuits commerciaux, sans réglementation précise...) de la plupart des usages ;
- La difficulté à mesurer la plus-value réelle (ex. pour une plante exhausteur du goût d'un plat ou d'une plante utilisé en traitement homéopathique ou allopathique d'un animal ou d'un humain) ;

- Le fait qu'une grande partie des usages constituent une option pour le futur (ex : plantes contenant des métabolites dont l'usage est encore inconnu) ;
- Les approches actuelles d'évaluation nécessitent une connaissance botanique spécialisée et/ou des analyses biochimiques souvent coûteuses ;
- une connaissance encore très fragmentaire, même si il existe de très nombreuses études sur des cas particuliers (une plante, un usage, une région du monde, ...). En outre, force est de constater que ces usages ont été plus étudiés dans des pays en voie de développement de l'hémisphère sud que dans les situations tempérées et notamment en France.

Des sites comme <http://www.pfaf.org> recensent désormais les plantes et leurs usages, mais il faudrait pouvoir croiser ces informations avec la composition des écosystèmes agricoles (prairies et cultures). C'est théoriquement possible, mais nécessiterait un effort d'échantillonnage extrêmement important.

A défaut, une manière d'approcher le SE pourrait être de considérer les surfaces de prairies, et de prendre en compte des variables d'intensification issues d'enquêtes de pratiques agricoles. Cela permettrait *a minima* d'évaluer les surfaces des écosystèmes agricoles qui peuvent potentiellement comporter des populations significatives de plantes sauvages d'intérêt.

Pour les cultures, les plantes spontanées d'intérêt sont souvent classées parmi les adventices. La pression herbicide ainsi que les pratiques de désherbage mécanique pourraient être envisagées comme des indicateurs de pression sur les populations potentielles de plantes sauvages des écosystèmes de grandes cultures et de cultures pérennes.

Pour les plantes sauvages présentes dans les prairies, la surface des prairies considérées comme des « semi-natural grasslands » pourrait être utilisée comme un proxy du potentiel d'approvisionnement en plantes sauvages d'intérêt pour l'homme. Le groupe d'experts de l'EGF⁴ (Peeters et al., 2014) précise que ces prairies correspondent aux :

Low-yielding permanent grasslands, dominated by indigenous, naturally occurring grass communities, other herbaceous species and, in some cases, shrubs and/or trees. These mown and/or grazed ecosystems have not been substantially modified by fertilisation, liming, drainage, soil cultivation, herbicide use, introduction of exotic species and (over-)sowing. The occurrence of natural grasslands is not related to human activities, contrary to the latter.

Les avancées méthodologiques nécessaires pour progresser dans l'estimation des services associés aux plantes sauvages (autres que des fourrages) sont multiples et de nature variée :

- Compte tenu de la variété des plantes concernées et des molécules qu'elles contiennent, il n'est pas envisageable de progresser rapidement par des méthodes « classiques » d'études plante par plante ou molécule par molécule. Des approches « haut débit » de reconnaissance des espèces par « barcoding » (Cowan et al., 2006 ; Vijayan et al., 2010 ; de Vere et al., 2015) et de screening des molécules pourraient être développées (HPLC-DAD-MS (Silva et al., 2005), RMN (Aberham et al., 2010)).
- Une autre voie de recherche est celle de l'élaboration de méthodes d'analyse « globales » évitant la reconnaissance taxonomique qui nécessite de la compétence et du temps. Il peut s'agir d'analyses chimiques (Ex : potentiel antioxydant (Dudonne et al., 2009, Kraujalis et al., 2013)), ou même utilisant de la télédétection. Il faudra ensuite être capable de relier ces indicateurs aux effets escomptés (santé animale, valeur aromatique...).
- Sur le plan statistique, les classements actuels des prairies sont extrêmement simplistes (permanente/temporaire/parcours ou productive/peu productive), ne permettant pas d'estimer la composition de ces prairies. A l'intérieur des prairies permanentes, il existe une très grande diversité qui détermine la présence ou non de plantes d'intérêt non fourrager. Une voie possible consisterait à mieux préciser dans les enquêtes statistiques les modes de gestion des prairies, à développer des cartographies de sols à des échelles assez fines (au minimum pour discriminer les sols des parcelles ou des ilots), et à utiliser pour prédire la composition de prairies les typologies (agronomiques et phytosociologiques). Cette démarche permettrait d'estimer un potentiel de présence d'espèces sauvages d'intérêt. Pour évaluer plus précisément la probabilité de présence de ces espèces, des études sur les relations milieu-pratiques-présence et dominance des espèces sont nécessaires, mais elles sont beaucoup plus lourdes à conduire.

⁴ European Grassland Federation : Groupe européen de réflexion sur la définition des prairies semi-naturelles

10.4. Production de biens animaux

10.4.1. Spécification biophysique

Expert coordinateur : Magali Jouven

Contributeurs scientifiques : Thierry Bonaudo, Marie-Odile Nozières-Petit

Dans EFESE-écosystèmes agricoles, les animaux d'élevage sont partie prenante de l'écosystème agricole. En consommant des ressources végétales et en restituant des déjections, les animaux (herbivores et monogastriques) jouent un rôle majeur dans les flux de matière et d'énergie de l'écosystème agricole. Par leur métabolisme, les animaux produisent également des formes plus labiles de carbone et d'azote. Citons notamment le dioxyde de carbone issu de la respiration et le méthane issu des fermentations dans le tractus digestif des herbivores, en particulier chez les ruminants. Les surfaces utilisées pour l'alimentation du bétail sont à prendre en compte avec les animaux, puisqu'elles permettent notamment de capter et fixer le carbone atmosphérique par la photosynthèse, surtout dans le cas des couverts permanents (prairies, parcours).

L'importance de l'élevage dans le fonctionnement de l'écosystème agricole et pour la production des biens animaux est résumée par les points suivants :

1. L'élevage de ruminants et de monogastriques permet de recycler des coproduits de l'industrie (Ertl et al. 2016). L'élevage de ruminants permet de valoriser des espaces et des ressources spécifiques non exploitables autrement, avec une diversité d'espèces animales choisies en fonction du contexte local. L'élevage est la première utilisation des sols en France avec environ 60% de la SAU destinée à l'alimentation animale (12,7 M ha de prairies, 1,7 M ha de fourrages issus de plantes annuelles et 1.5 M ha de céréales; Agreste, 2015). De par son impact sur l'utilisation des terres, l'élevage peut aussi rentrer en concurrence avec l'alimentation humaine (van Zanten et al. 2016 ; Röös et al. 2016). En France, on estime que les animaux consomment 19,8 millions de tonnes de céréales, dont 98,5% produits en France, contre 7,4 millions de tonnes pour la consommation humaine. La part consommée par les animaux correspond à 20% (7,1 millions de t) de la production française de blé tendre, et 36,7% (5,7 millions de tonnes) de la production de maïs grain (Agreste, Bilans d'Approvisionnement¹). Sans une prise en compte de l'élevage, et notamment des ruminants, de vastes surfaces de végétation spontanée apparaîtraient comme inutilisées, alors qu'elles contribuent à la fourniture de biens animaux. Certaines de ces surfaces (bois pâturés, parcours secs), du fait de leur utilisation parfois peu formalisée (accords verbaux) et très saisonnée (quelques semaines dans l'année) restent cependant difficiles à recenser avec précision. Les écosystèmes basés sur les végétations spontanées, issus d'une coévolution entre animaux d'élevage et populations végétales, rendent un grand nombre de services écosystémiques (Crouzat et al. 2015).
2. La présence d'animaux et les modes d'utilisation des surfaces qui leur sont dédiées (pâturage ou récolte et distribution, mode de conduite du pâturage, gestion des déjections et des épandages) sont susceptibles de modifier les processus de nombreux services écosystémiques, via une répartition homogène à très hétérogène des prélèvements de biomasse et des restitutions de matières organiques (Adler et al., 2001), mais aussi le piétinement, le grattage ou le retournement du sol. L'animal devient ainsi un élément de promotion de la diversité fonctionnelle (Tichit et al., 2011, Sabatier et al., 2015 ; Bonaudo et al., 2014). La présence d'animaux au pâturage contribue à la fourniture de services culturels (Rodríguez-Ortega, et al., 2014) et socio-économiques (Ryschawy et al. in press ; Dumont et al. 2016).
3. Les systèmes de polyculture-élevage sont considérés comme des modèles de systèmes durables (Gliessman, 2006 ; Soussana et Lemaire, 2014). Cette durabilité repose sur les complémentarités entre cultures et animaux et sur les interactions directes et indirectes entre les animaux et les cultures (Schiere et al., 2002 ;

¹ La destination de la production de céréales destinées à l'alimentation animale a été déterminée à partir des Bilans d'Approvisionnement en Céréales, via une moyenne des campagnes 2009-2010 à 2012-2013 comprise. Les données sont disponibles sur le site d'Agreste (<http://agreste.agriculture.gouv.fr/donnees-de-synthese/bilans-d-approvisionnement/cereales-riz-pomme-de-terre/>).

Bonaudo et al., 2014 ; Ryschawy et al. 2017) qui permettent : 1) la valorisation d'une biomasse végétale non consommable par l'homme, 2) le maintien de la fertilité des sols et la production agricole *via* le recyclage des fèces et les transferts de fertilité, 3) l'augmentation de l'efficacité d'utilisation des ressources et des intrants grâce à la présence des animaux.

4. L'élevage représente une orientation technico-économique majeure en France, avec plus de 52% des exploitations agricoles concernées (Agreste, 2010). Les produits animaux représentent 35% de la production agricole totale en valeur, hors subventions (Lubatti & Bernaudeau 2015). La France a le plus gros cheptel bovin européen (avec 3,7 millions de vaches laitières et 4,1 millions de vaches allaitantes) ; c'est aussi le 1er producteur de viande bovine (avec 1,5 millions de tec pour la production indigène brute) et le 2ème producteur de lait (avec plus de 25 millions de t de lait collectés) de l'Union Européenne. Elle a aussi le plus gros cheptel de volailles, lui permettant d'avoir la 1ère production de viande (1,8 millions de tec) et d'œufs (0,973 millions de Tecq2 dont 0,888 Tecq d'œufs de consommation) en Europe. Enfin, la France possède 13,3 millions de têtes de porcins (4ème cheptel de l'UE), ce qui lui permet d'être le 3ème producteur en Europe avec 2,2 millions de tec (FranceAgriMer, 2015a ; chiffres 2014).
5. Les produits animaux (lait, viande, œuf) sont essentiels pour l'alimentation humaine, tant en qualité pour la fourniture d'acides aminés essentiels et de micro et macroéléments (fer, ...), qu'en quantité pour la couverture des besoins caloriques et protéiques. Pour la France, la consommation de produits carnés est de 86 kg en équivalent carcasse de viandes consommées par habitant (kgec/hab) en 2014, en recul de 3,9% par rapport à 2004. Cette consommation est légèrement supérieure à la moyenne de l'UE à 15 (qui s'élève à 83 kgec) (FranceAgriMer, 2015b). La viande de monogastriques représente 68% de la consommation française (33 kgec/an/hab de viande de porc et 26 kgec/an/hab de volailles). La viande de ruminants représente 32% de la consommation (24 kgec/an/hab de viande bovine et 3 kgec/an/hab de viande ovine). En termes de volumes totaux consommés par pays, la France est le 1^{er} consommateur européen de viande bovine (1541 tec), le 2^{ème} consommateur de volailles (poulet, canard, dinde et pintade ; 1747 tec) et de viande ovine (200tec) et le 4^{ème} consommateur de porc (2141 tec) (FranceAgriMer, 2015b). La consommation d'œufs est importante avec 230 œufs/an/hab. (soit 14 kg/an/hab. en 2013) (FranceAgriMer, 2015c). La consommation est de 58,5 litres de lait, 25,6 kg de fromages et 7,8 kg de beurre (FranceAgriMer, 2013).

En France, on observe quatre catégories d'élevage, définies par la présence (ou pas) dans l'exploitation de surfaces consacrées à l'alimentation du bétail, les caractéristiques de ces surfaces et le mode d'interaction principal entre les animaux et les surfaces :

- *L'élevage conduit en bâtiment, avec peu ou pas de surfaces associées.* Il s'agit majoritairement d'exploitations élevant des monogastriques (porcs, volailles). La majorité de l'alimentation est achetée à des fabricants d'aliment du bétail qui produisent des rations spécifiques à chaque catégorie d'animaux (aliment reproducteur, juvénile, croissance, finition,...). Ces rations mélangent plusieurs matières premières produites pour partie ou en totalité localement (dans le département ou la petite région agricole). **Les interactions entre les animaux et les surfaces sont principalement indirectes.** Il est difficile pour l'élevage conduit en bâtiment de tracer la provenance précise des matières premières végétales de l'alimentation ainsi que les surfaces d'épandage qui peuvent être plus ou moins distantes de l'exploitation. La grande majorité des élevages en bâtiment répond aux caractéristiques de l'agriculture conventionnelle intensive telle que la définit M.V. Gold (In Féret et Douguet, 2001) : taille importante des ateliers, investissements élevés, haute productivité, simplification et spécialisation des productions, recours massif aux intrants, dépendance vis-à-vis des industries d'amont et d'aval, diffusion rapide d'innovation et routine technique. Les élevages de monogastriques en bâtiment sont très concentrés dans la région Ouest de la France : la Bretagne concentre 44% du cheptel national de poules pondeuses et 30% des poulets de chair (Agreste, 2013), ainsi que 57% du cheptel de porcs. L'élevage en bâtiment concerne aussi quelques exploitations spécialisées en caprin lait du grand-ouest et en ovin lait du sud et sud-ouest (moins de 5%, Institut de l'Élevage 2013).
- *La polyculture-élevage associant des animaux d'élevage et des surfaces cultivées* (lesquelles fournissent tout ou partie de l'alimentation animale, mais aussi souvent des produits végétaux destinés à la vente). Il s'agit

² <http://www.franceagrimer.fr/Stockage-FAQ/Viandes-Que-signifie-T.E.C.O.Q-ou-T.E.O.C> - Tecq est une unité employée pour pouvoir agréger des données en poids concernant des œufs entiers et des produits à base d'œufs sous toutes leurs présentations : œufs entiers sans coquille, blancs seuls, jaunes seuls, séchés ou non, etc.. On applique au poids brut un coefficient propre à chaque forme du produit : 1 pour un œuf entier avec coquille par définition, 1,16 pour un œuf entier liquide sans coquille, 2,5 pour du jaune séché par exemple.

d'exploitations où les animaux (monogastriques, ruminants laitiers, ruminants à l'engraissement) sont alimentés majoritairement à partir des productions végétales issues de l'exploitation. Dans le cas des ruminants, des cultures fourragères (maïs, herbe) sont associées à des cultures céréalières et d'oléoprotéagineux. Dans le cas des monogastriques (principalement porcins), les éleveurs fabriquent un aliment à la ferme en combinant des céréales autoproduites et des matières premières achetées à des fabricants d'aliment du bétail ou à des négociants. Dans ce type d'élevage, les **interactions entre les animaux et les surfaces peuvent être « directes »** (animaux prélevant de la biomasse végétale directement sur les surfaces et la restituant localement sous forme de déjections) **ou « indirectes »** (animaux alimentés en bâtiment à partir de la biomasse végétale récoltée sur place ; déjections stockées puis épandues sur les cultures de l'exploitation).

- *L'élevage d'herbivores basé sur le pâturage de surfaces intensifiées* (prairies cultivées, prairies permanentes fertilisées). Il s'agit majoritairement d'élevages de ruminants en zone de plaine ou de basse altitude. **Durant la saison de pâturage** (pouvant durer quelques mois à toute l'année), **les interactions entre animaux et surfaces sont « directes »** : l'animal prélève lui-même la nourriture et dépose ses déjections, le tout simultanément dans le temps. Souvent, sur les surfaces de pâturage intensifiées, la biomasse disponible est utilisée de manière « complète », c'est-à-dire avec peu de refus (ou avec fauche des refus). En-dehors de la saison de pâturage, et parfois en complément du pâturage, des fourrages produits sur place sont distribués. Des achats d'aliment produits hors de l'exploitation (concentrés, paille, foin) sont également réalisés.
- *L'élevage d'herbivores basé sur des surfaces de végétation spontanée peu intensifiées*. Il s'agit souvent d'élevages de ruminants en zone de montagne ou bien d'élevages pastoraux sur parcours secs en régions périméditerranéennes. Les milieux utilisés sont souvent associés à de forts enjeux environnementaux et au multi-usage des terres (agriculture et chasse ou tourisme par exemple). La faible productivité des surfaces implique une forte emprise spatiale : jusqu'à plusieurs centaines d'hectares pour une seule exploitation. La pratique de la transhumance estivale ou hivernale peut étendre le territoire utilisé à plusieurs départements, parfois non limitrophes. L'étendue des surfaces pastorales réellement utilisées par les troupeaux est souvent difficile à établir avec précision. Sur les surfaces utilisées, toute la production de biomasse végétale (herbe, arbustes) n'est pas consommée : d'une part, la végétation peut être utilisée à un stade mûr, après avoir subi des pertes par sénescence ; d'autre part, les animaux sont souvent laissés libres de se constituer une ration adaptée à leurs besoins en triant au sein de la biomasse disponible (Jouven et al., 2010). Dans ces élevages, **les animaux interagissent directement avec les surfaces végétales** ; leur comportement spatial conduit à une répartition inégale dans l'espace des prélèvements de biomasse et des déjections. Les conditions difficiles du milieu peuvent imposer plusieurs mois d'alimentation en bâtiment et induire ainsi des relations « indirectes » entre les animaux et les surfaces.

En conclusion : 1) l'élevage est susceptible de mobiliser des ressources végétales très différentes en fonction de l'espèce animale, mais aussi du type de bien animal produit et du contexte pédoclimatique ; 2) s'il est possible de différencier des catégories d'élevage en fonction du type de surfaces présentes sur l'exploitation et utilisées pour l'alimentation animale, il subsiste une grande diversité au sein de chaque catégorie, notamment en termes de part de l'alimentation produite sur la ferme et de part des relations « directes » et « indirectes » entre les animaux et les surfaces. Les ressources végétales potentiellement disponibles ne sont souvent pas entièrement consommées par l'élevage. L'efficacité alimentaire³ des animaux est très variable selon les ressources végétales (céréales, oléo-protéagineux, pâturages, foin, pailles, tourteaux, pulpes, ...), les espèces animales (e.g. ruminants ou monogastriques) et les systèmes de production (type d'infrastructure, allotement⁴ des animaux, ...). Enfin, la mobilité des animaux est une des caractéristiques majeures de l'élevage, induisant souvent une dissociation spatiale entre le lieu de prélèvement de leur alimentation, le lieu de stationnement du cheptel, et le lieu d'épandage de leurs déjections. Une conséquence majeure est qu'**il n'est pas possible d'estimer les consommations et productions animales en appliquant un simple coefficient de transformation aux productions végétales**.

³ L'efficacité alimentaire est un indicateur qui évalue la capacité des animaux à transformer des aliments (végétaux) en produits (lait et viande). Elle s'exprime en unité de produit par unité d'aliment consommé.

⁴ Technique d'élevage regroupant par lot le bétail suivant certains critères dans un but d'améliorer la qualité ou le rendement.

10.4.1.1. Dénomination précise et nature des biens animaux

Quatre biens animaux principaux sont considérés dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles, fréquemment produits simultanément dans les exploitations. Pour les ruminants, il s'agit du lait, de la viande et des animaux d'élevage⁵. Pour les monogastriques, il s'agit des œufs, de différentes viandes et d'animaux d'élevage (Tableau 10-4-1).

Le lait

Il s'agit d'un produit de sécrétion, périssable, subissant souvent une transformation avant d'être consommé par l'Homme. A l'échelle nationale, une très faible part est transformée sur l'exploitation et/ou vendue en vente directe. Le lait de vache représente 98% de la collecte totale de lait. La transformation du lait donne divers produits (fromages, beurre, crème, poudre de lait, ...) et sous-produits (lactosérum...), ces derniers étant en partie réutilisés pour l'alimentation animale (principalement pour les porcs et les veaux). Les produits laitiers peuvent comporter une démarcation : marque ou SIQO (Signes d'Identification de la Qualité et de l'Origine). En France, on compte par exemple 31 Appellations d'Origine Contrôlée (AOC) pour des fromages de lait de vache (représentant environ 10% de la collecte de lait), 14 en lait de chèvre (représentant environ 12% de la collecte de lait) et 3 en lait de brebis (représentant plus de 40% de la collecte de lait) (INAO, 2014a).

La viande

La viande est un produit d'accrétion, c'est-à-dire qui se dépose au fur et à mesure de la croissance d'un animal. Il s'agit des muscles attachés aux os avec le gras qui y adhère; le sang ou des abats peuvent également être valorisés pour l'alimentation humaine, bien qu'ils ne rentrent pas dans l'appellation « viande ». La viande constitue en fonction du type d'animal (espèce, race, âge) de 35% à 70% du poids de carcasse, avec des rendements plus élevés pour les monogastriques. Les viandes sont riches en eau (65 à 75%), protéines (17 à 30%, 19% en moyenne), sels minéraux, phosphore, fer, zinc, vitamine B et pauvres en calcium, en lipides (10% pour les viandes maigres, 20 à 30% pour les viandes grasses) et en glucides (Meyer, 2016). La viande est issue soit d'un animal de boucherie c'est à dire spécifiquement élevé pour sa chair, soit d'animaux de réforme, pour lesquels la viande est un coproduit d'une autre production principale (jeunes animaux de boucherie, lait, œufs, rarement laine...). Cette catégorie regroupe les bovins, ovins, caprins destinés à être abattus, les volailles et les porcs.

Pour les bovins, on retrouve cinq catégories d'animaux abattus pour la production de viande : les veaux (5-8 mois), les jeunes bovins (mâles âgés de 12 à 18 mois), les génisses (femelles entre 12 et 30 mois), les bœufs (mâles castrés de plus de 24 mois) et les vaches de réforme (femelles adultes réformées, engraisées ou non). Pour les petits ruminants, le principal produit est l'agneau (jeune âgé de 3 à 6 mois) ; on trouve également des brebis et chèvres de réforme et, dans le sud de la France, des agneaux plus âgés (tardons, moutons ; >6mois) et de jeunes agneaux ou chevreaux de lait (1-2 mois). L'ensemble de ces catégories d'animaux peuvent provenir d'exploitations spécialisées dans la production de viande (naisseurs-engraisseurs ou engraisseurs spécialisés) ou de lait, dans les quatre catégories d'élevage décrites en préambule. Les produits viande peuvent comporter une démarcation. En France, on compte pour les viandes bovines et ovines : 40 Labels Rouges, 18 Indications d'Origine Protégée (IGP) et 7 AOC, certains produits cumulant plusieurs dénominations (IGP et Label Rouge) (INAO, 2014b). Au total, les SIQO concernent un peu plus de 3% des abattages pour les gros bovins, 5% pour le veau et plus de 16% pour les agneaux (INAO, 2014b).

Pour la viande de porc, il convient de distinguer la viande fraîche de porc qui représente environ 23% de la consommation et les produits transformés (charcuteries fraîches, sèches, cuites, crues et plats préparés) qui représentent 77% de la consommation et sont élaborés en grande majorité par l'industrie agro-alimentaire (93% ; FranceAgriMer, 2013). Le modèle d'élevage naisseur-engraisseur, réalisant toutes les étapes nécessaires à la production d'un porc destiné à l'abattage (reproduction, élevage des porcelets et engraissement des porcs charcutiers) au sein d'une structure familiale est dominant, et représente 85% du cheptel des truies (Roguet et al., 2015). L'élevage porcin est principalement conventionnel, en bâtiment ; la production biologique est une niche, qui représente 0,8% de la production porcine française en 2013 (Calvar, 2015). La viande de porc est majoritairement issue d'animaux jeunes abattus vers 6 mois ; compte tenu de la prolificité élevée de l'espèce,

⁵ Un animal d'élevage est un animal vendu en vif à un autre éleveur pour être engraisé (ex. broutard, porcelet) ou devenir un animal producteur (ex. génisse amouillante) ou reproducteur (ex. taureau, verrat).

les femelles de réforme représentent une très faible part des abattages (3% de truies et verrats de réforme d'après la Statistique Agricole Annuelle 2010 à 2012). En France, on dénombre 17 Labels Rouge et 7 IGP en viande porcine, et au total 53 SIQO pour les charcuteries et salaisons (environ 3% des volumes produits, pour chacun ; INAO, 2015).

Pour la volaille, on retrouve une forte diversité de produits : les poulets de chair (58,5% des abattages) et les dindes (22%, des abattages) sont les principales espèces élevées, auxquelles il faut ajouter les canards (14%), les pintades (2%) et 3,5% d'autres espèces minoritaires (cailles, pigeons, ...). Le plus souvent, l'élevage avicole (pour les œufs ou la chair) est en bâtiment et dit « intégré » car l'éleveur, propriétaire des bâtiments et des animaux, reçoit les poussins et les aliments de son intégrateur, entreprise qui rachète les animaux finis à un prix de reprise convenu à l'avance. En plus d'une diversité d'espèces, les filières avicoles ont développé une diversité de segments de marché, avec des productions standards (lourd, léger) et une multitude de SIQO (Inra, 2015). Ces derniers représentent 11,2% des volumes en termes de part de la production commercialisée (INAO, 2015). A ces produits provenant des exploitations spécialisées dans la production de viande, il faut ajouter les animaux de réforme c'est à dire le troupeau géniteur des poussins, les pondeuses d'œuf à couver et les poules pondeuses d'œufs de consommation.

Les œufs

Les œufs sont les produits de la ponte des oiseaux. Des souches de poules (*Gallus gallus domesticus*) ont été sélectionnées spécifiquement pour la production d'œufs : les poules pondeuses. Les œufs de poule pèsent entre 55 et 75 g. Les œufs peuvent être commercialisés sous la forme d'œuf « coquille » ou bien d'ovoproduits destinés à l'industrie et à la restauration hors domicile. En France, plus de 40% de la consommation d'œufs se fait sous forme d'ovo-produits (FranceAgriMer, 2015c). Les différentes étapes de la production d'œufs se déroulent généralement dans des élevages différents : les éleveurs sélectionneurs fournissent des souches de poules pondeuses spécialisées, les accouveurs font éclore les œufs fécondés pour produire des poussins d'un jour ; viennent ensuite les éleveurs de poulettes prêtes à pondre, puis enfin les éleveurs de poules pondeuses qui produisent des œufs de consommation. Les élevages sont conduits en bâtiment, avec 69% des poules pondeuses élevées en cage et 31% en systèmes alternatifs (Plein air 13%, Bio 7%, au sol 6%, label rouge 5%) (Itavi, 2016).

Les animaux d'élevage

Les animaux d'élevage sont des animaux jeunes en croissance, pas encore considérés « dans leur phase de production ». Plus spécifiquement en tant que bien animal, un animal d'élevage est un animal vendu en vif (= vivant) à un autre éleveur pour être engraisé (ex. agneau, veau, porcelet en croissance), devenir un animal producteur (ex. poulette prête à pondre) ou reproducteur (ex. agnelles, génisses, truies et dans une moindre mesure béliers, taureaux, verrats). Cette catégorie d'animaux est une catégorie importante pour plusieurs raisons. En premier lieu, elle fournit des animaux essentiels à d'autres types d'élevage. En second lieu, les animaux jeunes destinés à l'engraissement sont une production phare de l'élevage bovin allaitant français : la France exporte 1,14 millions de bovins maigres (ou bovin vif) et 0,75 millions d'ovins et caprins vifs. Ces animaux sont destinés à être engraisés et abattus en Italie (75% des exportations de bovins maigres) ou en Espagne (64% des exportations d'ovins et caprins) (FranceAgriMer, 2013). Citons en particulier la production d'agneaux de Roquefort (890 000 agneaux par an environ, soit 1/5 de la production ovine française) (Bonnet, 2013) ou les broutards du grand bassin allaitant français (FranceAgriMer, 2011). Enfin, cette production est souvent basée sur des surfaces pâturées peu intensifiées (prairies d'altitude, parcours secs ; Jouven et al., 2010) et contribue ainsi à l'entretien d'espaces naturels et à la fourniture de services écosystémiques (Rodriguez-Ortega et al., 2014).

Tableau 10-4-1. Biens animaux produits en France

Bien animal	Volume de production ^a	Effectifs d'animaux en production ^a	Type d'exploitation	Nombre en 2010 ayant un troupeau significatif ^b
Lait et produits laitiers de vache	233 108 282 hl	3 716 276 VL	Laitière bovine	75 636
de brebis	2 653 278 hl	1 324 055 BL	Laitière ovine	4 879
de chèvre	6 484 359 hl	982 177 ChL	Laitière caprine	6 894
Viande bovine (dont réformes laitières)	1 524 634 tec (411 041 tec ^c)	5 162 943 têtes abattues (1 817 703 têtes abattues ^c)	Engraisseur gros bovins	5 151
Viande ovine (dont agneaux de boucherie)	118 710 tec	6 513 656 têtes abattues (4 794 120 têtes abattues)	Ovine viande	11 852
Viande porcine (y compris salaisons et charcuterie)	2 254 611 tec	25 346 144 têtes abattues (24 800 000 têtes abattues de porcs charcutiers)	Porcine sans herbivore	5 561
Viande de volailles (dont poulet de chair) (dont canard) (dont dinde)	1 834 557 tec (1 000 000 tec) (280 000 tec) (400 00 tec)	999 315 000 têtes abattues	Volaille sans herbivore	14 065
Œufs et ovoproduits (dt œufs à couvrir)	15 093 962 000 unités (1,86 milliards)	56 449 000 (dont 9,8 millions de poules pondeuses d'œufs à couvrir)		
Animaux d'élevage Broutards	1 100 000 têtes	4 100 000 VA	Allaitantes bovine	82 141

^a Agreste, Statistique Agricole Annuelle 2010

^b Institut de l'Élevage (2013) à partir de Agreste Recensement agricole 2010.

^c Vaches et génisses laitières de réforme et veaux laitiers de boucherie

10.4.1.2. Déterminants biophysiques clefs de la production de biens animaux

Les déterminants biophysiques de la production de biens animaux associés à la composante animale de l'écosystème sont récapitulés, par bien produit, dans le tableau 10-4-2. Quel que soit le produit, le premier déterminant est le troupeau « en production », c'est-à-dire l'effectif d'animaux qui contribue directement, via un ou plusieurs processus, à la fourniture du bien. Ensuite viennent des processus spécifiques à chaque type de produit (lactation pour le lait, ponte pour les œufs, croissance et engraissement pour la viande, croissance et reproduction pour les animaux d'élevage). Un processus commun à tous les types de biens animaux est l'ingestion/digestion des aliments, fournissant les nutriments nécessaires à la réalisation des autres processus. Il convient de noter ici qu'il existe des différences parfois importantes entre espèces animales (en particulier entre ruminants et monogastriques) dans le déroulement et l'efficacité des processus cités au tableau 2.

Un autre déterminant biophysique clef de la production de biens animaux correspond aux matières premières disponibles pour l'alimentation du bétail. Celles-ci sont en grande majorité d'origine végétale (prairies et parcours, cultures fourragères, céréales, oléo-protéagineux, coproduits, concentrés) ; des sous-produits du lait sont également mobilisés pour certaines productions (en particulier : poudre de lait pour les veaux, sous-produits de transformations laitières pour les porcs). Ces matières premières peuvent être produites au sein de l'écosystème agricole hébergeant les animaux, ou sont produites dans un autre écosystème. Ces matières premières sont utilisées en l'état ou transformées par une firme d'aliments du bétail (aliments transformés mélangeant différentes matières premières végétales ainsi que des oligo-éléments, de vitamines et de minéraux).

Tableau 10-4-2. Déterminants biophysiques associés à la composante animale de l'écosystème, pour les différents biens animaux

Biens animaux	Déterminants biophysiques
Le lait	<ul style="list-style-type: none"> - effectifs de femelles laitières, c'est-à-dire destinées à être mises à la reproduction puis à rentrer en lactation et être traitées - processus de reproduction (nécessaire au déclenchement de la lactation) puis de lactation (avec une durée modulable selon les espèces et les modes de conduite) - processus d'ingestion / digestion des aliments.
Les Œufs	<ul style="list-style-type: none"> - effectifs de femelles destinées à la ponte - processus de ponte - processus d'ingestion / digestion des aliments
La Viande	<ul style="list-style-type: none"> - effectifs d'animaux destinés à l'abattage (jeunes ou femelles de réforme). Ces animaux peuvent être produits par le même écosystème agricole (cas des élevages « naisseurs-engraisseurs »), ou par un autre écosystème - processus de croissance et d'engraissement - processus d'ingestion / digestion des aliments
Les animaux d'élevage	<ul style="list-style-type: none"> - <i>effectifs d'animaux</i> mâles ou femelles mis à la reproduction. - processus de croissance des reproducteurs jusqu'à leur maturité sexuelle - processus de reproduction (chaleur, fécondation, mise bas, allaitement pour les mammifères et fécondation, incubation, éclosion pour les oiseaux) - processus d'ingestion et digestion des aliments

10.4.1.3. Facteurs exogènes clefs de la production de biens animaux

La production de biens animaux dépend du nombre d'animaux en production, de la disponibilité en ressources alimentaires (type, quantité, qualité) localement produites ou achetées, des processus d'ingestion/digestion des aliments par les animaux d'élevage ainsi que de processus spécifiques relatifs à l'animal et spécifiques à chaque type de bien. Les déterminants « nombre d'animaux en production » et « ressources alimentaires » dépendent avant tout de choix stratégiques de structuration de la ferme par l'éleveur, qui eux-mêmes peuvent être contraints par le milieu pédoclimatique local et les débouchés accessibles pour les produits.

Facteurs exogènes anthropiques (conduite)

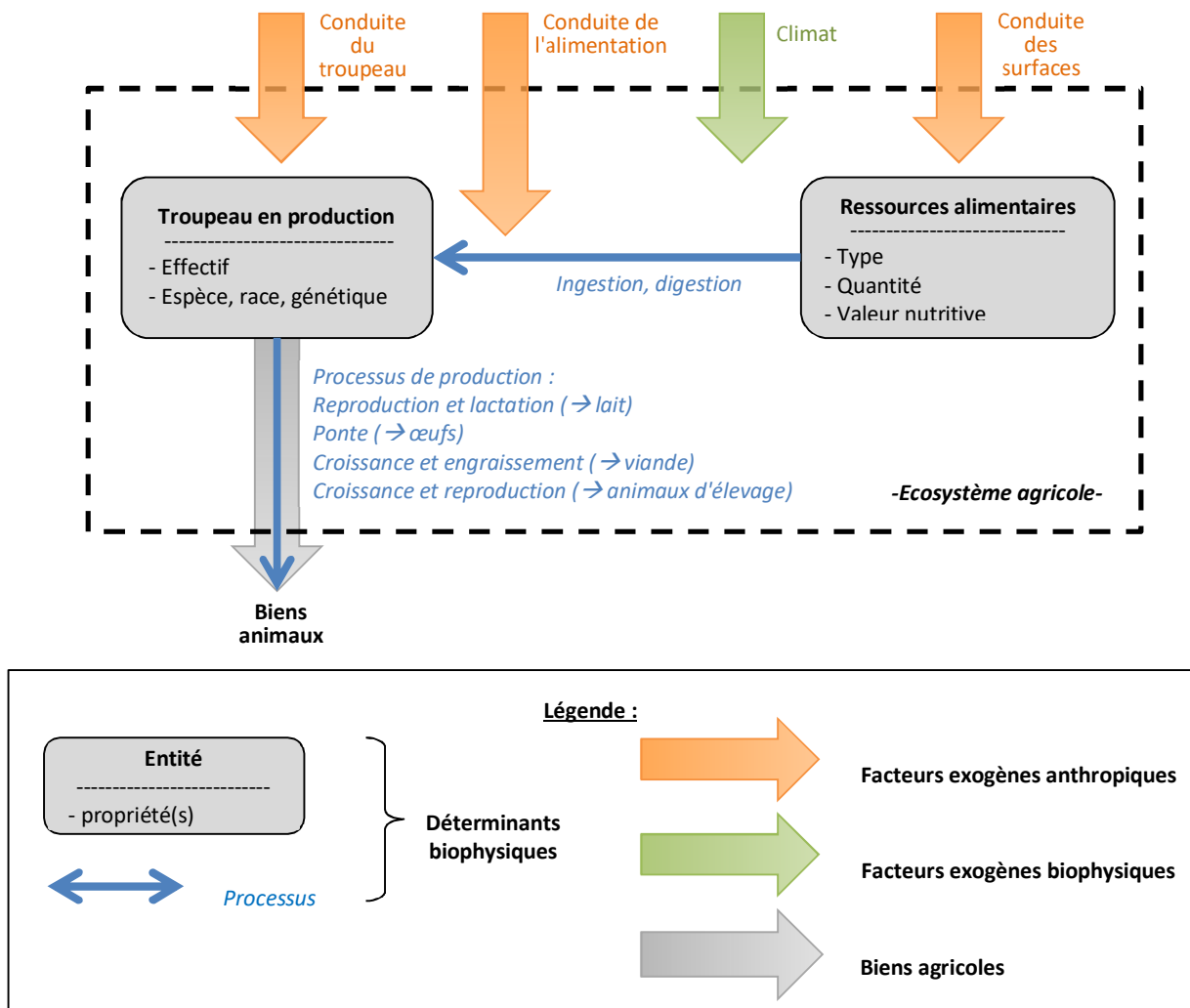
Les ressources alimentaires végétales autoproduites sont modifiées en termes de quantité et qualité par les **pratiques de conduite des surfaces**, et en particulier par la fertilisation, les stades de récolte et les modes de conservation (voir par ex. pour les fourrages : Baumont et al., 2009). Les processus d'ingestion et digestion des aliments par les animaux sont largement influencés par les caractéristiques des aliments à disposition, et donc par les **pratiques de conduite de l'alimentation**. Chez les ruminants, la fibrosité du régime et l'équilibre de la ration modifient le flux digestif et avec lui les quantités ingérées. Les modalités d'alimentation (nombre de distributions d'aliments, mode de conduite du pâturage, complémentation au pâturage) ont un impact sur les quantités ingérées (en particulier via la motivation à ingérer) dans tous les types d'élevage, et sur les choix alimentaires pour les troupeaux au pâturage (Baumont et al., 2000). Le taux de couverture des besoins alimentaires, en interaction avec les caractéristiques génétiques de l'animal, va déterminer le niveau de réalisation des processus de production (Blanc et al., 2006). Parmi les **pratiques de conduite du troupeau**, les pratiques de reproduction et de renouvellement (choix des géniteurs, accouplements raisonnés), via leur impact sur le profil génétique du troupeau, ainsi que les pratiques d'allotement (création de groupes d'animaux, fréquence des remaniements de groupes), via leur impact sur les interactions sociales et le stress des animaux, sont susceptibles de modifier les processus de production (Blanc et al., 2006). Les pratiques sanitaires, en interaction avec les autres pratiques de conduite du troupeau, permettent de maintenir un troupeau sain, condition nécessaire à la bonne réalisation des processus d'ingestion/digestion et des processus de production. En effet, des problèmes sanitaires sur le troupeau peuvent réduire la production directement en cas de non commercialisation des produits, ou indirectement en cas de diminution de la fertilité des reproducteurs ou de baisse de performances de croissance des jeunes.

Facteurs exogènes non anthropiques

Cette deuxième catégorie de facteurs regroupe en particulier les **conditions climatiques** qui influencent les processus à l’œuvre dans les composantes animale et végétale de l’écosystème. La croissance des végétaux est largement déterminée par le régime hydrique et les températures, en interaction avec les caractéristiques des sols et des plantes (Rötter, R. et Van de Geijn, S., 1999 ; voir aussi section 10.1). Côté troupeau, chaque espèce animale (et chaque race) a une zone de confort thermique en-dehors de laquelle les processus d’ingestion et de production sont modifiés et la production de biens animaux est réduite (Nardone et al., 2006). L’impact des conditions climatiques peut être limité par le contrôle de l’ambiance dans les bâtiments d’élevage dans le cas d’animaux conduits en bâtiment, ou par des adaptations comportementales dans le cas d’animaux conduits au pâturage (par ex. pâturage nocturne en période de forte chaleur, stationnement sous abris naturels en cas de chaleur ou d’intempéries). L’impact de la photopériode sur les processus de production des mammifères et des oiseaux domestiques est bien connu (Chemineau et al., 2009 ; Sauveur, 1996). Ces effets naturels sont parfois mimés à escient dans le cas d’élevages en bâtiment pour accélérer des processus saisonniers (par ex. lutte chez les petits ruminants) ou journaliers (par ex. ponte chez la poule).

La figure 10-4-1 fait apparaître les déterminants biophysiques et facteurs exogènes clefs de la production de biens animaux, tous biens confondus. Il est important de noter que si tous les biens mobilisent un troupeau en production et des ressources alimentaires, la nature de ces entités (types d’animaux, types d’aliments) ainsi que la nature des processus autres que l’ingestion et la digestion varient d’un type de bien à un autre. La part des ressources alimentaires issue de l’écosystème agricole hébergeant les animaux en production est moins importante pour les élevages conduits en bâtiment, que l’on retrouve fréquemment en production d’œufs, de viande (porcs et veaux) et parfois de lait (caprins notamment).

Figure 10-4-1. Schéma synthétique récapitulant les déterminants biophysiques et facteurs exogènes impliqués dans la production de biens animaux.



10.4.2. Evaluation biophysique de la production de biens animaux

Experts coordinateurs: Laurence Puillet, Muriel Tichit

Contributeurs scientifiques : Magali Jouven, Thierry Bonaudo, Thomas Poméon

Ingénierie de données : Thomas Poméon, Laurence Puillet, Joao Pedro Domingues Santos, Anne Meillet

10.4.2.1. Méthodologie et indicateurs

Dans les évaluations européennes, les indicateurs proposés pour la cartographie des services dits d’approvisionnement des écosystèmes agricoles ignorent le fait que la production agricole n’est pas un simple produit de l’écosystème, mais résulte d’une interaction entre les processus de l’écosystème et les activités anthropiques. Les différents travaux concluent sur la nécessité de calculer des indicateurs de biens animaux et végétaux en distinguant la part de la production qui relève des processus de l’écosystème et la part qui relève des intrants introduits par activités anthropiques (Maes et al., 2013, 2014, 2016).

Dans le cas des biens animaux, une part importante des intrants introduits dans l’écosystème concerne les ressources alimentaires dont l’achat représente par exemple 38 à 50% du coût des intrants pour les élevages bovins viande et lait respectivement (Teillard et al. 2012). Articuler le niveau de production de biens animaux avec le niveau de disponibilité de ressources alimentaires est un sujet pertinent aussi bien pour les sciences de l’environnement, que les sciences animales et l’économie de la production agricole. On peut ainsi identifier deux grandes approches qui ont proposé des indicateurs permettant d’articuler production animale et consommation de ressources.

La première approche, développée dans les années 70, consiste à calculer la « production autonome » (Cavailhes, 1987). Celle-ci représente la part des biens [animaux] permise par les aliments du bétail **produits localement**. Elle est basée sur la conversion en valeur monétaire des produits (= biens animaux) et de tout ou partie des intrants (*ibid*). Son calcul s’établit de la façon suivante : la production physique totale, exprimée en valeur monétaire, diminuée d’une quantité correspondant, en valeur, au coût des aliments du bétail achetés. La production autonome s’analyse généralement au niveau de l’exploitation et met l’accent sur un type d’intrants (les aliments du bétail). Les résultats dépendent des valeurs monétaires retenues pour les calculs, valeurs qui éloignent des réalités physiques de la production et qui varient dans le temps. L’indicateur d’intensité agricole développé par Teillard (2012) permet d’aborder un large spectre de coûts en intrants (fertilisants, phytosanitaires, aliments, carburant, eau, ...). Ses principaux inconvénients sont la substituabilité des intrants (un même coût total d’intrants peut être obtenu avec différents types d’intrants) et d’autre part la dépendance temporelle des résultats aux valeurs monétaires.

Une deuxième approche, développée dans les années 2000, consiste à calculer la part de la production de biens animaux indépendante des intrants (azote et eau). Cette approche passe par la conversion en azote des produits et des intrants mobilisés pour la production (Billen et al., 2014, Bonaudo et al., 2015) ou leur conversion en énergie (Dorin et al., 2010). L’azote et l’énergie sont deux facteurs essentiels de l’intensification/artificialisation des milieux agricoles et sont présents dans un large éventail d’intrants. L’approche énergétique est développée dans l’outil « planet » (Dia’terre⁶). Les biens animaux sont convertis en MJ d’énergie alimentaire (quantité de MJ contenue dans les produits lait et viande) ; les intrants mobilisés dans l’ensemble du processus de production sont convertis en énergie directe (énergie mécanique et/ou thermique utilisée avec électricité, gaz, pétrole) ou bien en énergie indirecte (énergie contenue dans les aliments du bétail). On en déduit l’énergie nécessaire à la production d’un MJ de biens animaux. La même logique peut être utilisée en prenant comme unité de mesure l’azote (N). L’azote est intéressant en tant que principal facteur limitant de la production agricole, en tant que constituant essentiel des protéines dont sont riches les biens animaux, et en tant qu’élément dont les pertes (par évaporation, lessivage...) ont un fort impact sur l’environnement. Comparativement à une approche monétaire, une méthode basée sur l’azote fournit des résultats stables (la teneur en azote d’un produit ne varie pas au cours du temps) mais elle ne permet pas toujours de prendre en compte la totalité des intrants. Ceci étant la principale faiblesse réside dans la disponibilité de base de données à une échelle fine pour la mise en œuvre de cette méthode.

⁶ <http://www.ademe.fr/expertises/produire-autrement/production-agricole/passer-a-laction/dossier/evaluation-environnementale-agriculture/loutil-diaterre>

Méthode d'évaluation adoptée dans EFESE-écosystèmes agricoles

La méthode développée dans EFESE-écosystèmes agricoles s'appuie sur la notion de **production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème** (PA_{rp}) ; celle-ci représente la production de biens animaux permise par la production végétale locale d'un territoire donné. Cette notion met l'accent sur la dépendance des biens animaux vis-à-vis des biens végétaux et prend en compte la capacité du territoire à satisfaire la consommation alimentaire de la population animale présente sur le territoire.

La production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème permet d'approcher une production animale **potentielle**, c'est-à-dire une production **réalisée à partir des matières premières végétales (MPV) produites dans l'écosystème**.

Dans ce qui suit nous exposons la démarche de calcul de la production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème (PA_{rp}) à la résolution de la Petite Région Agricole (PRA). L'indicateur est défini pour une PRA p selon :

$$PA_{rp,p} = PA_{tot,p} \cdot \alpha_p$$

avec

- $PA_{tot,p}$ la production totale de biens animaux de la PRA p . Celle-ci agrège la production de lait et de viande (animaux abattus) issus des ruminants (bovins, ovins et caprins), la production d'animaux d'élevage issus des bovins (broutards), la production de viande (animaux abattus) et d'œufs issus des monogastriques (volailles et porcins) ;
- α_p exprime la **capacité du territoire** de la PRA p à **satisfaire la consommation de matière végétale de tous les animaux présents**. Cette capacité prend la forme d'un ratio entre l'offre végétale de la PRA et la consommation de matière végétale par les animaux présents dans la PRA. La capacité est calculée en matière sèche ($\alpha_{p,MS}$) et en matière azotée ($\alpha_{p,MAT}$) et c'est la capacité de la matière la plus limitante qui est retenue.

La variable α_p est donc calculée selon :

$$\alpha_p = \min(1, \alpha_{p,MS}, \alpha_{p,MAT})$$

La valeur de α_p est bornée à 1 car la production sur ressources propres de l'écosystème ne peut pas excéder la production physique totale. Une valeur de α_p inférieure à 1 indique que les MPV disponibles pour l'alimentation des animaux sont insuffisantes pour couvrir la consommation des animaux de la PRA et que la production de biens animaux a mobilisé des MPV issues d'autres PRA ou régions du globe.

La figure 10-4-2 illustre la conceptualisation des étapes pour la mise en œuvre de l'évaluation de la fourniture de biens animaux. Les surfaces végétales de la PRA produisent une offre de MPV au champ à partir de laquelle se construit un disponible de MPV pour l'alimentation animale. Ce disponible pour l'alimentation animale rapporté à la consommation de MPV par les animaux de cette même PRA aboutit à la variable α_p . Celle-ci est alors utilisée pour pondérer la production totale de biens animaux. Comme le montre la figure **10-4-2** la variable α_p nécessite de comptabiliser l'ensemble des consommations de MPV des animaux ruminants et monogastriques présents au sein de la PRA, indépendamment de leurs interactions directes ou indirectes avec les surfaces végétales (voir typologie **section 10-4-1**). La PRA est considérée comme un système fermé : l'offre de MPV est strictement générée par les surfaces de la PRA.

Les surfaces végétales de l'écosystème agricole ont été regroupées pour représenter trois types de flux de MPV disponibles pour l'alimentation des animaux (figure **10-4-2**) :

- I. un flux de MPV générant des aliments concentrés (F1) ;
- II. un flux de MPV issu de la transformation par les industries sous forme de coproduits ou de tourteaux (F2) ;
- III. un flux de MPV correspondant aux fourrages (F3).

Le flux F1 agrège 16 MPV: blé tendre, blé dur, maïs grain, orge et escourgeon, seigle, avoine, méteil, triticale, sorgho, mélanges de céréales, pois protéagineux et secs, fèves et fèveroles, lupins, colza, tournesol, soja et lin. Il est calculé en matière sèche (MS) et en matière azotée (MAT) en multipliant la production brute au champ de chaque MPV par un coefficient λ_i qui correspond à sa disponibilité pour l'alimentation animale.

Le flux F2 agrège 7 MPV issues de la transformation de cultures par l'industrie (Tableau 10-4-3). Il est calculé en MS et en MAT en multipliant la production brute au champ de chaque MPV par un coefficient γ_j qui correspond à la fois à un taux d'utilisation de la production brute au champ dans l'industrie, au rendement de transformation de la MPV et à la disponibilité du coproduit pour l'alimentation animale (calculs détaillées dans l'Annexe 10-B).

Le flux F3 correspond à 6 fourrages (prairies artificielles, prairies temporaires, prairies naturelles, surfaces peu productives toujours en herbe, maïs fourrage et autres fourrages annuels). Ces fourrages sont exprimés directement en MS / MAT et sont consommés uniquement par les ruminants.

Figure 10-4-2. Représentation schématique du concept de production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème (PA_{rp}) .

La PA_{rp} découle de la production totale de biens animaux (PA_{tot}) pondérée par la capacité du territoire à satisfaire la consommation en matière végétale de tous les animaux présents (α_p) où α_p est le ratio entre l'offre végétale disponible pour l'alimentation animale (MPV_{AA}) et la consommation de matière végétale par le cheptel (MPV_c) présent sur le territoire.

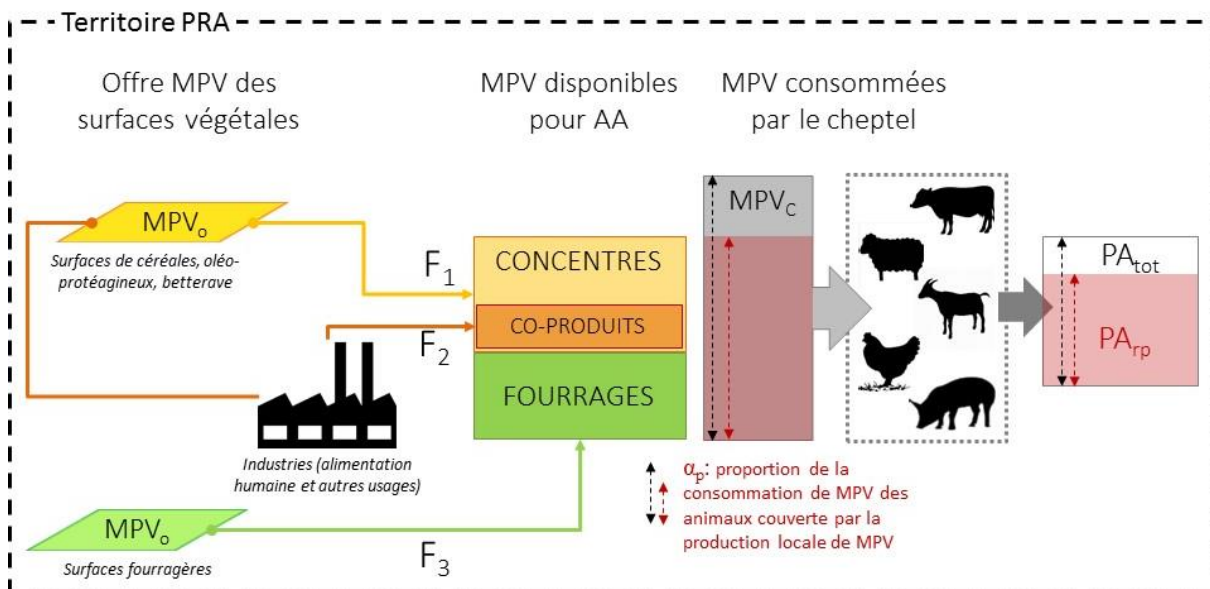


Tableau 10-4-3. Description de la composition du flux d'offre de MPV issues de la transformation par l'industrie (F₂) des quantités brutes produites par les surfaces de la PRA p

Culture	MPV
Blé tendre	Issues de meunerie
Maïs grain	Corn Gluten Feed Gluten 60
Colza	Tourteaux de colza
Tournesol	Tourteaux de tournesol
Soja	Tourteaux de soja
Betterave	Pulpes de betterave Mélasse
Prairies artificielles	Luzerne déshydratée

La formule ci-après détaille le calcul de la variable α_p en considérant les trois types de flux de MPV qui configurent le disponible pour l'alimentation animale :

$$\alpha_p = \min\left(1, \frac{\sum MPV_{o_i,p} \cdot \delta_{i,MS} + \sum MPV_{o_j,p} \cdot \gamma_{j,MS} + \sum MPV_{o_k,p} \cdot \tau_{k,MS}}{\sum MPV_{c_{l,p},MS}}, \frac{\sum MPV_{o_i,p} \cdot \delta_{i,MAT} + \sum MPV_{o_j,p} \cdot \gamma_{j,MAT} + \sum MPV_{o_k,p} \cdot \tau_{k,MAT}}{\sum MPV_{c_{l,p},MAT}}\right)$$

avec

- $MPV_{o_i,p}$ la quantité brute de MPV i produite par les surfaces végétales de la PRA p et utilisées comme aliments concentrés pour l'alimentation animale
- $MPV_{o_j,p}$ la quantité brute de MPV j produite par les surfaces végétales de la PRA p , utilisée dans l'industrie et générant des coproduits (dont les tourteaux) utilisés en alimentation animale
- $MPV_{o_k,p}$ la quantité brute de MPV k produite par les surfaces végétales de la PRA p et utilisées comme fourrages pour l'alimentation animale
- $\delta_{i,MS}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matière sèche (MS) de chaque MPV i qui correspond à une disponibilité de MS de la MPV i pour l'alimentation animale
- $\delta_{i,MAT}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matières azotées totales (MAT) de chaque MPV i qui correspond à une disponibilité de MAT de la MPV i pour l'alimentation animale
- $\gamma_{j,MS}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matière sèche (MS) de chaque MPV j qui est à l'origine d'un coproduit pour l'alimentation animale (Tableau 1)
- $\gamma_{j,MAT}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matières azotées totales (MAT) de chaque MPV j qui est à l'origine un coproduit pour l'alimentation animale (Tableau 1)
- $\tau_{k,MS}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matière sèche (MS) de chaque MPV k qui correspond à une disponibilité de fourrages pour l'alimentation animale. Ce coefficient est égal à 1 car les données Agreste expriment directement les productions fourragères en MS
- $\tau_{k,MAT}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matières azotées totales (MAT) de chaque MPV k qui correspond à une disponibilité de fourrages pour l'alimentation animale
- $MPV_{c_{l,p},MS}$ les quantités, en MS, de MPV l consommées par les animaux de la PRA p ;
- $MPV_{c_{l,p},MAT}$ les quantités, en MAT, de MPV l consommées par les animaux de la PRA p .

Sources de données mobilisées

Les indicateurs de la production totale de biens animaux (viande, animaux d'élevage, lait, œufs) pour les différentes espèces (bovins, ovins, caprins, porcins, volailles) ont été obtenus à partir des données de la Statistique Annuelle Agricole (SAA) produite par le Service de la Statistique et Prospective (SSP) du ministère de l'agriculture. Les indicateurs de production de biens animaux issus des ruminants ont fait l'objet d'un travail spécifique réalisé par C. Perrot de l'Institut de l'Élevage :

- indicateur de production de viande bovine à la résolution PRA a été élaboré à partir de SPIE⁷/BDNI, NORMABEV et Bovins Croissance ;
- indicateurs de production de lait (bovin, ovins, caprins) et de viande (ovine, caprine) à la résolution PRA ont été élaborés à partir de Agreste recensement agricole 2010 et Statistique Agricole Annuelle.

Les indicateurs de consommations alimentaires pour les espèces de ruminants ont été produits par C. Perrot de l'Institut de l'Élevage, dans le cadre du programme AUTOSYSEL « Autonomie alimentaire et protéique des systèmes d'élevage herbivore français » (2014/2017). Ces indicateurs ont été élaborés à partir des données issues du dispositif INOSYS-Réseaux d'élevage 2008, traitées par Devun *et al.* (2012), Jousseins *et al.* (2014) ; Bossis *et al.* (2015) puis extrapolées à la résolution PRA sur la base du recensement agricole 2010 (Institut de l'Élevage, 2013).

⁷ Système Professionnel d'Information d'Élevage (SPIE) constitué d'une base des données de la production bovine et des applications logicielles permettant la mise à jour et la consultation de ces données. BDNI Base de Données Nationale d'Identification Bovine qui recense l'ensemble des mouvements des bovins français sur le territoire. Normabev qui comprend les informations relatives à l'abattage des bovins.

Les indicateurs de consommations alimentaires pour les espèces de monogastriques ont été calculés à partir de la base de données du Céréopa⁸ des matières premières utilisées pour la fabrication d'aliments composés. Cette base de données, non publique, est analysée dans le cadre de la thèse de Joao Pedro Domingues-Santos qui a fourni les indicateurs de consommation de MPV des monogastriques.

Les données sur les productions végétales des surfaces cultivées sont celles produites dans la section 10.1. Les procédures de gestion du secret statistique et de désagrégation des données à la résolution PRA sont présentées dans l'annexe 10-B. Les hypothèses et données mobilisées pour le calcul des différents coefficients appliqués aux productions végétales sont également présentées dans l'annexe 10-B.

10.4.2.2. Résultats et analyse

La production de biens animaux est calculée à la résolution de la PRA. Elle est déclinée en deux indicateurs : la production totale de biens animaux et la production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème.

L'échantillon retenu pour l'analyse comprend 571 PRA, sélectionnées sur la base de leur orientation vers les activités d'élevage (critères détaillés dans l'Annexe 10-B).

Une typologie des PRA a été réalisée pour caractériser les différentes situations (variation spatiale) en termes de production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème. Pour cela, 6 variables ont été utilisées:

- la production totale de biens animaux issus des ruminants (kg protéines/ha SAU)
- la production totale de biens animaux issus des monogastriques (kg protéines/ha SAU)
- la capacité du territoire à satisfaire la consommation en matière sèche issue des fourrages
- la capacité du territoire à satisfaire la consommation en matière azotée issue des fourrages
- la capacité du territoire à satisfaire la consommation en matière sèche issue des aliments concentrés (céréales, oléoprotéagineux, tourteaux et coproduits)
- la capacité du territoire à satisfaire la consommation en matière azotée issue des aliments concentrés (céréales, oléoprotéagineux, tourteaux et coproduits)

Les indicateurs et les variables explicatives sont exprimés par hectare de SAU étant donnée la forte variabilité des superficies des PRA.

La fourniture de biens animaux est ensuite mise en relation avec:

- les déterminants biophysiques de l'écosystème : effectifs animaux et surfaces végétales
- les facteurs exogènes anthropiques, c'est-à-dire l'orientation des systèmes d'alimentation qui peut être approchée par la composition de la SAU: surfaces en céréales et oléoprotéagineux (SCOP), surface fourragère principale (SFP) avec proportion de surfaces en maïs fourrage et surfaces toujours en herbe (STH).

a) Description des indicateurs de fourniture de biens animaux : production totale et capacité des PRA à satisfaire la consommation alimentaire des animaux

La **figure 10-4-3** permet de visualiser le **niveau** des deux indicateurs de fourniture de biens animaux et leur **variation spatiale** au sein du territoire métropolitain. La production totale de biens animaux s'élève à **1.6 M T** de protéines. La capacité des PRA à satisfaire la demande alimentaire des animaux est **globalement élevée** avec une moyenne de 0.86 pour les 571 PRA analysées ; ce qui conduit à une production totale de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème de **1.1 M T** de protéines.

Les variations de volume de production de biens animaux et les variations de capacité sont importantes entre PRA. D'une part, 70 % des PRA ont une capacité très élevée >0.78. Ces PRA ont des ressources végétales suffisantes pour couvrir au moins les ¾ de la consommation alimentaire de l'ensemble des animaux présents. Leur production de biens animaux s'élève à 0.614 MT de protéines soit 36 % de la production nationale. Près de 22 % de PRA ont une capacité modérée]0.59- 0.78] et produisent 0.457 M T de protéine soit 27 % de la

⁸ Centre d'Etude et de Recherche sur l'Economie et l'Organisation des Productions Animales

production nationale. Enfin, la capacité à satisfaire la demande alimentaire des animaux est faible pour 8 % des PRA [0.25– 0.59] dont la production de biens animaux s’élève à 0.596 M T soit 36 % de la production nationale. Ces différences de niveau de capacité des PRA ne sont pas distribuées aléatoirement sur le territoire métropolitain :

Les PRA à **capacité élevée [0.78 – 0.92]** sont localisées dans les plaines herbagères à vocation laitière (Basse Normandie, Lorraine) ainsi que dans la zone herbagère de la bordure nord du massif central à vocation allaitante. Les PRA à **capacité très élevée [0.92 – 1.00]** sont localisées dans les zones polyculture-élevage du bassin Aquitain et de la bordure Est-Sud-Ouest du bassin parisien où l’élevage est en forte régression.

Les PRA à **capacité modérée [0.59 – 0.78] voire faible [0.59 – 0.25]** sont concentrées au cœur des grands bassins de production animale: (i) l’ensemble Grand-Ouest (constitué des PRA de Bretagne, Pays de Loire et Nord-ouest du Poitou) où se combine élevage de ruminants, monogastriques et surfaces cultivées pour l’alimentation des animaux; (ii) les montagnes humides du massif central (essentiellement Auvergne) à vocation lait-viande, avec d’importantes surfaces en prairies permanentes de montagne. Les PRA à capacité modérée voire faible sont ponctuellement présentes dans le Nord-Pas de Calais, les montagnes laitières (Vosges, Franche Comté, Alpes) ainsi que la zone pastorale méditerranéenne. La mobilité des troupeaux par rapport à l’utilisation des surfaces pastorales n’est pas prise en compte dans l’étude. Par conséquent, les PRA situées dans des zones d’élevage transhumant (Var, plaine de la Crau, Pyrénées) apparaissent avec une faible capacité à satisfaire la consommation des animaux présents, car les animaux présents utilisent des surfaces végétales dans d’autres PRA pendant 3 à 4 mois de l’année. Par ailleurs, dans les zones périméditerranéennes, toutes les surfaces pastorales utilisées ne font pas l’objet d’une déclaration PAC et la ressource végétale issue de ces surfaces est souvent sous-estimée, en ne prenant en compte que la ressource herbacée alors que les troupeaux consomment aussi des feuillages de ligneux, parfois en quantité importante.

Figure 10-4-3. Cartographie de la production totale de biens animaux par département (PA_{tot}) et de la capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux par PRA

La mise en classe de la capacité des PRA a été réalisée avec l’algorithme de Jenks (maximisation de la variance interclasses et minimisation de la variance intra-classes). Les zones blanches sur la carte correspondent aux PRA non retenues dans l’analyse.

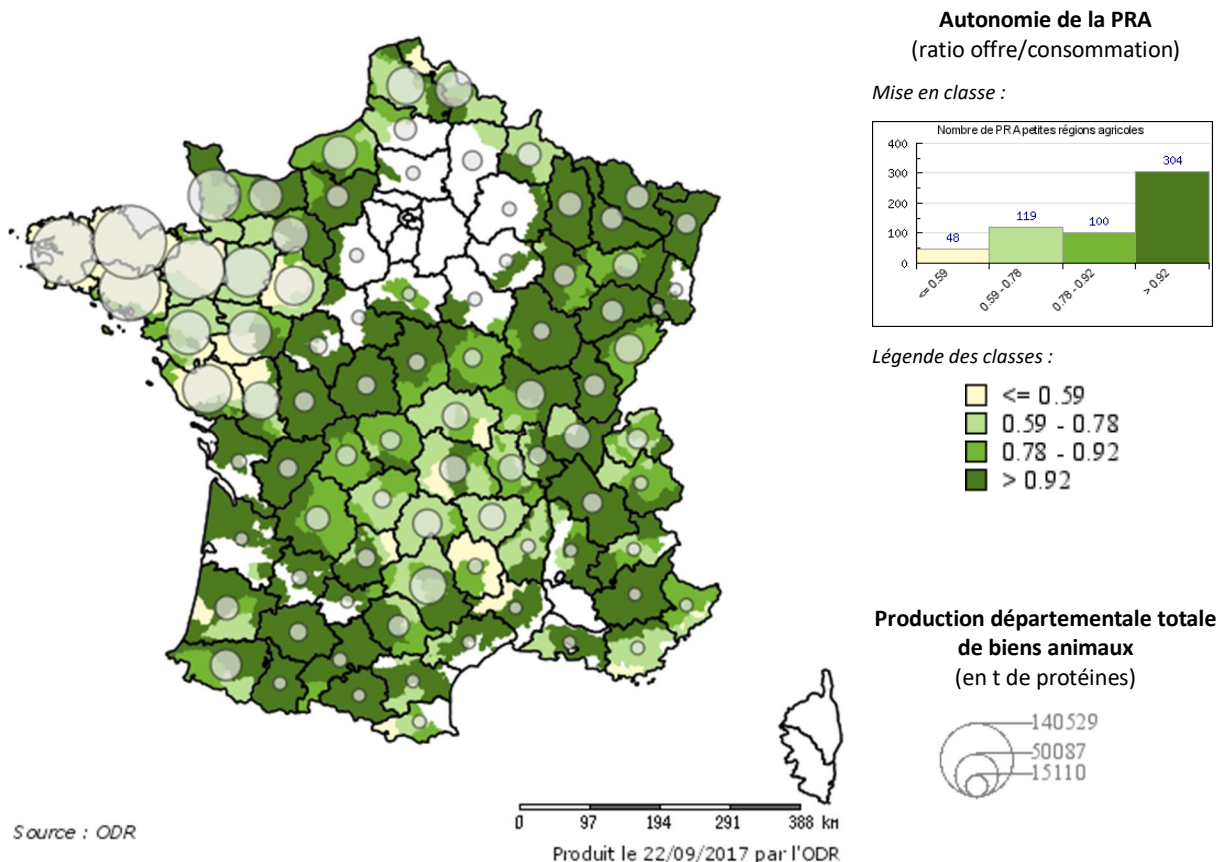


Tableau 10-4-4 Description des indicateurs de production de biens animaux (en kg protéines/ha SAU), production totale PA_{tot} et production sur ressources propres PA_{rp} , et de la capacité du territoire à satisfaire la demande alimentaire des animaux (α_p) à la résolution PRA (n=571).

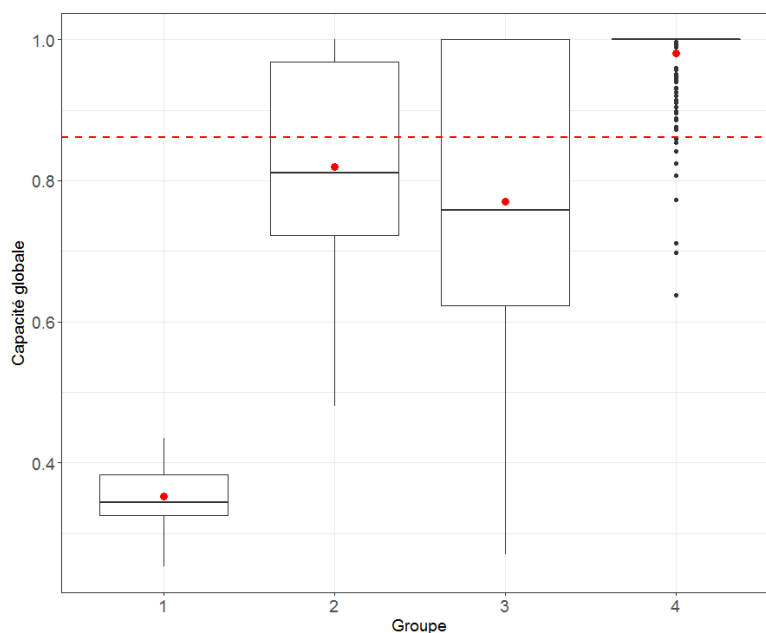
	PA_{tot}	PA_{rp}	α_p
Moyenne	60.5	45.8	0.86
Ecart-type	53.9	27.5	0.17
Médiane	48.6	44.0	0.95
Min	1.6	1.2	0.25
Max	392.3	151.6	1.00

b) Typologie des profils de production et de capacité des PRA

Une analyse multivariée combinant analyse en composante principale et classification ascendante hiérarchique (voir annexe 10-B) a permis d’identifier quatre groupes de PRA dont les caractéristiques moyennes sont présentées ci-dessous. La **Figure 10-4-4** montre que la capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux est globalement très élevée pour les groupes 2-3-4 qui englobent 98% des PRA. Seul le groupe 1, soit 2% des PRA, présente une capacité globale faible (35%). Le Tableau 10-4-5 détaille la capacité en termes de fourrages et de concentrés ; il montre que pour tous les groupes c’est la capacité à satisfaire la consommation en concentré protéique qui est le facteur le plus limitant de la capacité.

Figure 10-4-4. Capacité du territoire à satisfaire la consommation de matières premières végétales des animaux présents dans les 4 groupes de PRA générés par la typologie.

La moyenne des groupes est figurée avec un point rouge et la moyenne globale des PRA est figurée avec un trait pointillé rouge.



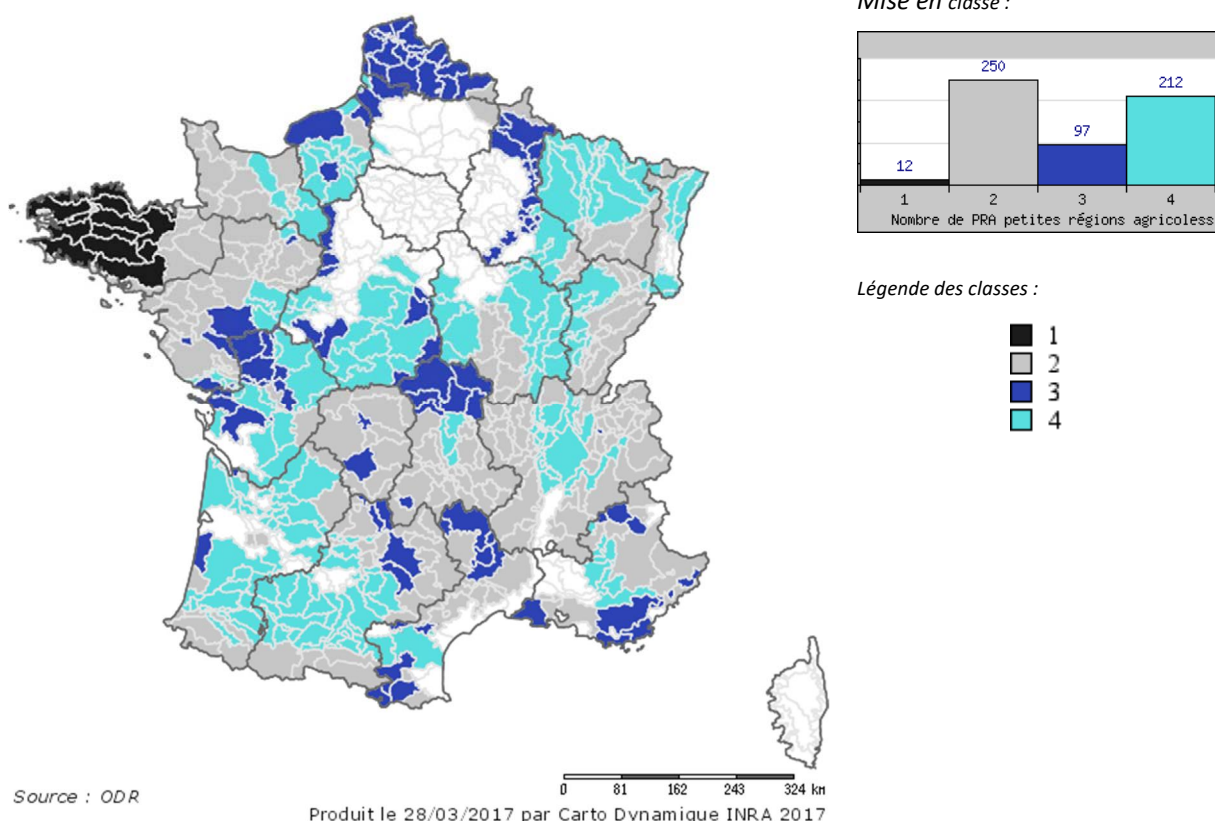
Les caractéristiques des groupes de PRA et leur répartition spatiale sont présentés sur les **figures 10-4-5** et **10-4-6**.

Tableau 10-4-5. Valeurs moyennes des variables utilisées pour la typologie des profils de PRA selon leur niveau de production et de capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents.

Groupe	Nombre de PRA	PA _{tot} (kg de protéines / ha SAU)		Capacité à satisfaire la consommation en fourrages		Capacité à satisfaire la consommation en aliments concentrés	
		issue des ruminants	issue des monogastriques	MS	MAT	MS	MAT
1	12	114.0	189.8	1.00	1.00	0.13	0.08
2	250	56.3	14.3	1.00	0.98	0.34	0.20
3	97	39.7	15.6	0.84	0.77	0.70	0.60
4	212	26.9	10.4	1.00	0.99	1.00	0.91

Figure 10-4-5. Cartographie des types de PRA regroupées selon leur profil de niveau de production et de capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents

Type 1 = « Une production de biens animaux très élevée mais dépendante des biens végétaux produits ailleurs que dans le territoire local » ;
 Type 2 = « Une production de biens animaux élevée et permise en particulier par les fourrages produits sur le territoire » ;
 Type 3 = « Une production de biens animaux modeste et permise en particulier par les cultures produites sur le territoire » ;
 Type 4 = « une faible production de biens animaux totalement permise par les biens végétaux produits sur le territoire ».



Le groupe 1 comprend 12 PRA qui présentent de très hauts niveaux de production de biens animaux combinant ruminants et monogastriques (moyenne de 300 kg de protéine / ha SAU) . Ces hauts niveaux de production sont associés à une très faible capacité à satisfaire la consommation alimentaire en concentrés protéiques (8% en moyenne) et une capacité fourragère satisfaisante. Ces PRA sont toutes situées en Bretagne où se concentrent élevages monogastriques et laitiers intensifs.

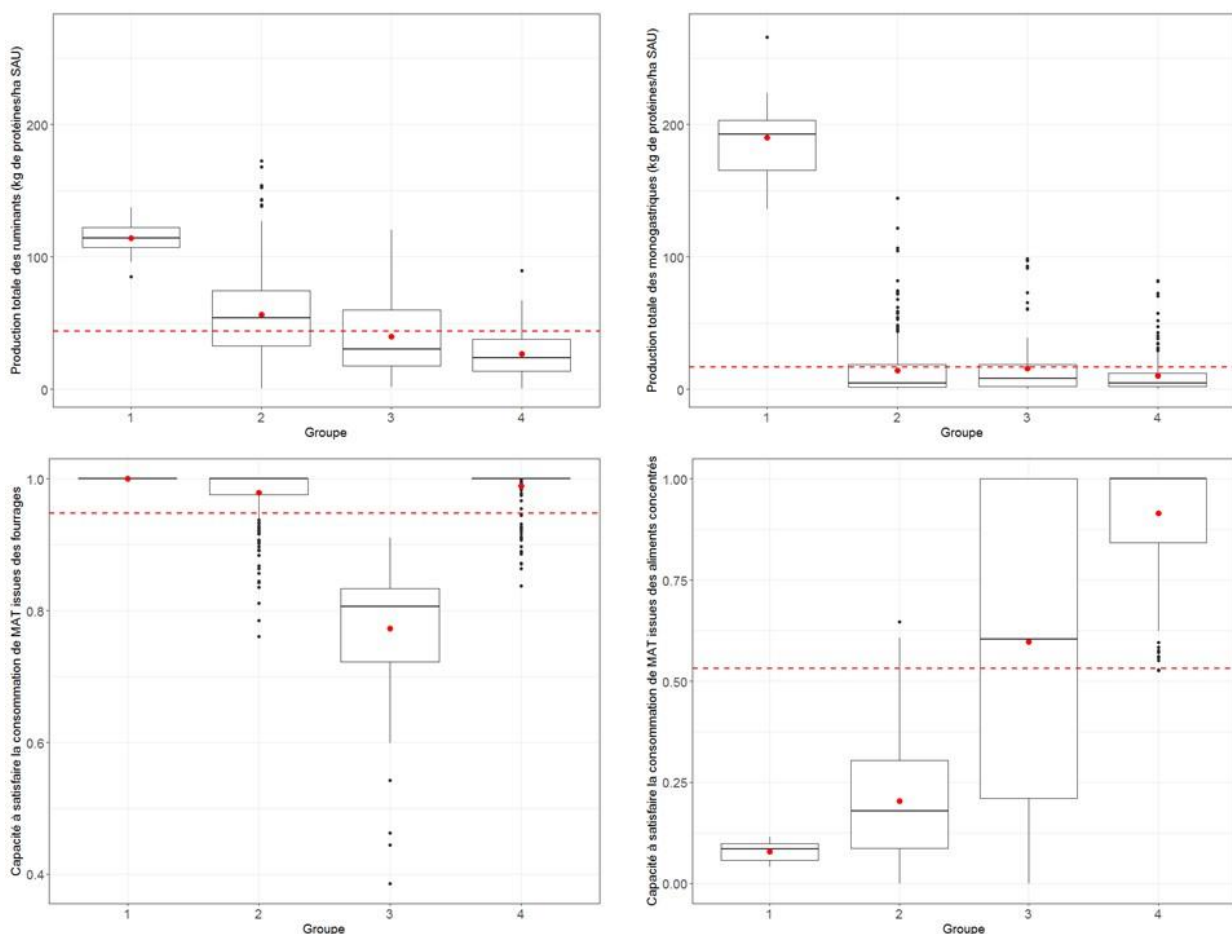
Le groupe 2 comprend 250 PRA dont le niveau moyen de production animale est 4 fois plus faible que dans le groupe 1 avec une moyenne de 70 kg de protéine / ha de SAU principalement issue des ruminants. La capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux est faible pour les concentrés protéiques (0.20) mais élevée pour la MAT fourrage (0.98). Ce groupe est formé des zones d'élevage herbager de plaine et de moyenne montagne (plutôt sans transhumance). Les PRA se distribuent dans quatre régions. La première recouvre l'essentiel de la Basse Normandie et des Pays de Loire (bassin laitier). La seconde englobe l'essentiel du massif central (Limousin + Auvergne) et sa périphérie Nord-Est-Sud-Ouest (élevage allaitant et systèmes mixtes lait-viande). La troisième englobe la plaine laitière de l'Est ainsi que les montagnes humides également laitière (Vosges Franche Comté). La quatrième recouvre la partie haute montagne des Alpes et des Pyrénées.

Le groupe 3 comprend 97 PRA avec un niveau de production modéré atteignant en moyenne 55 kg de protéine / ha de SAU dont les ¾ sont issus des ruminants. La capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux est modérément limitée par les concentrés protéiques (0.60). La capacité fourragère de ce groupe est plus faible et beaucoup plus variable que pour les groupes 1-2. Les PRA de ce groupe forment un ensemble trop hétérogène au sein duquel il conviendrait de distinguer (i) les PRA englobant la Haute Normandie, le Nord-Pas-de-Calais (élevage laitier intensif en zone de grande culture) ; (ii) les PRA aux marges du groupe 2 plutôt dans la moitié sud de la France (sud du Maine et Loire, nord des Deux-Sèvres, Allier, sud du massif central).

Le groupe 4 comprend 212 PRA à faible niveau de production (37 kg de protéine / ha de SAU) principalement issue des ruminants. La capacité à satisfaire la consommation alimentaire en MAT fourrages et concentrés est élevée. Ces PRA se concentrent dans les zones autour du bassin parisien et du bassin aquitain où l'élevage n'est pas une orientation principale et a très fortement régressé au cours des 30 dernières années.

Figure 10-4-6. Comparaison des 4 groupes de PRA pour les variables de production totale de biens animaux (ruminants et monogastriques) et de capacité du territoire à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents (en MAT fourrages et en MAT concentrés).

Moyenne du groupe figurée avec un point rouge et moyenne globale figurée avec un trait pointillé rouge. Les capacités en MS ne sont pas représentées car elles sont similaires aux capacités en MAT.



Caractéristiques des 4 groupes de PRA : déterminants biophysiques

Les 4 groupes de PRA ont été analysés en fonction du principal déterminant biophysique de la fourniture de biens animaux, c'est-à-dire les effectifs animaux rapportés aux surfaces végétales.

La **Figure 10-4-7** présente la répartition de la densité animale dans les 4 groupes. Le groupe 1 se détache nettement des 3 autres groupes avec une densité moyenne très élevée de 3.6 UGB_{AT}/ha SAU, à relier à la présence de monogastriques (**Figure 10-4-8**). Le groupe 2 et le groupe 3 ont des densités proches de la moyenne globale (1.1 et 0.9 UGB_{AT}/ha SAU). Enfin le groupe 4 présente la densité moyenne la plus faible (0.6 UGB_{AT}/ha SAU). Sur l'ensemble des 571 PRA, les ruminants représentent en moyenne 81% effectifs animaux (**Figure 10-4-8**). Le groupe 1 est très en dessous de la moyenne avec seulement 31% de ruminants, alors que les groupes 2, 3 et 4 ont des proportions moyennes de ruminants proches de la moyenne (86%, 81% et 79% respectivement).

Pour tous les groupes, la fourniture des biens animaux est fortement conditionnée par les déterminants biophysiques : plus la densité animale est élevée, plus la production est élevée. En revanche, la **capacité** de la PRA à satisfaire la consommation des animaux **tend à décroître avec le niveau de densité animale** selon une courbe exponentielle (**Figure 10-4-9**). Au-delà de 1.5 UGB_{AT}/ha SAU, la capacité se dégrade fortement en raison du déséquilibre entre les surfaces végétales conditionnant la disponibilité en ressources alimentaire et les effectifs animaux.

Figure 10-4-7. Répartition de la densité animale dans les 4 groupes de PRA.

La moyenne des groupes est figurée avec un point rouge et la moyenne globale des PRA est figurée avec un trait pointillé rouge.

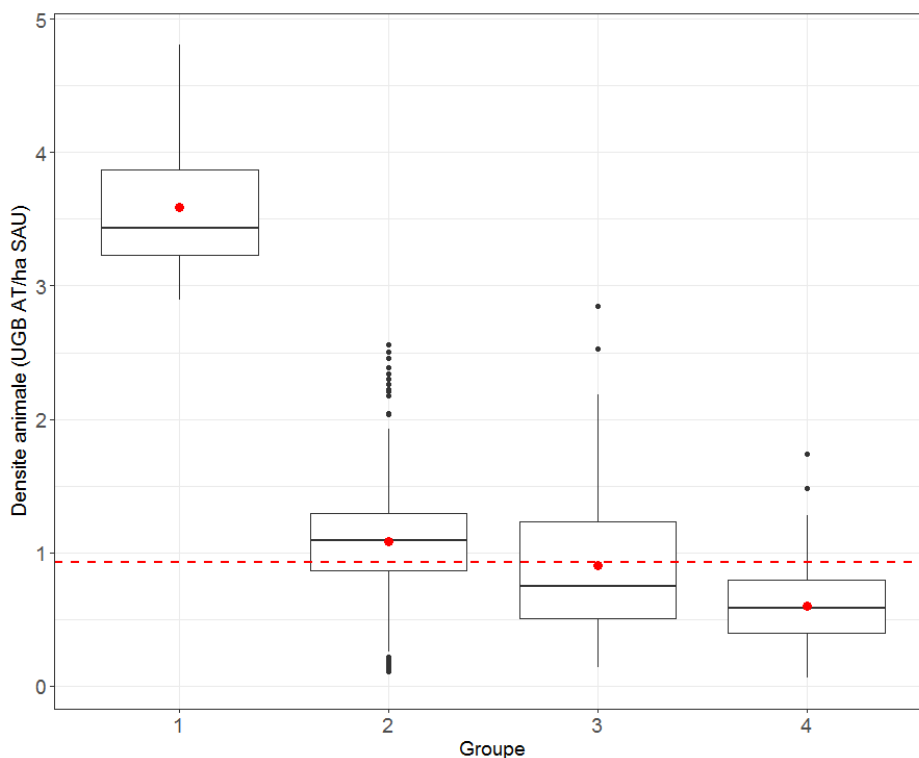


Figure 10-4-8. Répartition de la proportion de ruminants dans l’effectif animal total dans les 4 groupes de PRA.

La moyenne des groupes est figurée avec un point rouge et la moyenne globale des PRA est figurée avec un trait pointillé rouge.

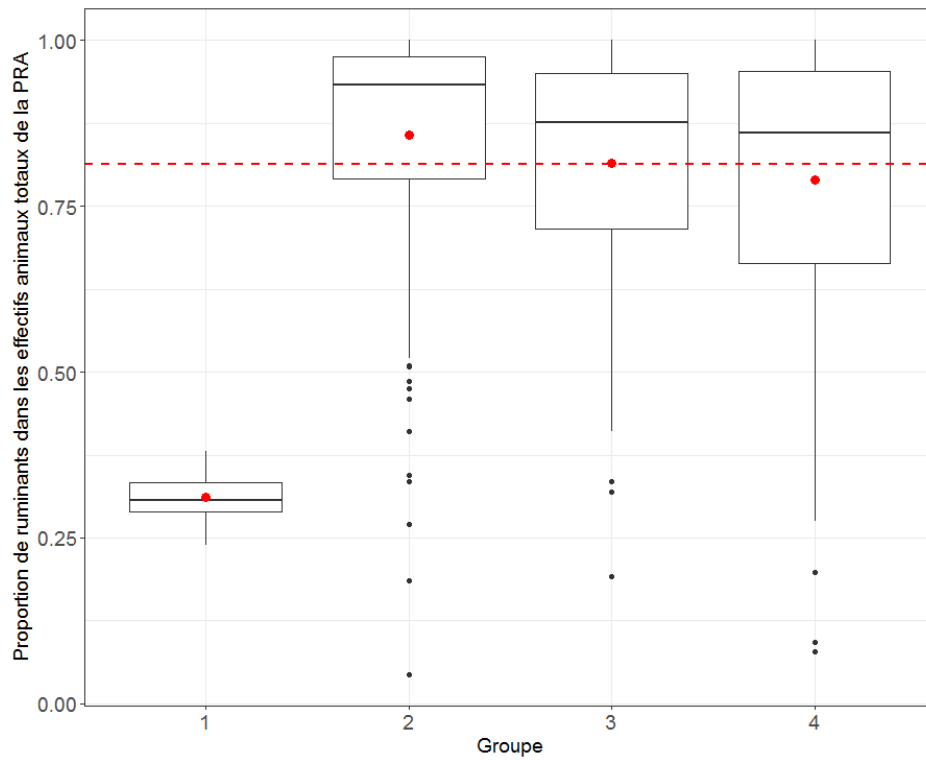
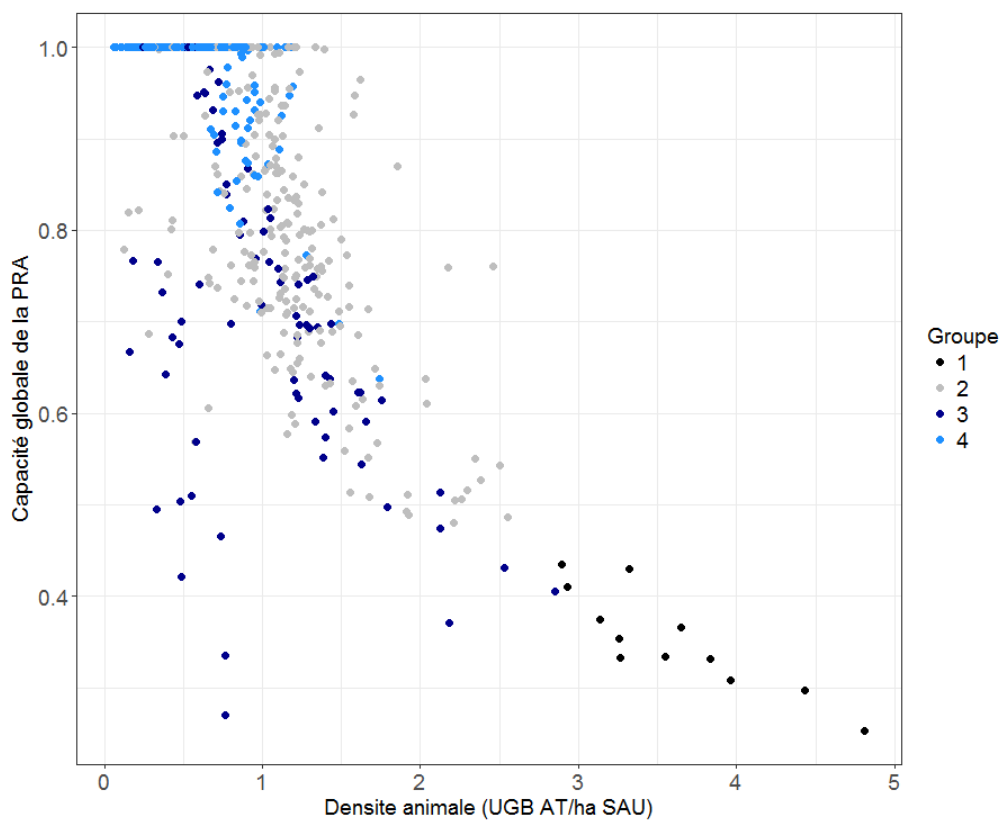


Figure 10-4-9. Relation entre la capacité de la PRA à satisfaire la consommation alimentaire et les déterminants biophysiques de la fourniture de biens animaux, synthétisés par la densité animale.



Caractéristiques des 4 groupes de PRA : facteurs exogènes anthropiques

Les facteurs exogènes anthropiques considérés dans cette analyse sont des indicateurs de composition de la SAU. Ils apportent des informations sur l'orientation des systèmes d'alimentation des animaux, tels que les surfaces en céréales et oléoprotéagineux (SCOP), la surface fourragère principale (SFP), la surface en maïs fourrage et la surface toujours en herbe (STH).

Groupe 1 - « une production de biens animaux très élevée mais dépendante de biens végétaux produits en dehors du territoire local »

Le niveau de fourniture de biens animaux est très élevé (en moyenne, 114 kg/ha SAU de protéines issues des ruminants et 190 kg/ha SAU de protéines issues des monogastriques) et basé sur une forte densité animale combinant ruminants et monogastriques. La bonne capacité fourragère de ces PRA repose sur le maïs (**Figures 10-4-10 & 10-4-11**). La capacité globale reste faible (en moyenne 35%) en raison de l'extrême faiblesse de la capacité à satisfaire la consommation en concentrés protéiques (en moyenne 8%) indispensables au maïs ensilage. La disponibilité en surfaces SCOP par animal est faible (**Figures 10-4-13**) illustrant la surdensité animale et donc le **déséquilibre animal/végétal** qui caractérise ce groupe.

La production de **biens animaux sur ressources propres** (Pa_{rp}) est en moyenne de **105 kg de protéine / ha SAU, soit 1/3 de la production totale du groupe**. Les PRA de ce groupe produisent **11% de la PArp cumulée** des 571 PRA.

Groupe 2 - « une production de biens animaux élevée et permise par les biens végétaux, principalement fourragers, produits sur le territoire »

Le niveau de fourniture de biens animaux est élevé (en moyenne 56 kg/ha SAU de protéines issues des ruminants et 14 kg/ha SAU de protéines issues des monogastriques) et basé sur une densité animale moyenne, reposant surtout sur les ruminants. La capacité fourragère très élevée (98% en moyenne) repose surtout sur la STH (**Figures 10-4-10 & 10-4-11**). La capacité globale est bonne (en moyenne 82%) mais limitée par la disponibilité locale en concentrés protéiques (en moyenne 20%). La densité animale n'est pas le facteur limitant de la capacité. Bien que basé sur les fourrages, le niveau de production élevé implique l'utilisation de concentrés protéiques que la SCOP ne fournit pas en quantité suffisante (**Figures 10-4-13**).

La Pa_{rp} moyenne est de **54 kg de protéine / ha SAU, soit ¼ de la production totale du groupe**. Les PRA de ce groupe produisent **49% de la PArp cumulée** des 571 PRA.

Groupe 3 - « une production de biens animaux modeste et largement permise par les biens végétaux produits sur le territoire »

Le niveau de fourniture de biens animaux est peu élevé (40 kg/ha SAU de protéines issues des ruminants et 16 kg/ha SAU de protéines issues de monogastriques). Ce groupe est très hétérogène en termes de composition de la SAU (forte dispersion des variables, cf **figures 10-4-10 & 10-4-11**). La capacité globale est limitée par la capacité à satisfaire la consommation des animaux en fourrages (en moyenne 77%). Cette limitation de la capacité semble liée à la faible disponibilité de la SFP (**figures 10-4-10 & 10-4-12**).

La Pa_{rp} moyenne est de **39 kg de protéine / ha SAU, soit 2/3 de la production totale du groupe**. Les PRA de ce groupe produisent **16% de la PArp cumulée** des 571 PRA.

Groupe 4 - « une faible production de biens animaux totalement permise par les biens végétaux produits sur le territoire »

Le niveau de fourniture de biens animaux est faible (27 kg/ha SAU de protéines issues des ruminants et 10 kg/ha SAU de protéines issues de monogastriques), et basé sur une faible présence animale. Sa capacité est la plus élevée (en moyenne, 98%) ; elle n'est pas limitée par la disponibilité en concentrés protéiques avec près de 1ha de SCOP / animal (**Figure 10-4-13**).

La Pa_{rp} moyenne (36 kg de protéine / ha SAU) est **quasi équivalente à sa production totale du groupe**. Les PRA de ce groupe produisent **24% de la PArp cumulée** des 571 PRA.

Figure 10-4-10. Répartition de la proportion de SFP dans les 4 groupes de PRA identifiés.

La moyenne des groupes est figurée avec un point rouge et la moyenne globale des PRA est figurée avec un trait pointillé rouge.

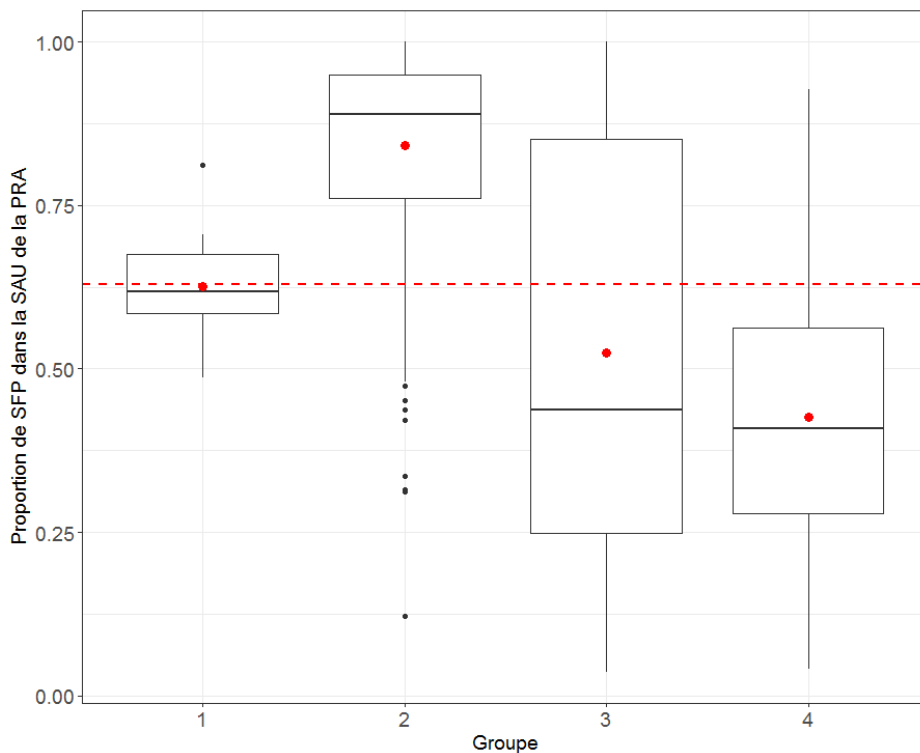


Figure 10-4-11. Répartition de la proportion de maïs fourrager dans la surface fourragère permanente (SFP) dans les 4 groupes de PRA.

La moyenne des groupes est figurée avec un point rouge et la moyenne globale des PRA est figurée avec un trait pointillé rouge.

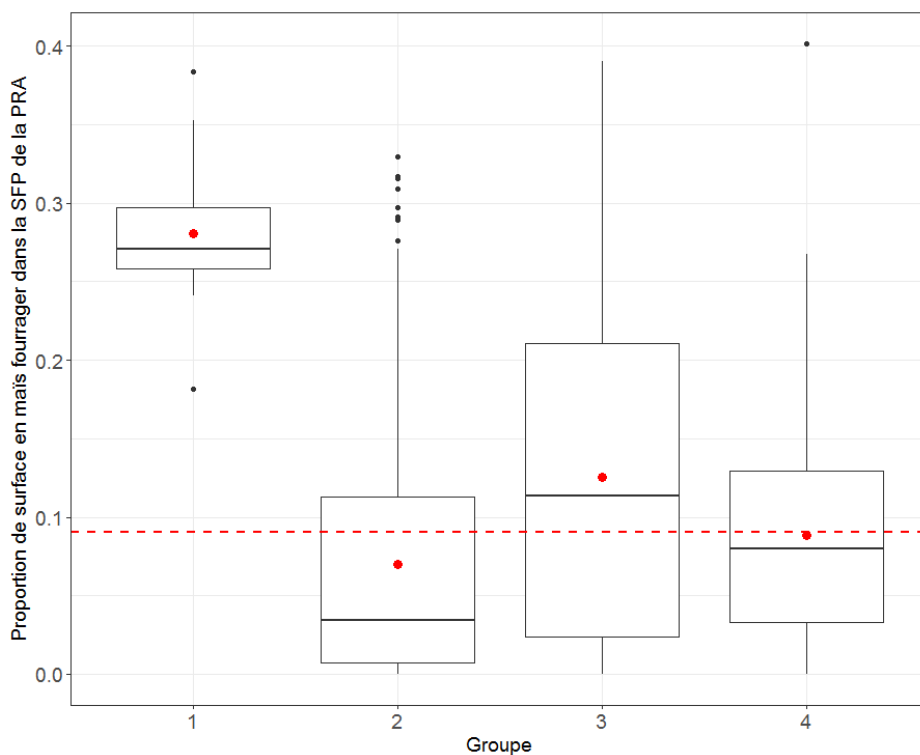


Figure 10-4-12. Disponibilité des surfaces fourragères pour les ruminants (ha SFP/UGB AT ruminants).

La moyenne des groupes est figurée avec un point rouge et la moyenne globale des PRA est figurée avec un trait pointillé rouge.

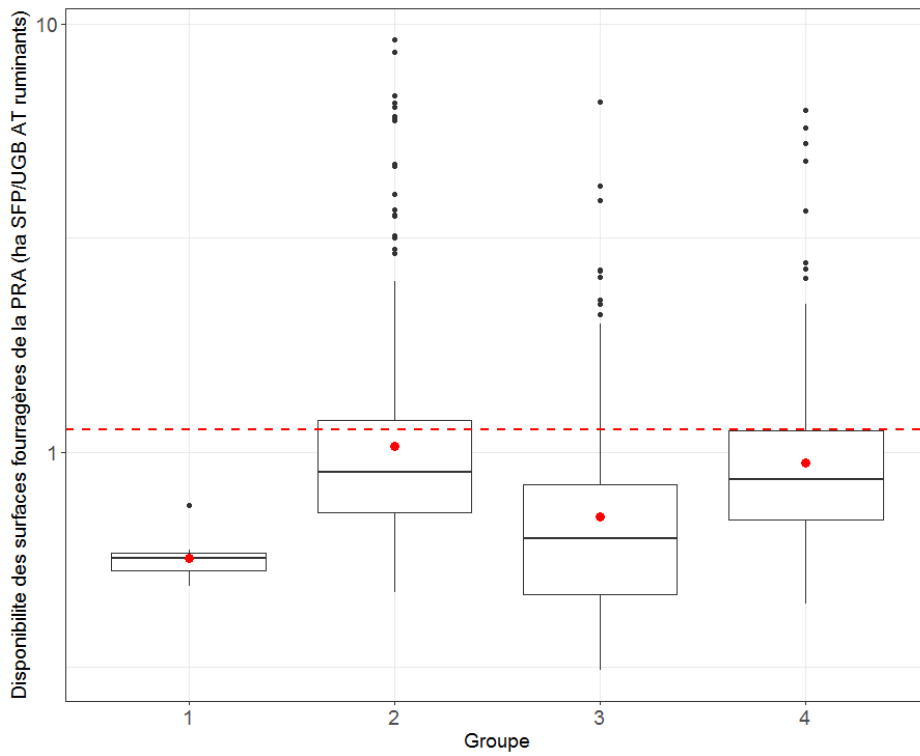
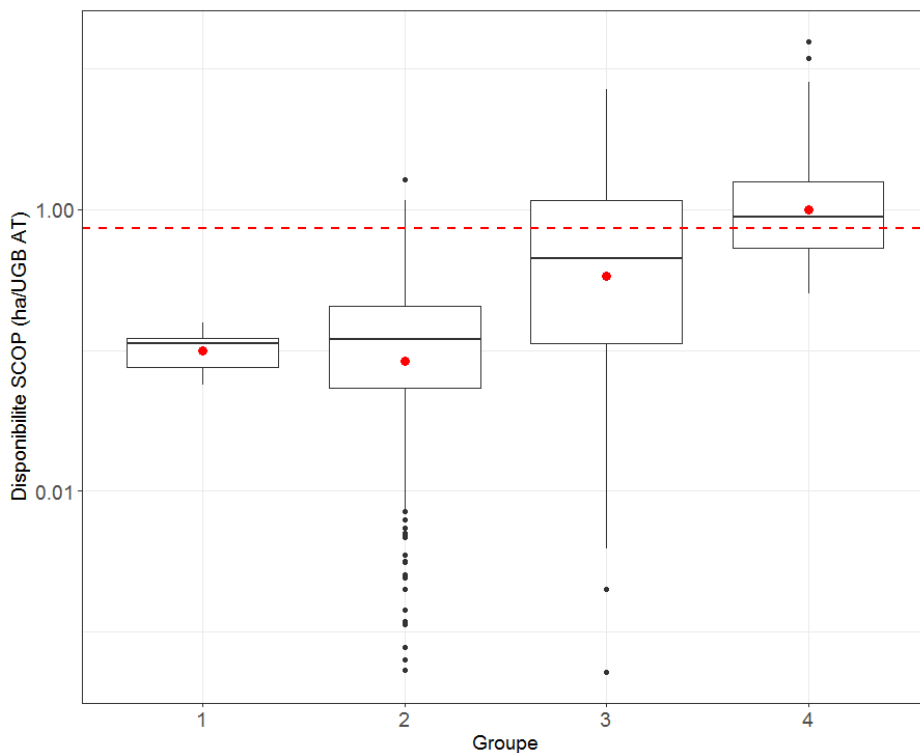


Figure 10-4-13. Disponibilité des surfaces en céréales et oléoprotéagineux (SCOP) par UGB_{AT} présent dans la PRA.

La moyenne des groupes est figurée avec un point rouge et la moyenne globale des PRA est figurée avec un trait pointillé rouge.



10.4.2.3. Discussion et piste d'améliorations

L'approche développée dans l'EFESE-écosystèmes agricoles propose une première estimation de la production de biens animaux sur ressources propres, c'est-à-dire une production **réalisée à partir des matières premières végétales produites dans l'écosystème agricole**. Une prochaine étape consistera à calculer la production de biens animaux permise par les services de fourniture en azote et en eau calculé dans les sections 8.8.2 et 8.7.2

Le calcul de la capacité d'un territoire à satisfaire la consommation de matière végétale de tous les animaux présents (α_p) s'appuie sur des coefficients de disponibilité pour l'alimentation animale établis au niveau national à partir des bilans Agreste et FranceAgriMer. Par exemple, la disponibilité du blé tendre pour l'alimentation animale est la même pour toutes les PRA. Le choix d'appliquer au niveau PRA, un coefficient national masque des disparités régionales concernant l'utilisation des cultures et la disponibilité de coproduits liée à la présence d'infrastructures industrielles. Cependant, ce choix n'a pas un poids écrasant dans le calcul de la capacité des PRA car pour 70% d'entre elles, la consommation de tourteau de soja et le soja en l'état est à l'origine des situations où la couverture de la consommation des animaux n'est pas permise par la production végétale locale. Une piste d'amélioration de la méthode proposée serait donc de calculer des coefficients de disponibilité à une échelle spatiale plus fine ; ceci pourrait améliorer la capacité globale des PRA du groupe 2 mais ne modifierait pas celle des autres groupes.

La capacité du territoire à satisfaire la consommation alimentaire est appréhendée de façon globale car l'ensemble des matières premières végétales est sommé et exprimé en MS et MAT. Ce choix permet des compensations entre matières premières (fourrages / concentrés). Une vision plus stricte de la capacité consisterait à calculer α_p sur la base de la matière végétale la plus limitante ; ceci diminuerait la capacité de tous les territoires au niveau de leur capacité en concentrés protéiques (**Tableau 10-4-5**).

Les surfaces végétales considérées dans les calculs sont issues des données Agreste et basées sur les déclarations PAC. Dans certaines zones pastorales périméditerranéennes des surfaces embroussaillées ou boisées ne sont donc pas prises en compte dans les calculs d'offre végétale, conduisant à une sous-estimation de l'offre végétale et donc de la capacité de la PRA. De même, la mobilité des troupeaux par rapport à l'utilisation des surfaces pastorales n'est pas prise en compte dans l'étude. Les PRA situées dans des zones d'élevage transhumant ont des effectifs animaux qui utilisent des surfaces végétales d'autres PRA pendant 3 à 4 mois de l'année.

Les PRA sont considérées comme des systèmes fermés, sans circulation de l'offre végétale ni des animaux (sauf pour les bovins vendus en vif). Une amélioration de la méthode consisterait à prendre en compte ces flux entrant/sortant pour affiner l'évaluation de la capacité du territoire à couvrir la consommation des animaux. Plus globalement, ce point pose la question du choix du maillage géographique pour estimer la production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème. Une piste d'amélioration de la méthode proposée serait de calculer α_p qui à des niveaux d'organisation supra PRA et pertinents du point de vue des bassins de production et des potentialités pédoclimatiques.

Les données de consommations des animaux sont estimées à partir de différentes sources. Pour les ruminants, cette estimation repose sur des enquêtes dans les fermes des réseaux d'élevage de l'Idèle réalisées à la fin des années 2000 et sur un appariement de ces fermes avec les fermes du recensement général. Il serait intéressant de vérifier la représentativité des fermes de réseaux d'élevage en matière de système d'alimentation. Pour les monogastriques, le flux d'aliments fabriqués à la ferme est estimé à partir du flux d'aliments des fabricants d'aliments du bétail sur la base d'un coefficient de proportionnalité; on pose donc comme hypothèse que la composition des deux flux est identique. Cette hypothèse pourrait également être levée en calculant des coefficients de proportionnalité spécifiques à chaque matière première.

La chaîne de calcul des indicateurs de production de biens animaux au niveau PRA repose sur des sources de données différentes et elle n'est pas pour l'instant automatisée. Une perspective d'amélioration de la méthode serait de mettre en place un traitement automatisé des données. Ceci permettrait d'actualiser les calculs en fonction des données et également de tester le poids de certaines hypothèses en conduisant des analyses de sensibilité.

Annexes.

Notes techniques pour l'évaluation des biens agricoles

Annexe 10-A. Note technique pour l'évaluation de la production de biens végétaux à partir des plantes cultivées

1. Calcul de l'indicateur de production totale de biens végétaux à partir des plantes cultivées

Expert responsable : Olivier Therond

Mise en œuvre de l'évaluation : Camille Dross, Thomas Poméon

Cartographie : Thomas Poméon

Description des sources de données utilisées

- la **Statistique agricole annuelle (SAA)** (Agreste – données publiques¹), qui répertorie pour chaque année calendaire les **surfaces, productions et rendements de l'ensemble des productions** agricoles, végétales et animales. Les données sont produites à l'échelle **Département**, à partir de différentes sources et méthodes (données du Recensement Parcellaire Graphique – déclaration PAC-, données issues des entreprises de collecte et de transformation, des instituts techniques et des différentes organisations interprofessionnelles, etc.).

- le **Recensement agricole (RA)** (Agreste – données publiques) est une enquête **exhaustive** réalisée tous les 10 ans auprès de l'ensemble des exploitations agricoles. Le dernier recensement a été réalisé en 2010 (RA2010). Parmi les informations produites, le RA permet de connaître les surfaces dédiées à chaque production végétale pour l'année concernée. De par son exhaustivité, le RA permet d'avoir des résolutions spatiales fines, la plus fine étant la résolution communale. Le RA est utilisé ici pour désagréger les données de la SAA du niveau Département au niveau Petites Régions Agricoles (PRA).

Toutefois les données du RA sont soumises aux règles du secret statistique: les données qui concernent moins de trois exploitations ou pour lesquelles une seule entreprise représente 85% ou plus de la valeur obtenue n'y sont pas publiées. Il y a donc des valeurs manquantes dans les tableaux de surfaces en 2010 ainsi que dans les tableaux de production. Cela implique que plus les données correspondent à une résolution fine, plus il est probable d'être confronté à des données sous secret (donc non disponibles). La plupart des PRA (plus de 80%) sont soumises au secret statistique pour au moins une culture. Cependant, les surfaces en cultures concernées sont faibles : le secret statistique porte sur moins de 2,5% des surfaces pour les principales céréales², pour le colza et le tournesol, ainsi que pour les betteraves industrielles et les pommes de terre et tubercules.

- les **Bilans d'approvisionnement céréales / oléagineux / protéagineux** (Agreste – documents publics³) calculés par année campagne (1/07- 30/06). Ils présentent la disponibilité des productions végétales (c'est à dire toute la production nationale mise sur le marché ainsi que les importations) et leur utilisation. Ils sont construits essentiellement à partir des données FranceAgriMer. Ils détaillent (i) la production utilisable (collecte et autoconsommation) (ii) les importations, (iii) les exportations, (iv) les stocks en début et en fin de campagne et (v) l'utilisation intérieure. L'utilisation intérieure inclut les postes suivants : semences; pertes; alimentation animale; usages industriels; transformation; consommation humaine. Cette répartition entre postes permet de calculer une clé de répartition de l'utilisation finale des biens végétaux agricoles.

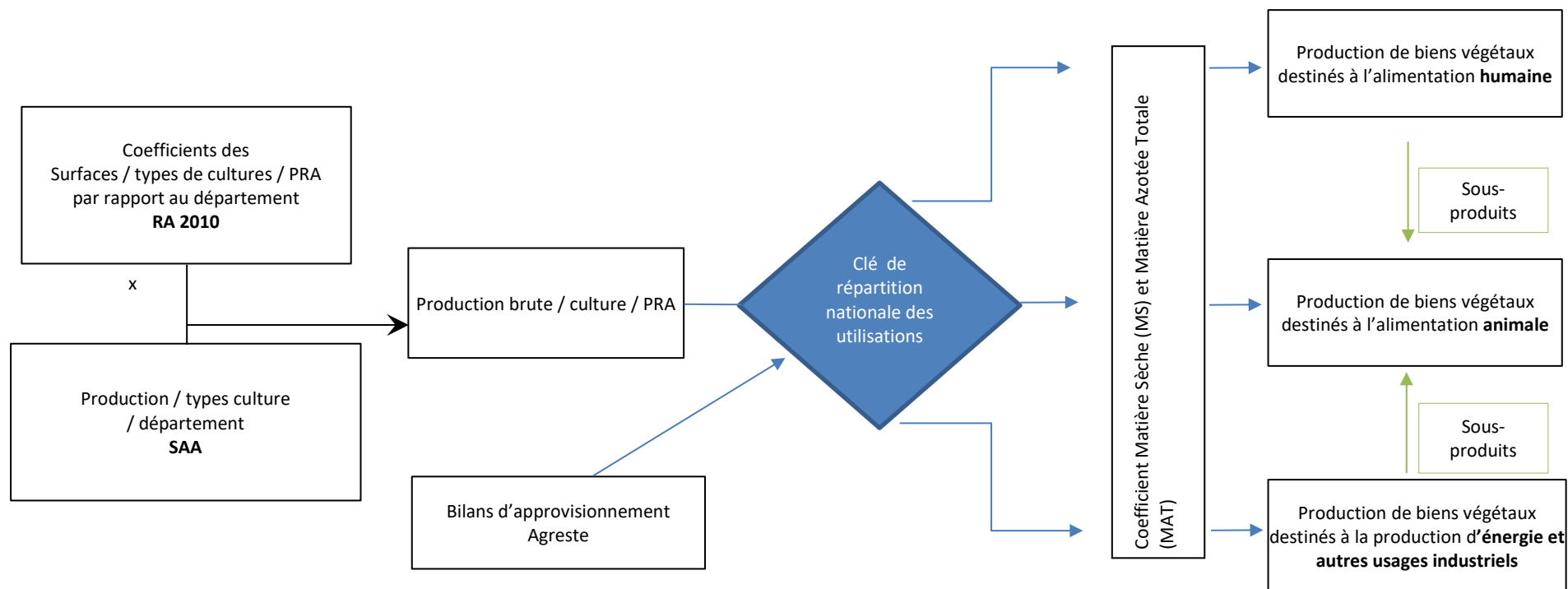
¹ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/statistique-agricole-annuelle-saa/>

² Blé tendre, blé dur, orge, escourgeon, avoine, triticale, maïs, sorgho. Ces céréales représentent à elles seules plus de 98% des surfaces de céréales.

³ <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/bilans-d-approvisionnement/>

Démarche générale et Articulation des sources

Figure 1. Schématisation de la démarche calculatoire adoptée



Les données issues de la SAA et du RA ne correspondent pas exactement au même champ de référence. En effet, si la SAA est globalement construite en cohérence avec le RA, les données sur les surfaces par culture issues du RA ne concernent que les surfaces des exploitations, hors pacages collectifs. Pour sa part, la SAA couvre également les surfaces collectives pour les cultures fourragères (les prairies de type estives notamment).

De plus, il n'y a pas correspondance exacte entre la classification des cultures dans la SAA et dans le RA.

- Il existe un décalage pour les plantes à fibres entre les catégories RA et SAA : « Chanvre y compris papier » et « Autres plantes textiles » dans le RA ; « Chanvre papier (paille et graine) (y compris semences) » et « Autres plantes textiles (chanvre) (y compris semences) » dans la SAA

- **catégories non prises en compte dans la procédure de désagrégation des données elles ne concernent que 8200 ha pour toute la France ;**

- Un autre décalage concerne les cultures fourragères entre SAA et RA : Dans la SAA, il y a dans le sous thème "fourrages annuels" 2 catégories (i) 'maïs fourrage' et (ii) 'autres fourrages annuels' (voir tableau 1) ; dans le RA, pour le même sous thème, on retrouve la catégorie 'maïs fourrage', ainsi que des catégories 'plantes sarclées fourragères' et 'autres fourrages annuels' (qui incluent légumineuses annuelles et autres fourrages annuelles non légumineuses) (voir tableau 2).

Ce décalage de classification s'additionne au décalage lié à la différence du champ prise en compte (exploitation et hors exploitation). Cela apparaît quand on compare les données entre SAA et RA, qui montre qu'agréger les catégories RA 'plantes sarclées fourragères' et 'autres fourrages annuels' ne résout pas le problème (voir tableau 2).

Tableau 1. SAA 2010

Maïs fourrage et ensilage	Autres fourrages annuels	Prairies artificielles
1 406 106	234 931	280 707

Tableau 2. RA 2010

Maïs fourrage et ensilage	Plantes sarclées fourragères	Autres fourrages annuels	Plantes sarclées fourragères + Autres fourrages annuels	Prairies artificielles
1 387 033	10 782	37 571	48 353	278 029

Au total, sur les cultures fourragères, il existe une différence de 2 000 000 ha dans la SAA par rapport au RA, principalement lié aux pacages collectifs. Ce différentiel se répartit de la manière suivante :

- 972 000 ha (la moitié) en STH peu productives (différence entre les surfaces de STH peu productives dans le RA et le SAA)
- 852 000 ha en STH productives
- une quantité négligeable en prairies artificielles (3 000 ha soit moins de 1%)
- on peut imaginer que le reste, soit 171 000 ha, est constitué de prairies temporaires, considérés comme « les prairies temporaires et fourrages annuels hors exploitation ».

Il est difficile de réaliser dans ce cas de décalages multifactoriels un choix optimal d'un point de vue méthodologique. Etant données les contraintes et le réalisme des hypothèses sous-jacentes, les choix suivants ont été retenus :

- **Calcul d'une clé de répartition DPT/PRA à partir des données RA2010 en agréant les catégories « Plantes sarclées fourragères » + « Autres fourrages annuels »**
- **Application de cette clé à la catégorie de la SAA « Autres fourrages annuels » (soit les fourrages annuels moins le maïs ensilage)**
- **Pour toutes les surfaces collectives qui sont comptabilisés dans la SAA mais pas dans le RA2010 (prairies en particulier), on applique la même méthode (calcul des clés de répartition à partir des données RA, donc sans prise en compte des surfaces collectives), puisqu'aucune autre source n'est disponible. Cela revient à faire l'hypothèse qu'au sein de chaque département, la répartition entre PRA des surfaces fourragères est la même pour les surfaces collectives comme pour les surfaces individuelles.**

D'un point de vue géographique, la localisation des surfaces est réalisée sur la même base dans la SAA et le RA, c'est-à-dire sur la base de la commune du siège de l'exploitation.

Au niveau temporel, SAA et RA se réfèrent à la même notion de campagne agricole de production, il n'y a donc pas de décalage majeur sur ce point. Pour prendre en compte la variabilité interannuelle des productions (en termes d'assolement comme de rendement), nous avons choisi de travailler sur la base d'une moyenne de trois années de la SAA (2010, 2011, 2012). En revanche, le RA ne concerne qu'une seule année, 2010. Son utilisation pour désagréger les données départementales au niveau PRA implique donc l'hypothèse que la distribution spatiale entre PRA des surfaces des différentes cultures au sein de chaque département reste constante entre 2010 et 2012.

Enfin, le dernier point à considérer du point de vue de l'articulation des sources est celui du secret statistique. En effet, les données du RA doivent respecter les règles du secret statistique pour leur diffusion. Pour les cultures les plus marginales, cela génère des données non disponibles, en particulier à la résolution PRA.

Dans la SAA, le secret statistique est quasi-absent, du fait de l'élaboration des données au niveau départemental et de la méthodologie (qui repose sur des estimations et des sources administratives et professionnelles, plutôt que des enquêtes statistiques). Toutefois le secret peut exister quand le niveau d'incertitude est trop élevé sur la donnée (pas de sources fiables, notamment pour des cultures très peu représentées). Dans ce cas, le choix a été fait de considérer les données sous secret ou non renseignées comme des valeurs nulles. Cette approximation peut être considérée comme globalement valide étant donné qu'elle ne concerne que peu de cas, qui correspondent à des surfaces de cultures⁴ négligeables et/ou des départements marginaux pour la culture considérée.

Pour le RA, une procédure développée par C. Dross, INRA-SADAPT, a permis d'estimer les valeurs sous secret au niveau département pour l'ensemble des cultures (Dross, 2016).

Etapes de calcul pour les indicateurs de production de biens agricoles végétaux

La production de biens agricoles végétaux est évaluée à la résolution « Petite Région Agricole » (PRA).

Etape 1 : calcul des clés de répartition des surfaces des cultures entre PRA d'un même département pour l'année 2010

Ces clés de répartition serviront ensuite à désagréger les données départementales de la SAA au niveau PRA pour les années 2010, 2011 et 2012

Source utilisée : RA 2010

Pour contourner le secret statistique dans le RA, l'INRA SADAPT (Dross, 2016) a développé une procédure permettant de compléter les données sous secret. A partir de cette table, une clé de répartition des surfaces de cultures entre PRA d'un même département est calculée pour chaque culture. Elle indique pour chaque culture c le pourcentage de la surface départementale correspondant à chacune des PRA p du département d :

$$\text{CléRA}_{c,p} = \text{surfaceRA}_{c,p} / \text{surfaceRA}_{c,d}$$

Etape 2 : désagrégation des surfaces et des productions départementales (contenues dans la SAA) au niveau PRA

Source utilisée : SAA 2010, 2011, 2012 et RA 2010

Les données de la SAA sur les surfaces (en ha) et productions (en quintaux de matière brute) des départements d pour chaque année a et culture c sont désagrégées au niveau des PRA p à partir des $\text{CléRA}_{c,p}$:

$$\text{surfaceSAA}_{c,a,p} = \text{CléRA}_{c,p} * \text{surfaceSAA}_{c,a,d}$$

$$\text{prodSAA}_{c,a,p} = \text{CléRA}_{c,p} * \text{prodSAA}_{c,a,d}$$

⁴ Seules les catégories suivantes présentent des valeurs non renseignées : les légumes secs, les plantes aromatiques, médicinales et à parfum, les plantes à fibres, le houblon et le tabac.

On calcule ensuite la moyenne m des trois années 2010, 2011 et 2012, pour lisser les variations annuelles :

$$\text{surfaceSAA}_{c_m_p} = (\text{surfaceSAA}_{c_2010_p} + \text{surfaceSAA}_{c_2011_p} + \text{surfaceSAA}_{c_2012_p}) / 3$$

$$\text{prodSAA}_{c_m_p} = (\text{prodSAA}_{c_2010_d} + \text{prodSAA}_{c_2011_d} + \text{prodSAA}_{c_2012_d}) / 3$$

A noter que cette formule implique une hypothèse de productivité constante par culture au sein de chaque département, hypothèse non réaliste (plaine vs. montagne, etc.) mais contrainte par la disponibilité et l'accessibilité des données.

Etape 3 : calcul des coefficients de répartition de l'utilisation des biens végétaux

Source utilisée : bilans d'approvisionnement Agreste

La démarche consiste à répartir la production désagrégée de la SAA (c'est-à-dire la récolte) entre les différents usages (humains, animaux, etc.).

Les coefficients de répartition entre les principales utilisations des biens végétaux sont calculés en faisant la **moyenne** pour 4 campagnes (2009/10, 2010/11, 2011/12, 2012/13) de la part destinée à chaque utilisation d'après les bilans d'approvisionnement complets par campagne (voir Complément 1 pour la présentation des différentes bilans). Ces coefficients sont calculés à partir de la catégorie « **utilisation intérieure** » qui distingue **semences, pertes, alimentation animale, usages industriels** (pour la production d'alcool), **transformation** (huile et tourteaux, féculs, etc.) et **consommation humaine** (brute). Les agrocarburants sont comptabilisés dans la partie *usages industriels/ dont transformation (alcool) / dont alcool pour carburants* en ce qui concerne les céréales ; et dans la partie *transformation / dont huile EMVH* pour les oléagineux. Les bilans d'approvisionnements ne prenant en compte aucune culture ayant un usage significatif pour la production de fibres, cette utilisation n'est pas incluse ni traitée dans les données suivantes.

Pour les oléagineux, une clé est également calculée sur les produits destinés à la transformation (soit entre 80 et 93% des utilisations) pour prendre en compte les utilisations des huiles et tourteaux, en particulier par rapport à l'alimentation animale. Cette clé a été calculée en moyennant le taux d'extraction des huiles et tourteaux pour 4 campagnes (mais une seule campagne pour les huiles, car seul le bilan 2009/2010 est disponible), à partir des bilans d'approvisionnement « Tourteaux » et « Graisses et huiles végétales » (voir tableau 3). Ensuite, une clé de répartition des usages des huiles et tourteaux a été calculé à partir des mêmes bilans, pour déterminer la part des huiles destinée à l'alimentation animale et celles destinée aux agrocarburants (sachant que l'ensemble des tourteaux concernés sont destinés à l'alimentation animale). Ainsi en multipliant la part des graines d'oléagineux transformés par le taux d'extraction huile/tourteaux et la part des usages on obtient un coefficient sur la part de la production totale de chaque oléagineux qui revient aux animaux sous forme d'huile et de tourteaux, ou qui sont utilisés pour les agrocarburants.

Tableau 3. Taux d'extraction en huile et tourteaux des principaux oléagineux cultivés en France

Espèce	Taux d'extraction d'huile	Taux d'extraction des tourteaux
Colza	44%	55%
Tournesol	45%	54%
Soja	20%	78%
Lin	22%	56%

Le fait d'utiliser le poste d'utilisation intérieure implique l'hypothèse que la destination des biens végétaux produits en France est la même que celle de l'ensemble formée par les biens végétaux d'origine intérieure non exportée et les biens végétaux importés.

Etape 4 : calcul des surfaces et volumes de biens végétaux par utilisation et par PRA

Source utilisée : bilans d'approvisionnement Agreste et SAA

Pour chaque production, on multiplie la surface et la production moyennes par les coefficients obtenus à l'étape 3. On obtient alors une valeur par PRA p et par utilisation u pour chaque culture c :

$$\text{surfaceSAA}_{c,m,p,u} = \text{surfaceSAA}_{c,m,p} * \text{coef}_{c,m,u}$$

$$\text{prodSAA}_{c,m,p,u} = \text{prodSAA}_{c,m,p} * \text{coef}_{c,m,u}$$

A noter que la répartition des utilisations est calculée au niveau national. Cela sous-tend l'hypothèse que la destination des biens végétaux est la même pour chaque département et PRA, hypothèse peu réaliste (par exemple régions sans élevage vs. régions de polyculture-élevage, régions avec des unités de transformation, etc.) mais que l'absence de données plus précises géographiquement nous conduit à faire.

Etape 5 : conversion des volumes produits par PRA et par utilisation en MS, MAT et énergie

Source utilisée : tables de conversion CEREOPA, INRA et FAO

Le volume produit par PRA p et par utilisation u est traduit en Matière Sèche (MS), en Matière Azotée Totale (MAT) et en énergie (en kcal).

$$\text{prodSAA}_{c,m,p,u}(\text{MS/MAT/NRJ}) = \text{prodSAA}_{c,m,p} * \text{coef}_c(\text{MS/MAT/NRJ})$$

Plusieurs sources sont disponibles pour convertir la production en matière brute en MS, MAT et énergie (voir Complément 2 en fin de document). Pour la MS et la MAT, le référentiel issu de la base de données CEREOPA est mobilisé, car il est construit sur la base d'enquêtes auprès de professionnels et est régulièrement actualisé. Par contre certains types de produits ne sont pas disponibles dans cette base. Nous utilisons alors le référentiel issu du « Livre Rouge de l'INRA » (Baumont *et al.*, 2010). Enfin pour l'énergie, les coefficients sont extraits des bilans alimentaires de la FAO de 2003.

Descriptif des bases de données utilisées et références bibliographiques :

Nom de la base : Recensement Agricole (RA)

Fournisseur/source : Ministère de l'Agriculture, Service de la Statistique et de la Prospective

Années : 2010 (publié tous les 10 ans)

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : PRA

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : surfaces des différentes cultures

Nom de la base : Statistiques Agricoles Annuelles (SAA)

Fournisseur/source : Ministère de l'Agriculture, Service de la Statistique et de la Prospective

Années : 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France métropolitaine

Résolution géographique (maille) : département

Variables/informations contenues dans la base et nécessaires au calcul de l'indicateur : quantités (masses ou volumes) de produits agricoles.

Nom de la base/source de données : bilans d'approvisionnement – Céréales ; Riz ; Pommes de terre ; Protéagineux ; Graines et fruits oléagineux ; Tourteaux ; Graisses et huiles végétales ; Sucres et produits sucrés

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années « campagne » du 01/07 au 30/06 : 2009/2010, 2010/2011, 2011/2012, 2012/2013

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : France

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : clé de répartition des utilisations intérieures des divers types de MPV en tonnes de matière brute

Nom de la base/source de données : Prospective Aliment

Fournisseur/source : Céréopa (Centre d'Etude et de Recherche sur l'Economie et l'Organisation des Productions Animales) (données non publiques)

Années : 3 années calendaires, 2010-2011-2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : France et sub-régions (France découpée en 9 supra-régions : Auvergne, Bretagne, Centre, Grand-Est, Nord, Normandie, Pays De Loire, Rhône-Alpes, Sud-Ouest)

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : coefficients de conversion de la matière brute en MS et MAT

Dross. C. 2016. Stratégies d'utilisation des sols agricoles pour concilier production et oiseaux spécialistes des milieux agricoles. Thèse de doctorat Université Paris Saclay, AgroParisTech, ED ABIES <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01467938/>

Livre Rouge = Baumont R, Dulphy JP, Sauvant D, Tran G, Meschy F, Aufrère J, Peyraud JL, Champciaux P. Les tables de la valeur des aliments. In : Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux – Valeurs des aliments. Tables INRA 2010 (édition remaniée), J Agabriel (coord), p.185-279

FAO, 2003. Les bilans alimentaires -Manuel.

Caractéristiques des sources de données

Ces données sont disponibles à différents niveaux d'agrégation. Les données du RA sont publiées pour différents niveaux géographiques, de la commune au niveau national, en passant par les niveaux PRA, département et région ; les données issues des SAA ou des comptes de l'agriculture sont publiées uniquement à partir du niveau département (département, région, France métropolitaine, France entière). De plus, ces deux sources de données font références à des catégories d'animaux, de cultures ou de produits imbriqués. Par exemple, la catégorie de cultures « Céréales » peut être subdivisée en « Blé tendre », « Blé dur », « Orge et escourgeon », « Avoine », « Triticale », « Seigle », « Maïs », « Sorgho », « Riz » et « Mélanges et autres céréales ». La catégorie « Blé tendre » est elle-même subdivisée en « Blé tendre d'hiver et épeautre » et « Blé tendre de printemps », et ainsi de suite. Dans la version publique du RPG, les données sont disponibles à n'importe quel niveau géographique mais seulement pour 28 catégories de cultures assez agrégées. La plupart des catégories du RPG regroupent plusieurs catégories du recensement agricole : par exemple la catégorie « maïs » regroupe « maïs grain » et « maïs ensilage ».

Complément 1. Répartition des matières premières végétales selon utilisation

Cultures prises en compte (= bilan et cultures soulignés):

- Bilan **Céréales** : blé tendre, blé dur, maïs grain, orge et escourgeon et autres céréales (seigle, avoine (mce, méteil), triticale, sorgho, autres)
- Bilan **protéagineux** : pois protéagineux, fèves et féveroles, lupins, autres (lentilles, autres pois, vesces, haricots secs)
- Bilan **pommes de terre**
- Bilan **riz**
- Bilan **graines et fruits oléagineux** : colza&navette, tournesol, soja, lin, autres (ricin, arachide, coprah, palmiste, coton, autres)
- Bilan **tourteaux** : pas besoin car les volumes de graines mobilisées sont prises en compte dans le Bilan graines et fruits oléagineux
- Bilan **Graisses et huiles végétales**, Graisses et huiles d'animaux marins et terrestres, Graisses et huiles préparées : pas prise en compte (même raison que pour les tourteaux)
- Bilan **Ressources Fourragères** :
 - Céréales : blé tendre, blé dur, maïs grain, orge, seigle, avoine (et méteil), sorgho, autres (triticale)
 - Riz
 - Légumineuses sèches : pois, fèves, autres (lupins)
 - Pdt
 - Sucre
 - Graisses et huiles végétales

- Fourrages verts transformés : luzerne (pellets), autres
- Manioc
- Autres pdts végétaux : dt graines oléagineuses (colza, tournesol, soja)
- Sous produits de transformation : dont de minoterie, de brasserie, de distillerie, d'amidonnerie, de sucrerie, d'huilerie (tourteaux > par espèce), autres
- Aliments d'origine animale
- Fourrages annuels : plantes sarclées, maïs fourragers, autres fourrages verts
- Fourrages pluri-annuels : prairies temporaires (inclus PA, a priori), Fourrages et pâturages temporaires autres que prairies *, prairies permanentes, STH pp
- Produits fatal des cultures

Complément 2. coefficients de conversion des volumes bruts de biens végétaux en matière sèche, matière azotée totale et énergie

	SOURCE CEREOPA			SOURCE LIVRE ROUGE INRA 2010				SOURCE "Estimation à dire d'experts" ⁵		SOURCE FAO 2003
	précision	Part de MS dans les matières premières (%)	Part de MAT dans les matières premières (%)	précision	Part de MS dans les matières premières (%)	Part de MAT dans la matière sèche (%)	colonne d * e = part de MAT dans les matières premières (%)	Part de MS dans les matières premières (%)	Part de MAT dans les matières premières (ou dans la MS) (%)	coefficient de conversion en énergie (kcal/100g de produit)
Blé (tendre et dur)	réf sur b. tendre	<u>86</u>	<u>11,3</u>	blé tendre	<u>86,8</u>	<u>12,1</u>	<u>10,5</u>			<u>334</u>
Maïs		<u>86,5</u>	<u>8,7</u>		<u>86,4</u>	<u>9,4</u>	<u>8,1</u>			<u>356</u>
Seigle					<u>87,3</u>	<u>10,3</u>	<u>9,0</u>			<u>319</u>
orge		<u>86</u>	<u>10</u>		<u>86,7</u>	<u>11,6</u>	<u>10,1</u>			<u>332</u>
Avoine					<u>88,1</u>	<u>11,1</u>	<u>9,8</u>			<u>385</u>
Sorgho		<u>86</u>	<u>10</u>		<u>86,5</u>	<u>10,9</u>	<u>9,4</u>			<u>343</u>
Triticale		<u>87,3</u>	<u>9,6</u>		<u>87,3</u>	<u>11</u>	<u>9,6</u>			<u>327</u>
Autres Céréales								<u>86,5</u>	<u>10</u>	<u>340</u>
Riz				riz cargo	<u>87,4</u>	<u>9,2</u>	<u>8,0</u>			<u>280</u>
Colza		<u>90</u>	<u>19,8</u>		<u>92,2</u>	<u>20,7</u>	<u>19,1</u>			<u>494</u>
Tournesol					<u>93</u>	<u>17,2</u>	<u>16,0</u>			<u>308</u>
Soja		<u>90</u>	<u>35,4</u>	graine de soja extrudée	<u>88,1</u>	<u>39,5</u>	<u>34,8</u>			<u>335</u>
Lin					<u>90,3</u>	<u>25</u>	<u>22,6</u>			<u>498</u>
Autres oléagineux								<u>90</u>	<u>20</u>	<u>387</u>
fèves & fèves		<u>86,5</u>	<u>24,9</u>	fèves à fleurs blanches	<u>86,1</u>	<u>31,1</u>	<u>26,8</u>			<u>343</u>
Pois		<u>86</u>	<u>20,7</u>		<u>86,4</u>	<u>23,9</u>	<u>20,6</u>			<u>346</u>
Lupin				lupin blanc	<u>88,6</u>	<u>38,5</u>	<u>34,1</u>			<u>390</u>
Autres légumes secs								<u>86,5</u>	<u>27</u>	<u>350 (est.)</u>
Betteraves	pulpes de betteraves déshydratées	90	8,8	betteraves sucrières	<u>23,2</u>	8,4	<u>1,9</u>			70
Pommes de terre					20	2,16	<u>0,4</u>			67
Maïs fourrage				Ensilage Plante entière (maïs)	<u>Valeurs déjà en MS dans la SAA</u>	7	-			<u>445,7 (est.)</u>
Autres fourrages					<u>Valeurs déjà en MS dans la SAA</u>		-	<u>7 (% de la MS)</u>		<u>445,7 (est.)</u>

Les valeurs soulignées correspondent aux coefficients qui ont été utilisés dans les calculs pour convertir les volumes produits en MS, MAT et Energie

⁵ Estimation à dire d'experts : pour les catégories impliquant « Autres » de la statistique agricole, un coefficient moyen a été estimé à partir des valeurs disponibles pour les produits inclus dans chaque catégorie, selon leur disponibilité et leur importance relative estimée.

2. Calcul de l'indicateur de la part de la production végétale permise par les SE de fourniture en azote et de restitution de l'eau aux plantes cultivées

Les systèmes de culture ont été simulés à l'aide du modèle STICS selon deux modalités : l'une considérant les apports d'intrants actuels, l'autre considérant un apport d'intrant nul (voir introduction de la partie 3, section C). Des couples simulation avec intrant et simulation sans intrant sont ainsi formés pour les cultures de rente. Les simulations des systèmes de culture actuels à rendement faibles sont éliminées (rendement inférieur à 0.5 T/ha pour toutes les cultures sauf le maïs fourrage, rendement en matière sèche inférieur à 4 T/ha pour le maïs fourrage), ainsi que les cas où le rendement sans intrant est supérieur au rendement avec intrant. Le pourcentage de production permis par les SE est calculé comme suit pour chaque récolte :

- Cultures hors maïs fourrage : $pct_rdt_permis_par_se = mafruit_n0/mafruit_n1*100$
- Maïs fourrage : $pct_rdt_permis_par_se = masec_n_n0/masec_n_n1*100$

avec :

- o $pct_rdt_permis_par_se$: Le pourcentage de production permis par les SE
- o $mafruit_n0$: rendement en matière sèche des organes récoltés pour les systèmes de culture sans intrants
- o $mafruit_n1$: rendement en matière sèche des organes récoltés pour les systèmes de culture actuels
- o $masec_n_n0$: matière sèche de surface pour les systèmes de culture sans intrants
- o $masec_n_n1$: matière sèche de surface pour les systèmes de culture actuels

Ce pourcentage de production permis par les SE est ensuite moyenné par culture et par simulation pour obtenir une valeur moyennée sur 30 ans par simulation pour chaque culture simulée, à la résolution de l'UPC. Dans le cas d'un calcul par culture, la valeur de l'indicateur à la résolution de l'UPC est calculée comme suit (cas d'une UPC dans laquelle sont simulées deux séquences et caractérisée par deux UTS) :

$$\begin{aligned}
 Val_{UPC-ci} = & \left([Val_{UTS1-seq1-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq1} + Val_{UTS1-seq1-Norg-ci} \times Poids_{ParcNorg-seq1}] \right. \\
 & \times Poids_{seq1-ci-UPC} \\
 & + [Val_{UTS1-seq2-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq2} + Val_{UTS1-seq2-Norg-ci} \\
 & \times Poids_{ParcNorg-seq2}] \times Poids_{seq2-ci-UPC) \times Poids_{UTS1} \\
 & + ([Val_{UTS2-seq1-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq1} + Val_{UTS2-seq1-Norg-ci} \\
 & \times Poids_{ParcNorg-seq1}] \times Poids_{seq1-ci-UPC} \\
 & + [Val_{UTS2-seq2-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq2} + Val_{UTS2-seq2-Norg-ci} \\
 & \times Poids_{ParcNorg-seq2}] \times Poids_{seq2-ci-UPC) \times Poids_{UTS2}
 \end{aligned}$$

Avec :

- Val_{UPC-ci} : Valeur de l'indicateur pour la culture i pour une UPC donnée
- $Val_{UTS-seq-ferti-ci}$: valeur de la sortie STICS pour la culture i , pour une UTS donnée, une séquence donnée et un type de fertilisation donné
- $Poids_{ParcNmin-seq}$: poids de la fertilisation minérale pour une séquence donnée
- $Poids_{ParcNorg-seq}$: poids de la fertilisation organique pour une séquence donnée
- $Poids_{UTS}$: poids d'une UTS donnée dans l'unité cartographique de sol (UCS) de l'UPC
- $Poids_{seq-ci-UPC}$: poids de la séquence simulée contenant la culture ci par rapport à l'ensemble des séquences simulées contenant la culture ci dans l'UPC

Cette valeur obtenue à la résolution de l'UPC est ensuite agrégée à la résolution de la PRA. La formule pour le changement d'échelle vers une PRA à deux UPC (chaque UPC étant caractérisée par deux UTS et deux séquences simulées) est la suivante :

$$\begin{aligned}
Val_{PRA-ci} = & \left[\left([Val_{UTS1-seq1-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq1} + Val_{UTS1-seq1-Norg-ci} \times Poids_{ParcNorg-seq1}] \right. \right. \\
& \times Poids_{seq1-ci-UPC1} \\
& + [Val_{UTS1-seq2-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq2} + Val_{UTS1-seq2-Norg-ci} \\
& \times Poids_{ParcNorg-seq2}] \times Poids_{seq2-ci-UPC1} \left. \right) \times Poids_{UTS1} \\
& + \left([Val_{UTS2-seq1-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq1} + Val_{UTS2-seq1-Norg-ci} \right. \\
& \times Poids_{ParcNorg-seq1}] \times Poids_{seq1-ci-UPC1} \\
& + [Val_{UTS2-seq2-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq2} + Val_{UTS2-seq2-Norg-ci} \\
& \times Poids_{ParcNorg-seq2}] \times Poids_{seq2-ci-UPC1} \left. \right) \times Poids_{UTS2} \left. \right] * Poids_{UPC1-ci-PRA} \\
& + \left[\left([Val_{UTS1-seq1-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq1} + Val_{UTS1-seq1-Norg-ci} \right. \right. \\
& \times Poids_{ParcNorg-seq1}] \times Poids_{seq1-ci-UPC2} \\
& + [Val_{UTS1-seq2-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq2} + Val_{UTS1-seq2-Norg-ci} \\
& \times Poids_{ParcNorg-seq2}] \times Poids_{seq2-ci-UPC2} \left. \right) \times Poids_{UTS1} \\
& + \left([Val_{UTS2-seq1-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq1} + Val_{UTS2-seq1-Norg-ci} \right. \\
& \times Poids_{ParcNorg-seq1}] \times Poids_{seq1-ci-UPC2} \\
& + [Val_{UTS2-seq2-Nmin-ci} \times Poids_{ParcNmin-seq2} + Val_{UTS2-seq2-Norg-ci} \\
& \times Poids_{ParcNorg-seq2}] \times Poids_{seq2-ci-PRA} \left. \right) \times Poids_{UTS2} \left. \right] * Poids_{UPC2-ci-PRA}
\end{aligned}$$

Avec :

- Val_{PRA-ci} : Valeur de l'indicateur pour la culture i pour une PRA donnée
- Val_{UTS-seq-ferti} : valeur de la sortie STICS pour une UTS donnée, une séquence donnée et un type de fertilisation donné
- Poids_{ParcNmin-seq} : poids de la fertilisation minérale pour une séquence donnée
- Poids_{ParcNorg-seq} : poids de la fertilisation organique pour une séquence donnée
- Poids_{UTS} : Poids d'une UTS donnée dans l'unité cartographique de sol (UCS) de l'UPC
- Poids_{seq-ci-UPC} : poids de la séquence simulée par rapport à l'ensemble des séquences simulées dans l'UPC
- Poids_{UPC-ci-PRA} : poids des surfaces de séquences simulées dans l'UPC par rapport aux surfaces de séquences simulées dans la PRA

Un seuil de 25% est appliqué aux fertilisations : si le poids d'un des types de fertilisation (minéral ou organique) est inférieur à 25%, il est mis à zéro et le poids de l'autre type de fertilisation devient égal à 100%.

En pratique, on calcule le poids de chaque simulation dans l'UPC et dans la PRA pour les systèmes de culture actuels (N111) mais aussi pour les systèmes sans intrants (N010), sans fertilisation (N011) et sans irrigation (N110). Puis on additionne le produit de ce poids respectivement dans l'UPC ou dans la PRA et de la valeur à pondérer par UPC ou par PRA pour tous les individus d'un même système de culture.

Annexe 10-B. Note technique pour le calcul de la production de biens animaux

Coordination : Laurence Puillet

Mise en œuvre de l'évaluation : Thomas Poméon, Laurence Puillet, Anne Meillet, Elise Maigné, João Pedro Domingues, Camille Dross, Thomas Puech,

Cartographie : Thomas Poméon, Benoît Garcia

Traitement des résultats en vue de leur analyse : Laurence Puillet

A. Principes généraux.....	842
A-1. Démarche globale	842
A-2. Options méthodologiques globales	844
A-3. Bases de données utilisées	845
B. Calcul de la production physique totale de biens animaux à la résolution PRA	846
B-1. Production de lait à la résolution PRA.....	846
B-2. Production d'œufs à la résolution PRA	847
B-3. Production de viande des ovins, caprins, porcins et de volailles à la résolution PRA.....	847
B-4. Production de viande et d'animaux vifs pour la filière bovine à la résolution PRA	848
C. Calcul de la production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème à la résolution PRA ...	849
C-1. Approche générale.....	849
C-2. Calcul de l'offre de matières premières végétales disponibles pour l'alimentation animale (AA) à la résolution PRA.....	849
C-3. Calcul des consommations de MPV au niveau PRA	854
C-4. Calcul de la production sur ressources propres de l'écosystème de la PRA	858
D. Bases de données mobilisées.....	860
E. Références.....	865
F. Compléments	866

A. Principes généraux

A-1. Démarche globale

La méthode développée dans EFESE-écosystèmes agricoles s'appuie sur la notion de **production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème** (PA_{rp}), qui représente la production de biens animaux permise par la production végétale locale d'un territoire donné. Cette notion met l'accent sur la dépendance des biens animaux vis-à-vis des biens végétaux et prend en compte la capacité du territoire à satisfaire la consommation alimentaire de la population animale présente sur le territoire.

La production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème permet d'approcher une production animale **potentielle**, c'est-à-dire une production **réalisée à partir des matières premières végétales (MPV) produites dans l'écosystème**.

Dans ce qui suit nous exposons la démarche de calcul de la production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème (PA_{rp}) à la résolution de la Petite Région Agricole (PRA). L'indicateur est défini pour une PRA p selon :

$$PA_{rp,p} = PA_{tot,p} \cdot \alpha_p \quad [1]$$

avec

- $PA_{tot,p}$ la production totale de biens animaux de la PRA p . Celle-ci agrège la production de lait et de viande (animaux abattus) issus des ruminants (bovins, ovins et caprins), la production d'animaux d'élevage issus des bovins (animaux vendus vivants), la production de viande (animaux abattus) et d'œufs issus des monogastriques (volailles et porcins) ;
- α_p exprime la **capacité du territoire** de la PRA p à **satisfaire la consommation de MPV de tous les animaux présents**. Cette capacité prend la forme d'un ratio entre l'offre végétale de la PRA et la consommation de matière végétale par les animaux présents dans la PRA. La capacité est calculée en matière sèche ($\alpha_{p,MS}$) et en matière azotée ($\alpha_{p,MAT}$) et c'est la capacité de la matière la plus limitante qui est retenue.

La variable α_p est donc calculée selon :

$$\alpha_p = \min(1, \alpha_{p,MS}, \alpha_{p,MAT}) \quad [2]$$

La valeur de α_p est bornée à 1 car la production sur ressources propres de l'écosystème ne peut pas excéder la production physique totale. Une valeur de α_p inférieure à 1 indique que les MPV disponibles pour l'alimentation des animaux sont insuffisantes pour couvrir la consommation des animaux de la PRA et que la production de biens animaux a mobilisé des MPV issues d'autres PRA ou régions du globe.

La figure 1 illustre la conceptualisation des étapes pour la mise en œuvre de l'évaluation de la fourniture de biens animaux. Les surfaces végétales de la PRA produisent une offre de MPV au champ à partir de laquelle se construit un disponible de MPV pour l'alimentation animale. Ce disponible pour l'alimentation animale rapporté à la consommation de MPV par les animaux de cette même PRA aboutit à la variable α_p . Celle-ci est alors utilisée pour pondérer la production totale de biens animaux. Comme le montre la figure 1 la variable α_p nécessite de comptabiliser l'ensemble des consommations de MPV des animaux ruminants et monogastriques présents au sein de la PRA, indépendamment de leurs interactions directes ou indirectes avec les surfaces végétales. La PRA est considérée comme un système fermé : l'offre de MPV est strictement générée par les surfaces de la PRA.

Les surfaces végétales de l'écosystème agricole ont été regroupées pour représenter trois types de flux de MPV disponibles pour l'alimentation des animaux (figure 1) :

- i) un flux de MPV générant des aliments concentrés (F_1) ;
- ii) un flux de MPV issu de la transformation par les industries sous forme de coproduits ou de tourteaux (F_2) ;
- iii) un flux de MPV correspondant aux fourrages (F_3).

Le flux F_1 agrège 16 MPV: blé tendre, blé dur, maïs grain, orge et escourgeon, seigle, avoine, méteil, triticale, sorgho, mélanges de céréales, pois protéagineux et secs, fèves et fèvesoles, lupins, colza, tournesol, soja et lin. Il est calculé en matière sèche (MS) et en matière azotée (MAT) en multipliant la production brute au champ de chaque MPV par un coefficient λ_i qui correspond à sa disponibilité pour l'alimentation animale.

Le flux F_2 agrège 7 MPV issues de la transformation de cultures par l'industrie (Tableau 1). Il est calculé en MS et en MAT en multipliant la production brute au champ de chaque MPV par un coefficient γ_j qui correspond à la fois à un taux d'utilisation de la production brute au champ dans l'industrie, au rendement de transformation de la MPV et à la disponibilité du coproduit pour l'alimentation animale.

Le flux F_3 agrège 6 MPV correspondant à des fourrages (prairies artificielles, prairies temporaires, prairies naturelles, surfaces peu productives toujours en herbe, maïs fourrage et autres fourrages annuels). Ces fourrages sont exprimés directement en MS et sont consommés uniquement par les ruminants (disponibilité égale à 1).

Figure 1. Représentation schématique du concept de production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème (PA_{rp}). La PA_{rp} découle de la production totale de biens animaux (PA_{tot}) pondérée par la capacité du territoire à satisfaire la consommation en matière végétale de tous les animaux présents (α_p) où α_p est le ratio entre l'offre végétale disponible pour l'alimentation animale (MPV_{AA}) et la consommation de matière végétale par le cheptel (MPV_c) présent sur le territoire.

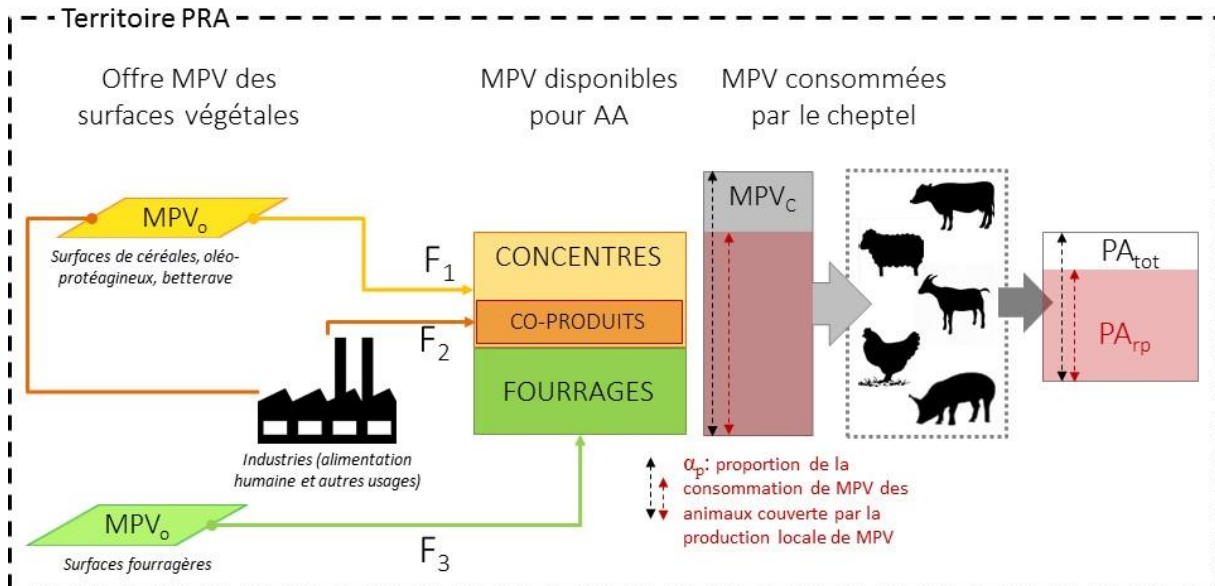


Tableau 1. Description de la composition du flux d'offre de MPV issues de la transformation par l'industrie (F_2) des quantités brutes produites par les surfaces de la PRA p

Culture	MPV
Blé tendre	Issues de meunerie
Maïs grain	Corn Gluten Feed Gluten 60
Colza	Tourteaux de colza
Tournesol	Tourteaux de tournesol
Soja	Tourteaux de soja
Betterave	Pulpes de betterave Mélasse
Prairies artificielles	Luzerne déshydratée

La formule ci-dessous détaille le calcul de la variable α_p en considérant les trois types de flux de MPV qui configurent le disponible pour l'alimentation animale :

$$\alpha_p = \min\left(1, \frac{\sum MPV_{o_i,p} \cdot \delta_{i,MS} + \sum MPV_{o_j,p} \cdot \gamma_{j,MS} + \sum MPV_{o_k,p} \cdot \tau_{k,MS}}{\sum MPV_{c_{l,p,MS}}}, \frac{\sum MPV_{o_i,p} \cdot \delta_{i,MAT} + \sum MPV_{o_j,p} \cdot \gamma_{j,MAT} + \sum MPV_{o_k,p} \cdot \tau_{k,MAT}}{\sum MPV_{c_{l,p,MAT}}}\right) \quad [3]$$

avec

- $MPV_{o_i,p}$ la quantité brute de MPV i produite par les surfaces végétales de la PRA p et utilisées comme aliments concentrés pour l'alimentation animale
- $MPV_{o_j,p}$ la quantité brute de MPV j produite par les surfaces végétales de la PRA p , utilisée dans l'industrie et générant des coproduits (dont les tourteaux) utilisés en alimentation animale
- $MPV_{o_k,p}$ la quantité brute de MPV k produite par les surfaces végétales de la PRA p et utilisées comme fourrages pour l'alimentation animale
- $\delta_{i,MS}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matière sèche (MS) de chaque MPV i qui correspond à une disponibilité de MS de la MPV i pour l'alimentation animale
- $\delta_{i,MAT}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matières azotées totales (MAT) de chaque MPV i qui correspond à une disponibilité de MAT de la MPV i pour l'alimentation animale
- $\gamma_{j,MS}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matière sèche (MS) de chaque MPV j qui est à l'origine d'un coproduit pour l'alimentation animale (Tableau 1)
- $\gamma_{j,MAT}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matières azotées totales (MAT) de chaque MPV j qui est à l'origine un coproduit pour l'alimentation animale (Tableau 1)
- $\tau_{k,MS}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matière sèche (MS) de chaque MPV k qui correspond à une disponibilité de fourrages pour l'alimentation animale
- $\tau_{k,MAT}$ le coefficient de conversion des quantités brutes en quantités de matières azotées totales (MAT) de chaque MPV k qui correspond à une disponibilité de fourrages pour l'alimentation animale
- $MPV_{c_{l,p,MS}}$ les quantités, en MS, de MPV l consommées par les animaux de la PRA p ;
- $MPV_{c_{l,p,MAT}}$ les quantités, en MAT, de MPV l consommées par les animaux de la PRA p .

A-2. Options méthodologiques globales

Plusieurs options méthodologiques ont été retenues :

- **Type de production animale** prise en compte : la production animale issue du cheptel de monogastriques et de ruminants. Quatre grands types de produits animaux sont considérés : le lait, la viande (issue d'animaux abattus), les œufs et les animaux d'élevage. Le cheptel français considéré dans cette étude comprend les bovins, porcins, volailles, ovins et caprins. Les petites filières (lapin, poisson, gibier) ainsi que la filière équine (1 millions de têtes inégalement réparties sur le territoire) n'ont pas été considérées.

- **Le calcul des effectifs** par catégorie d'animaux (espèce, sexe, âge, fonction) se base sur l'**effectif instantané** qui représente le nombre d'animaux, en nombre de têtes, présent dans les exploitations en fin d'année i.e. autour du 30 novembre de chaque année. L'effectif instantané est disponible dans la statistique agricole, que ce soit dans le RA2010 ou la SAA. Il est utilisé pour les différents indicateurs présentés ci-dessous dont le calcul inclut un effectif, que ce soit les indicateurs de production (ramenée aux effectifs de femelles reproductrices) ou la consommation de matière première végétale par les animaux (basée sur l'effectifs d'animaux nourris par an et par territoire). Le choix de l'effectif instantané se base sur une comparaison des différentes méthodes de calcul des effectifs¹. Une note de synthèse (complément 1) compare les résultats de quatre méthodes appliquées aux effectifs bovins de deux départements (Aveyron et Vendée). Elle montre que l'effectif instantané implique le moins d'hypothèses et d'incertitudes mais tendrait à sous-estimer les effectifs présents tout au long de l'année, et donc la consommation alimentaire totale par les animaux.

¹ Quatre méthodes ont été comparées : (i) effectif instantané ; (ii) effectif net (iii) effectif moyen présent (iv) effectif présent du SEEA AFF (FAO 2015).

- **Les unités de mesure** utilisées pour comptabiliser les biens animaux sont la quantité brute (T équivalent-carcasse pour la viande et les animaux vifs, hl pour le lait et milliers d'unités pour les œufs) et la quantité de protéines, éventuellement rapportées aux ha de SAU. La conversion des quantités brutes en quantités de protéines (complément 2) s'appuie sur les tables de conversion FAO (2003) et ANSES (2013).

- L'évaluation de la production de biens animaux mobilise les résultats de l'évaluation de la fourniture de **biens végétaux à l'échelle PRA, à savoir les quantités brutes de matière sèche** (1000 T), résultant des rendements départementaux et des superficies des cultures suivantes : blé dur, blé tendre, maïs grain, orge, sorgho, triticale, seigle, mélanges de céréales, fèverole, colza, soja, pois, tournesol, betterave, maïs fourrager, autres fourrages annuels, prairies temporaires, prairies artificielles (dont luzerne déshydratée), prairies permanentes (productives), surfaces toujours en herbe peu productive.

- L'évaluation est réalisée à partir des données disponibles pour les **années 2010-2011-2012**. Les indicateurs produits représentent une moyenne des indicateurs calculés pour ces 3 années. Ce choix permet de tenir compte des contraintes de disponibilité des données et de rester cohérent avec l'ensemble du dispositif EFESE-écosystèmes agricoles. Il permet également de lisser les spécificités annuelles (aléas climatiques, crises sanitaires ou autres facteurs).

A-3. Bases de données utilisées

La description détaillée des bases de données utilisées est présentée en fin de document.

- Les données mobilisées pour les effectifs et les productions physiques (lait, viande et œufs) sont celles de la Statistique Annuelle Agricole (SAA) produite par le Service de la Statistique et Prospective (SSP) du ministère de l'agriculture. Les différentes données sont disponibles annuellement et téléchargeables sur la plateforme DISAR², à la résolution France/Région/Département.
- A la résolution PRA, les données d'effectifs mobilisées sont celles du recensement agricole 2010 (RA 2010)
- Les données relatives à la production de viande bovine (animaux abattus et vendus en vif) sont celles de la base de données nationales d'identification (BDNI) et de la base de données NormaBEV.
- Les effectifs par catégorie de ruminants ont été estimés grâce à une procédure mise en œuvre par l'UMR SAD-APT (Dross, 2016) appliquée aux données du RA 2010 (obtenues via la plateforme DISAR)
- Les effectifs par catégorie de monogastriques ont été estimés grâce à une procédure mise en œuvre par l'ODR (E. Maigné) et appliquée aux données de T. Puech (extraction CASD RA 2010).

Les données comportent du secret statistique, qui a été géré en reportant sur les valeurs d'effectifs les plus faibles. Pour les effectifs par catégorie d'animaux au niveau des PRA, les valeurs secrètes ont été estimées à partir de procédures de redistribution des valeurs résiduelles (i.e. la différence entre la valeur connue à un niveau agrégé supérieur et la somme des valeurs au niveau inférieur) entre les entités concernées.

Les coefficients Agreste³ établis en 2010 sont utilisés pour convertir les effectifs d'animaux en UGB. Ils permettent de calculer 4 types d'UGB : UGB alimentation grossière (UGB_{AG}, uniquement pour les herbivores), UGB alimentation totale, UGB PAC (utilisée pour calculer les chargements dans le cadre de la PAC) et les UGB Eurostat. Nous utilisons les UGB alimentation totale (UGB_{AT}), qui sont définis pour l'ensemble des catégories animales, contrairement aux UGB alimentation grossière (herbivores uniquement), pour pouvoir exprimer les effectifs animaux dans la même unité. La procédure de Dross (2016) a été appliquée sur des effectifs de ruminants en nombre de têtes. En utilisant les coefficients de conversion en UGB_{AT} et en UGB_{AG}, nous avons pu déterminer un coefficient de conversion UGB_{AT}/UGB_{AG} pour les bovins (1.30 UGB_{AT}/UGB_{AG}), les ovins (1.73 UGB_{AT}/UGB_{AG}) et les caprins (1.25 UGB_{AT}/UGB_{AG}).

² <https://stats.agriculture.gouv.fr/disar/>

³ http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/calcul_UGB.pdf

B. Calcul de la production physique totale de biens animaux à la résolution PRA [$PA_{tot,p}$]

La production physique totale de biens animaux à la résolution PRA, $PA_{tot,p}$, correspond à la somme de la production de lait des bovins, ovins et caprins, de la production de viande issue des animaux abattus (bovins, ovins, caprins, volailles et porcins), de la production de bovins vendus en vif et de la production d'œufs des poules pondeuses (œufs à couver et de consommation).

B-1. Production de lait à la résolution PRA [$PA_{lait,p}$]

Cet indicateur est calculé par espèce (bovins, ovins et caprins) pour chaque PRA en désagrégant les données de production laitière disponibles au niveau du département d , proportionnellement aux effectifs laitiers de la PRA. La production laitière inclue les livraisons à l'industrie et les ventes directes de lait entier et utilisation à la ferme. La quantité de lait pour l'année i à la résolution PRA est estimée par :

$$PA_{lait\ espece,p,i} = UGB_{lait\ espece,p,i} * \left(\frac{PA_{lait\ espece,d,i}}{UGB_{lait\ espece,d,i}} \right) \quad [4]$$

avec

$PA_{lait\ espece,d,i}$ la production de lait de l'espèce considérée dans le département d pour l'année i en Hl

$UGB_{lait\ espece,p,i}$ le total des UGB laitiers de l'espèce considérée (en UGB_{AG}) dans la PRA p pour l'année i

$UGB_{lait\ espece,d,i}$ le total des UGB laitiers de l'espèce considérée (en UGB_{AG}) dans le département d pour l'année i

Pour réaliser les calculs à la résolution PRA, l'approche retenue pose comme hypothèse une homogénéité de la productivité laitière entre les PRA d'un même département. Cette hypothèse crée un biais important dans les départements avec étagement altitudinal où les écarts de productivité laitière sont importants.

Les UGB laitiers, au niveau département ou PRA, correspondent aux effectifs de femelles de plus de 1 an dans l'espèce considérée. Pour les bovins, il s'agit des vaches laitières, des génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans et des génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans. Pour les catégories d'âge de moins de 1 an, les données ne permettent pas de distinguer les animaux du troupeau laitier des animaux du troupeau allaitant. Pour les ovins, les effectifs considérés sont les brebis mères laitières. Pour les catégories d'âge de moins de 1 an, les données ne permettent pas de distinguer les animaux du troupeau laitier (en l'occurrence les agnelles laitières de renouvellement) des autres animaux. Enfin, pour les caprins, il s'agit des chèvres suitées et chevrettes de renouvellement.

Les données de la SAA permettent de calculer les UGB laitiers du département ($UGB_{lait\ espece,d,i}$) et la production laitière du département ($PA_{lait\ espece,d,i}$). Les UGB laitiers de la PRA p pour l'année i ($UGB_{lait\ espece,p,i}$) sont obtenus en désagrégant les effectifs du département d auquel appartient la PRA p avec la clé calculée sur la base du RA 2010 (proportion des effectifs totaux du département localisés dans la PRA p) :

$$UGB_{lait\ espece,p,i} = UGB_{lait\ espece,d,i} * \frac{UGB_{lait\ espece,p,2010}}{UGB_{lait\ espece,d,2010}} \quad [5]$$

La production de lait à la résolution PRA pour une espèce donnée est ensuite calculée en faisant la moyenne des années 2010, 2011 et 2012. Enfin, les productions de lait moyennes de chaque espèce sont converties en quantités de protéines et agrégées dans la variable $PA_{lait,p}$. La conversion des volumes de lait en quantités de protéines pour chaque espèce a utilisé les densités et les teneurs en protéines présentées dans le complément 2.

B-2. Production d'œufs à la résolution PRA [$PA_{oeuf,p}$]

Cet indicateur est calculé pour les volailles à la résolution PRA en désagrégant les données de production disponibles à la résolution région. Ces données ne concernent que les élevages professionnels. La quantité d'œufs pour l'année i à la résolution PRA est donnée par :

$$PA_{oeuf,p,i} = UGB_{oeuf,p,i} \cdot \frac{PA_{oeuf,d,i}}{UGB_{oeuf,r,i}} \quad [6]$$

Avec

$UGB_{oeuf,p,i}$ le total des UGB_{oeuf} de la PRA p en UGB_{AT} pour l'année i

$UGB_{oeuf,d,i}$ le total des UGB_{oeuf} de la région r auquel appartient la PRA p en UGB_{AT} pour l'année i

$PA_{oeuf,r,i}$ la production d'œufs des UGB_{oeuf} de la région r en milliers d'unités pour l'année i

Les UGB_{oeuf} correspondent aux effectifs de poules pondeuses produisant des œufs de consommation et aux effectifs de poules pondeuses produisant des œufs à couver. Les effectifs d'autres espèces produisant des œufs (cailles, cannes,...) ne sont pas considérés.

Les données de la SAA permettent de calculer les UGB_{oeuf} de la région ($UGB_{oeuf,d,i}$) pour l'année considérée et la production d'œufs de la région ($PA_{oeuf,r,i}$). Les UGB_{oeuf} de la PRA p pour l'année i ($UGB_{oeuf,p,i}$) sont obtenus en désagrégant les effectifs de la région r auquel appartient la PRA p avec la clé calculée sur la base du RA 2010 (proportion des effectifs totaux du département localisés dans la PRA p) :

$$UGB_{oeuf,p,i} = UGB_{oeuf,d,i} \cdot \frac{UGB_{oeuf,p,2010}}{UGB_{oeuf,r,2010}}$$

Les productions des années 2010, 2011 et 2012 sont ensuite moyennées et converties en quantités de protéines ($PA_{oeuf,p}$ en T de protéines) sur la base des valeurs présentées dans le complément 2.

B-3. Production de viande des ovins, caprins, porcins et de volailles à la résolution PRA [$PA_{viande,p}$]

Cet indicateur est calculé par espèce: ovins, caprins, porcins et volailles. Il correspond aux quantités de viande issues des abattages d'animaux (Tec). Contrairement aux bovins (voir section D), les animaux vendus en vif pour l'exportation ou pour la reproduction ne sont pas considérés. Les flux d'animaux entre département ou PRA ne sont pas considérés.

La quantité de viande à la résolution PRA est donnée par :

$$PA_{viande_{espece},p,i} = UGB_{viande_{espece},p,i} * \left(\frac{PA_{viande_{espece},d,i}}{UGB_{viande_{espece},d,i}} \right) \quad [7]$$

avec

$UGB_{viande_{espece},p,i}$ le total des UGB_{viande} de la PRA p pour l'année i

$UGB_{viande_{espece},d,i}$ le total des UGB_{viande} de l'espèce considérée dans le département d pour l'année i

$PA_{viande_{espece},d,i}$ la production de viande issue d'animaux abattus de l'espèce considérée dans le département d pour l'année i

Pour les ovins, les UGB_{viande} correspondent aux effectifs de brebis mères (nourrices et laitières) et d'agnelles (pour le renouvellement). Pour les caprins, les UGB_{viande} correspondent aux effectifs de chèvres suitées et aux chevrettes.

Pour les porcins les UGB_{viande} correspondent aux effectifs de porcelets, de porcs charcutiers et d'animaux de réforme (truies et verrats).

Pour les volailles, les UGB_{viande} correspondent aux effectifs de poulets de chair et coqs, de poulettes, de poules pondeuses (œufs à couver et œufs de consommation), de pintades, de canards (gras et à rôti) et de dindes. Pour

les volailles, la SAA ne fournit des statistiques sur la production qu'au niveau région. Dans ce cas, ce n'est donc pas le département qui sert de point de départ et de référence pour la désagrégation, mais bien la région (comme dans le cas de la production d'œuf).

Les données de la SAA permettent de calculer les UGB_{viande} du département ($UGB_{viande_{espece,d,i}}$) pour l'année et l'espèce considérées ainsi que la production de viande de l'espèce au niveau du département ($PA_{viande_{espece,d,i}}$). Les UGB_{viande} de la PRA p pour l'année i ($UGB_{viande_{espece,p,i}}$) sont obtenus en désagrégant les effectifs du département d auquel appartient la PRA p avec la clé calculée sur la base du RA 2010 (proportion des effectifs totaux du département localisés dans la PRA p) :

$$UGB_{viande_{espece,p,i}} = UGB_{viande_{espece,d,i}} \cdot \frac{UGB_{viande_{espece,p,2010}}}{UGB_{viande_{espece,d,2010}}} \quad [8]$$

Les productions des années 2010, 2011 et 2012 sont moyennées pour chaque espèce. Les productions moyennes des espèces sont ensuite converties en quantités de protéines sur la base des valeurs présentées dans le complément 2 et agrégées dans la variable $PA_{viande,p}$ (T de protéines).

B-4. Production de viande et d'animaux vifs pour la filière bovine à la résolution PRA [$PA_{bovins,p}$]

Les bovins fournissent à la fois de la viande (issue des abattages) et également des animaux vifs destinés à l'export d'animaux vivants ou à la vente de reproducteurs. Les données relatives à ces productions bovines ont été estimées pour l'année 2010 à la résolution PRA par l'Idel de la façon suivante:

Abattages d'animaux issus de la PRA + exportations en vif (traduites en équivalent carcasse) de la PRA (vers d'autres PRA françaises ou l'étranger) – importations en vif dans la PRA + stock au 31/12/2010 – stock au 01/01/2010.

Les abattages sont connus en kg de carcasse grâce aux données de la base Normabev. Toutes les autres données sont estimées à partir de la race, du sexe et de l'âge des animaux exportés, importés, ou présents en début ou fin de période. Cette estimation a été réalisée grâce à la modélisation de courbes de croissance par race et par sexe, à partir des données d'abattage, des données du contrôle de performances (Bovins croissance ; Poids à la naissance, PAT 120 j), des rendements par race et catégorie animale. Grâce à la collaboration de C. Perrot, les données de 2010 ont pu être utilisées et ensuite été extrapolées pour les années 2011 et 2012 sur la base de l'évolution des effectifs départementaux par rapport à l'année de référence 2010 (sous hypothèse donc d'une productivité par UGB constante dans le temps). Elles ont été converties en quantités de protéines sur la base des valeurs présentées dans le complément 2.

Au terme des étapes de calcul présentées dans les sections A, B, C et D, nous disposons de toutes les variables pour pouvoir calculer la production physique totale de biens animaux de la PRA p :

$$PA_{tot,p} = PA_{oeuf,p} + PA_{lait,p} + PA_{viande,p} + PA_{bovins,p} \quad [9]$$

C. Calcul de la production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème à la résolution PRA ($PA_{rp,p}$)

C-1. Approche générale

L'enjeu est d'élaborer les variables permettant de calculer le ratio α_p . Ce ratio est utilisé pour calculer la production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème à partir de la production physique totale à la résolution PRA. α_p exprime la part des MPV consommées par les animaux de la PRA p qui est fournie par les MPV produites dans la PRA p, suivant la formule :

$$\alpha_p = \min\left(1, \frac{\sum MPV_{oi,p} \cdot \delta_{i,MS} + \sum MPV_{oj,p} \cdot \gamma_{j,MS} + \sum MPV_{ok,p} \cdot \tau_{k,MS}}{\sum MPV_{ci,p,MS}}, \frac{\sum MPV_{oi,p} \cdot \delta_{i,MAT} + \sum MPV_{oj,p} \cdot \gamma_{j,MAT} + \sum MPV_{ok,p} \cdot \tau_{k,MAT}}{\sum MPV_{ci,p,MAT}}\right) \quad [3]$$

Le calcul α_p nécessite donc de connaître d'une part la production de MPV disponibles pour l'alimentation animale (AA) à partir des surfaces végétales de la PRA p (section B) et d'autre part la consommation de MPV par les animaux de la PRA p (section C).

C-2. Calcul de l'offre de matières premières végétales disponibles pour l'alimentation animale (AA) à la résolution PRA

Le chapitre Biens Végétaux fournit les superficies (ha) à la résolution PRA et les rendements (matière brute/ha sauf pour les surfaces fourragères qui sont exprimées en MS/ha) à la résolution PRA. Il est ainsi possible de calculer les quantités produites au champ ($MPV_{oi,p}$, $MPV_{oj,p}$ et $MPV_{ok,p}$).

Les quantités de $MPV_{oi,p}$ correspondent à des MPV qui sont intégrées dans l'alimentation des animaux en l'état ou dans des aliments composés. Les quantités de MPV disponibles pour les animaux peuvent alors être directement calculées à partir de la production au champ corrigée d'un coefficient de disponibilité pour l'alimentation animale, en MS et en MAT ($\delta_{i,MS}$ et $\delta_{i,MAT}$).

Les quantités de $MPV_{oj,p}$ correspondent à des MPV qui sont intégrées dans l'alimentation des animaux après un processus de transformation de la production brute au champ. Il s'agit des coproduits issus d'industries de transformation (industrielle ou pour l'alimentation humaine) dont une partie est disponible pour l'alimentation animale (AA). Les quantités de MPV disponibles pour les animaux sont alors calculées à partir de la production au champ, de l'utilisation de cette production par l'industrie, du rendement de transformation et enfin de la disponibilité du coproduit pour l'alimentation animale ($\gamma_{j,MS}$ et $\gamma_{j,MAT}$).

Les quantités de $MPV_{ok,p}$ correspondent aux MPV issues des fourrages. Elles sont directement exprimées en MS et uniquement consommées par les ruminants. Leur disponibilité en MS ($\tau_{k,MS}$) est donc égale à 1 et converties ensuite en MAT ($\tau_{k,MAT}$).

Calcul des coefficients pour les MPV non transformées : $\delta_{i,MS}$, $\delta_{i,MAT}$ et $\tau_{k,MAT}$

Les MPV donnant lieu à des productions consommées directement par les animaux sont les suivantes : blé tendre, blé dur, orge, avoine, seigle, triticale, maïs grain, sorgho grain, mélanges et autres céréales, colza, tournesol, soja, lin oléagineux, pois protéagineux, fèves et fèvesoles, lupin.

Le coefficient $\delta_{i,MS}$ est calculé selon :

$$\delta_{i,MS} = \%MS_i \cdot \text{moyenne} \left(\frac{MB_{indigene_{AA}}}{MB_{champ}} \right)_{\substack{2009-2010, 2010-2011, \\ 2011-2012, 2012-2013}} \quad [10]$$

Avec

$\%MS_i$ la teneur en matière sèche (g/100g) de MPV i

$MB_{indigene_{AA}}$ la quantité de matière brute (1000 T) de MPV i d'origine indigène et utilisée dans l'alimentation animale

MB_{champ} la quantité de matière brute (1000 T) produite au champ

Le coefficient $\delta_{i,MAT}$ est calculé selon :

$$\delta_{i,MAT} = \%MAT_i \cdot \gamma_{MS,i} \quad [11]$$

Avec

$\%MAT_i$ la teneur en matière azotée totale (MAT) de la matière sèche (g MAT/100g MS) de MPV i

Les valeurs des coefficients $\delta_{i,MS}$ et $\delta_{i,MAT}$ sont présentés dans le tableau 2.

Les données utilisées pour $MB_{indigene_{AA}}$ et MB_{champ} proviennent des bilans d'approvisionnement Agreste et plus spécifiquement des bilans Céréales, Graines et Fruits Oléagineux et Protéagineux. Ces bilans fournissent les quantités de MPV produites sur le territoire (utilisée pour la valeur MB_{champ}), importées, exportées et utilisées pour différentes finalités. L'utilisation intérieure comporte une catégorie correspondant à l'utilisation pour l'alimentation animale et détaille les quantités d'origine intérieure. Il a ainsi été possible de calculer $MB_{indigene_{AA}}$ (par exemple ligne 56 dans les bilans d'approvisionnement Céréales). Ces bilans sont calculés par campagne, c'est-à-dire du 1^{er} juillet de l'année $n-1$ au 30 juin de l'année n . Par souci de cohérence avec les données calendaires 2010, 2011 et 2012 (1^{er} janvier – 31 décembre) utilisées pour le reste des calculs, quatre années de bilans (2009-2010, 2010-2011, 2011-2012 et 2012-2013) ont été utilisées.

Les teneurs en MS et en MAT utilisées ($\%MS_i$ et $\%MAT_i$) sont présentées dans le tableau 3. Les teneurs en MAT des MPV sont des données classiquement utilisées en nutrition animale et donc accessibles. Les valeurs de Céréopa et des tables INRA 2010 ont été utilisées. Pour les fourrages, les teneurs MAT sont calculées pour des stades et des conditions de récolte précis (par exemple, ensilage de prairie permanente de Plaine (Normandie), Brins courts avec conservateur, 1^{er} cycle, Épis ou fleurs, 25/05, début épiaison). Dans EFESE-EA, l'objectif est de calculer des quantités de MAT offertes sur l'année par les surfaces fourragères à partir des quantités de MS produites et fournies par le groupe Biens Végétaux. Il faut donc une teneur en MAT moyenne sur l'année, et non une teneur relative à un stade. Les valeurs sont présentées dans le tableau 4. Pour les prairies permanentes, nous avons utilisé les données produites dans le cadre du programme Casdar "*Les prairies permanentes françaises au cœur d'enjeux agricoles et environnementaux : de nouveaux outils pour une nouvelle approche de leur gestion ?*". Ce projet a étudié 190 parcelles de prairies permanentes réparties sur le territoire français pendant 2 ans (2009 et 2010). La production annuelle de biomasse des parcelles a été estimée à partir de la production d'herbe mesurée sur trois périodes (4.8 T de MS en fin de printemps, 1 T MS en été et 0.4 T MS en automne). Pour chacune de ces trois périodes, la teneur en MAT a également été mesurée (9g MAT/100g de MS en fin de printemps, 15g MAT/100g de MS en été et 17 g MAT/100g de MS en autonome). Ainsi, il est possible de calculer la production annuelle de MAT des prairies (650 kg de MAT) et la teneur annuelle moyenne en MAT (10.5 g/100g). Pour les prairies artificielles, les prairies temporaires, le maïs fourrage et les autres fourrages annuels, nous avons utilisé les données de Huyghe (2003).

Les données disponibles ne permettent pas de produire des coefficients à la résolution PRA. Nous faisons donc l'hypothèse que les disponibilités de MPV pour l'AA sont les mêmes dans toutes les PRA. Les différences d'offre de MPV entre PRA ne sont donc liées qu'aux différences de superficies des MPV.

Tableau 2. Valeurs des coefficients de disponibilité pour l'alimentation animale de la matière sèche ($\delta_{MS,i}$ en T MS/T produit brut) et de la matière azotée ($\delta_{MAT,i}$ en T MAT/T produit brut), appliqués aux quantités brutes produites au champ dans le cas des matières premières végétales non transformées

Matière première végétale	$\delta_{MS,i}$	$\delta_{MAT,i}$
Blé tendre	0.175	0.023
Blé dur	0.033	0.005
Orge et escourgeon	0.304	0.035
Avoine, méteil	0.795	0.088
Seigle	0.533	0.055
Triticale	0.821	0.090
Maïs grain et semence	0.318	0.032
Sorgho	0.589	0.068
Mélanges et autres céréales	0.498	0.051
Colza	0.019	0.004
Tournesol	0.075	0.013
Soja	0.157	0.063
Lin oléagineux	0.592	0.148
Pois	0.455	0.109
Féverole	0.217	0.064
Lupin	0.732	0.282

Tableau 3. Teneurs en matière sèche (MS) et en matière azotée totale (MAT) utilisées dans l'étude

Matière première végétale	%MS _i	%MAT _i
Pois protéagineux et secs	86.4	23.9
Ble tendre	86.8	13.0
Ble dur	86.8	16.5
Orge et escourgeon	86.7	11.6
Avoine, méteil	88.1	11.1
Seigle	87.3	10.3
Triticale	87.3	11.0
Maïs grain et semence	86.4	10.1
Sorgho	86.5	11.6
Mélanges et autres céréales	86.5	10.3
Colza	92.2	21.5
Tournesol	93	17.2
Soja	88.1	40.2
Lin	90.3	25.0
Fèves et fêveroles	86.1	29.3
Lupins	88.6	38.5

Tableau 4. Valeurs des coefficients de conversion de la matière sèche issue des MPV fourrages en matières azotées totales (MAT)

Matière première végétale	$\tau_{k,MAT}$
Prairies artificielles*	0.148
Prairies temporaires	0.130
Prairies naturelles	0.105
STHPP	0.105
Maïs fourrager	0.070
Autres fourrages annuels	0.106

*les surfaces en luzerne déshydratée sont déduites des surfaces en prairies artificielles et sont comptées dans la partie coproduits

Calcul de $\gamma_{MS,i}$ et $\gamma_{MAT,i}$ pour les MPV transformées par l'industrie

Les animaux d'élevage valorisent une diversité importante de coproduits issus des industries de transformation des MPV pour l'alimentation humaine et autres usages industriels (par exemple production de biocarburant).

Pour évaluer l'offre de MPV issues de la transformation des cultures, il est nécessaire d'estimer :

- La proportion de matière brute produite au champ qui est transformée par les industries
- Le rendement de la transformation (quantité de coproduits générée à partir de la matière brute)
- La disponibilité du coproduit pour l'AA

Les données relatives à ces différents éléments à estimer ne sont pas disponibles pour tous les coproduits. En effet, après transformation, certains coproduits sont partiellement agrégés dans des produits composés (par exemple les drêches de maïs sont incorporées en partie dans le corn gluten feed). Ainsi, en plus du rendement de transformation, il faut estimer des niveaux d'incorporation de coproduits. Par ailleurs, certains coproduits sont exportés, en étant incorporés ou non dans des produits composés. La complexité de l'utilisation des coproduits en alimentation animale nous a amenés à faire un compromis entre la quantification de l'offre en MPV transformées et les données disponibles pour la quantification. Nous avons choisi de travailler sur les coproduits les plus représentatifs dans la consommation des animaux d'élevage. Ce choix s'est basé sur les bilans d'approvisionnement Agreste « Ressources fourragères » qui fournissent les données détaillées de disponibilité des sous-produits de transformation, i.e. les coproduits, d'origine intérieure. Nous retenons ainsi les tourteaux de soja, colza et tournesol, les issues de meunerie de blé, les pulpes de betterave, la mélasse de betterave, le corn gluten feed (CGF) et le gluten 60, qui représentent en moyenne sur 4 campagnes 89% des quantités totales de MS des sous-produits de transformation.

Les coefficients $\gamma_{MS,i}$ et $\gamma_{MAT,i}$ sont calculés comme suit :

$$\gamma_{MS,i} = \gamma_{industrie_coproduit} \cdot \gamma_{extraction_coproduit} \cdot \gamma_{disponibilité_coproduit} \quad [12]$$

$$\gamma_{MAT,i} = \gamma_{MS,i} \cdot \%MAT_i \quad [13]$$

avec

- $\gamma_{coproduit_industrie}$ la proportion de matière brute produite au champ, dite d'origine indigène, qui est utilisée dans la filière de transformation à l'origine du coproduit considéré (MB/MB)
- $\gamma_{coproduit_extraction}$ la quantité de MS de coproduit extraite par unité de matière brute transformée (MS/MB)
- $\gamma_{coproduit_disponibilité}$ la proportion de MS de coproduit disponible pour l'alimentation animale (MS/MS)
- $\%MAT_i$ la teneur en MAT du coproduit (g/100g MS)

Les coefficients $\gamma_{MS,i}$ et $\gamma_{MAT,i}$ ont été calculés à partir de données nationales, par manque de disponibilité de données à des résolutions plus fines. Ils sont ensuite appliqués à la résolution PRA. Ainsi, les spécificités régionales dans les industries de transformation sont ignorées. Les différences entre PRA reposent donc uniquement sur les différences d'assolement.

Les valeurs des coefficients $\gamma_{MS,i}$ et $\gamma_{MAT,i}$ sont présentées dans le tableau 5 et les données utilisées pour chaque coproduit sont détaillées ci-après.

Tableau 5. Valeurs des coefficients de disponibilité pour l'alimentation animale de la matière sèche ($\gamma_{MS,i}$ en T MS/T produit brut) et de la matière azotée ($\gamma_{MAT,i}$ en T MAT/T produit brut), appliqués aux quantités brutes produites au champ dans le cas des matières premières végétales transformées

Culture	Matière première végétale	$\gamma_{MS,i}$	$\gamma_{MAT,i}$
Betterave	Pulpes de betterave déshydratées	0.0317	0.0031
	Mélasse	0.0013	0.00019
Blé tendre	Issues de meunerie	0.0291	0.0050
	Corn gluten feed	0.0343	0.0080
Maïs	Gluten 60	0.0057	0.0039
	Tourteau de soja	0.2939	0.1517
Colza	Tourteau de colza	0.2642	0.1017
Tournesol	Tourteau de tournesol	0.2403	0.0887
Luzerne	Luzerne déshydratée	1.0000	0.191

Données pour le calcul des coefficients pour les coproduits issus de la betterave

La betterave produite en France est utilisée dans deux filières, sucrerie et alcool, et n'est pas exportée. Seule la filière sucre génère de la mélasse (la filière alcool génère de la vinasse). Les bilans d'approvisionnement du sucre produit par Agreste permettent de connaître les quantités de betterave produites au champ et utilisées dans les filières (compléments 3.1. et 3.2.). Le taux d'extraction de la mélasse est de 3.6% (Agreste, Méthodologie détaillée du bilan Sucre) et sa teneur en matière sèche est de 76.1% (INRA, 2010). Elle est utilisée majoritairement dans l'industrie chimique (fermentation) et en partie pour l'alimentation. Les bilans « Ressources Fourragères » permettent de savoir combien de mélasse d'origine indigène est utilisée pour l'alimentation animale. Comme présenté dans le complément 3.1, le coefficient $\gamma_{mélasse}$ a été calculé pour les 4 campagnes considérées et la moyenne a été utilisée dans les calculs (tableau 5).

La transformation de la betterave par la filière sucre et la filière alcool génère des pulpes de betterave. La transformation d'une tonne de betterave génère 500 kg de pulpes à 90% de matière sèche (CGB, rapport sur l'économie des produits annexes). Les pulpes sont exclusivement valorisées en alimentation animale.

Cependant, une partie est exportée, notamment dans les pays limitrophes des zones de production, Belgique ou Pays Bas. Le recouplement des quantités exportées indiquées dans le rapport CGB avec les quantités disponibles indiquées dans les bilans « Ressources fourragères » et les quantités de pulpes produites estimées à partir des quantités produites au champ est cohérent. Comme présenté dans le complément 3.2, le coefficient γ_{pulpes} a ainsi été calculé pour les 4 campagnes considérées et la moyenne a été utilisée dans les calculs (tableau 5).

Données pour le calcul du coefficient pour les issues de meunerie du blé tendre

Le blé tendre est utilisé dans la filière meunerie pour produire de la farine à destination de l'alimentation humaine. Le rendement de la mouture des grains de blé tendre en farine est de 77% (Agreste, Méthodologie détaillée bilans Céréales). La transformation des grains de blé génère également des sons (14.2%), des remoulages (7.1%) et de la farine basse (0.9%). La base de données Visionet de France Agrimer fournit les quantités de blé tendre d'origine indigène utilisées dans la filière meunerie pour les 4 campagnes étudiées. Comme présenté dans le complément 3.3, le coefficient γ_{issues} a été calculé pour les 4 campagnes et la moyenne a été utilisée dans les calculs (tableau 5).

Données pour le calcul des coefficients pour les coproduits issus de l'amidonnerie de maïs, Corn Gluten Feed (CGF) et Gluten60

La transformation du maïs dans la filière amidonnerie génère de l'amidon, du CGF (incluant les drèches), du gluten de maïs, du tourteau et de l'huile. La méthodologie Agreste pour les bilans Céréales fournit les proportions de CGF et de Gluten60 générées par la transformation des grains de maïs dans la filière amidonnerie (voir compléments 3.4. et 3.5), ainsi que les informations sur l'utilisation du CGF et du Gluten60 dans l'alimentation animale. Enfin, les données de la base VisioNet (FranceAgrimer) permettent de calculer la proportion de maïs utilisée dans la filière amidonnerie. Les valeurs moyennes des 4 campagnes sont présentées dans le tableau 5.

Données pour le calcul des coefficients pour les tourteaux issus des graines de soja, colza et tournesol

Les graines oléagineuses sont pressées pour obtenir de l'huile. Les tourteaux sont les coproduits de cette opération de pressage. Les bilans d'approvisionnement Agreste « Graines et Fruits Oléagineux » et « Tourteaux » sont utilisés pour déterminer les quantités de matière brute indigène utilisées dans l'industrie et les taux d'extraction. Les bilans « Ressources fourragères » permettent de calculer la disponibilité pour l'alimentation animale. Les coefficients sont détaillés en complément (3.6, 3.7 et 3.8) et les valeurs moyennes dans le tableau 5.

Données pour le calcul des coproduits issus de la luzerne ($\gamma_{luzerne}$)

La luzerne cultivée pour être ensuite déshydratée pour l'alimentation animale est explicitement mentionnée dans les données Biens Végétaux. La production en MS des surfaces correspond à la quantité transformée. Ainsi dans ce cas, la production au champ en MS correspond directement à la quantité de coproduit disponible. Les surfaces en luzerne sont également comptabilisées dans les surfaces de prairies artificielles. Elles ont donc été déduites pour le calcul des fourrages issus des prairies artificielles.

Les coefficients $\gamma_{MAT,i}$ ont ensuite été déterminés à partir des coefficients $\gamma_{MS,i}$ et des valeurs %MATi présentées dans le tableau 6.

Tableau 6. Teneurs en matières azotées totales (%MATi) utilisées pour le calcul de $\gamma_{MAT,i}$

Matière première végétale	%MAT _i (g/100g MS)
Pulpes betterave	9.88
Mélasses betterave	14.45
Issues de meunerie de blé tendre	17.30
Corn gluten feed	23.33
Gluten 60 de maïs	69.30
Tourteau soja	51.59
Tourteau colza	38.50
Tourteau tournesol	36.90
Luzerne Déshydratée	19.10

Au terme des calculs présentés dans la section B, les quantités disponibles pour les animaux, en MS et en MAT, à la résolution PRA sont déterminées pour 16 MPV de type céréales ou oléo-protéagineux, 6 MPV de type fourrager et 9 MPV de type coproduits, incluant 3 tourteaux (soja, colza et tournesol).

C-3. Calcul des consommations de MPV au niveau PRA

Ruminants

Les données d'estimation des consommations de MS des MPV des ruminants ont été fournies par l'Idede au niveau PRA grâce à une collaboration avec C. Perrot. Ces données ont été produites dans le cadre du projet AUTOSYSEL et ont remobilisé et combiné deux types d'information :

- i) La description des rations moyennes, par système d'élevage, des animaux présents dans les exploitations des réseaux de fermes de référence (Bossis et al., 2015 ; Devun et al., 2012 ; Jousseins et al., 2014)
- ii) Une analyse typologique quantifiée des exploitations ayant de l'élevage réalisée à l'aide du recensement agricole (Institut de l'Élevage, 2013)

Une première étape de travail a consisté à homogénéiser la description de l'alimentation des ruminants entre espèces. Les valeurs proposées par Jousseins et al. (2014) avec une nomenclature d'aliments spécifique aux ovins et par Bossis et al. (2015) avec une nomenclature spécifiques aux caprins, ont été reventilées au prix de certaines hypothèses dans les catégories proposées pour les bovins par Devun et al (2012) qui ont été utilisées comme grille de référence pour l'ensemble du travail. La reventilation des catégories entre espèces est récapitulée dans le complément 4. L'origine des fourrages (achat ou produit sur la ferme) n'est pas mentionnée dans le cas des bovins, en raison de la forte autonomie constatée en fourrages (98% sans effet système notable d'après Devun et al., 2012). En moyenne cette autonomie en fourrages est également très forte en systèmes ovins viande (97%) ou lait (93%), avec une variabilité plus forte entre systèmes et une autonomie plus faible dans les exploitations ovins viande des zones de cultures (84%) ou de haute montagne (87%). Cette autonomie est plus faible dans les systèmes caprins (de 57 à 85%) mais les informations sur les achats de fourrages n'ont pas pu être valorisées, faute de détail pour les autres espèces. En termes de flux, ce sont néanmoins les bovins qui sont à l'origine des flux d'achats les plus élevés. D'autre part, sauf exception (foin de Crau par exemple), une grosse partie des achats de fourrages est très probablement réalisée localement par les éleveurs. Pour l'étude EFESE-EA qui se focalise sur le niveau territoire et non sur le niveau exploitation, nous supposons que ces achats sont faits au sein de la PRA, même si cette hypothèse est probablement moins valable en ce qui concerne les zones de montagne. La ventilation par nature d'aliment des concentrés achetés pour les ovins a été réalisée à l'aide d'informations sur la composition des aliments composés, compilées par Jousseins et al. (2014), à partir de données du SNIA pour les ovins viande et du programme *Phenofinlait* pour les ovins laitiers. Les données pour les ovins laitiers ont été utilisées pour les caprins. Au final, les données de consommation d'aliments par les ruminants fournies par l'Idede concernent les catégories de MPV suivantes : herbe pâturée ; herbe conservée ; maïs ensilage ; autres fourrages ; céréales intra-consommées (en l'état ou aliment composé) ; protéagineux intra-consommés ; céréales achetées ; protéagineux achetés ; tourteau de soja ; tourteaux autres que soja ; divers (mélasses, issues de céréales, luzerne déshydratée, pulpes de betteraves,...) ; aliments minéraux et vitaminiques.

La deuxième étape de travail a consisté à rapprocher les typologies utilisées pour décrire l'alimentation des animaux d'une part, avec les exploitations ayant de l'élevage d'autre part.

Les publications de Devun et al. (2012), Jousseins et al. (2014) et Bossis et al. (2015) font ainsi appel à des typologies d'exploitations. Les clés d'entrée spécifiques de ces typologies ont été rapprochées des typologies plus génériques sur les systèmes de production quantifiées à l'aide du RA 2010 (Institut de l'Élevage, 2013) pour les exploitations ayant de l'élevage. Cet appariement des exploitations pour lesquelles les consommations des ruminants ont été estimées avec l'ensemble des exploitations d'élevage possédant des ruminants a permis une estimation quantifiée de la consommation alimentaire des ruminants au niveau de chaque PRA. A chaque ruminant (bovin, ovin ou caprin) recensé dans le RA 2010 a été affectée une ration (complément 5). Ces données de consommation ont ensuite été agrégées par PRA en trois sous-ensembles :

- La consommation des bovins présents dans des exploitations laitières ou mixtes
- La consommation des bovins présents dans des exploitations bovins viande (i.e. sans lait)
- La consommation des ovins-caprins présents dans toutes les exploitations (y compris les exploitations bovins-ovins déjà comptabilisées ci-dessus pour évaluer la consommation de leurs bovins).

Les données fournies par l'Idele correspondent aux consommations exprimées en MS pour l'année 2010. Les estimations en MS pour les années 2011 et 2012 ont été fournies par l'US ODR. Le principe de calcul a été d'utiliser les données de 2010 pour définir une consommation de MS par MPV et par UGB. Ces consommations par UGB sont appliquées aux effectifs UGB des années 2011 et 2012. Pour les bovins, le ratio EABLx/EABV (nombre de bovins présents dans les exploitations laitières ou mixtes / nombre de bovins présents dans les exploitations bovins viande) a été considéré comme constant de 2010 à 2012 au sein de chaque PRA. Il a été appliqué aux effectifs bovins des années 2011 et 2012 pour reconstituer les effectifs EABLx et EABV pour 2011 et 2012. Les données de consommation de MS des 3 années sont ensuite moyennées.

Les quantités de MAT consommées pour chaque catégorie d'aliments sont calculées à partir des données Idele (quantités de MS consommées) et d'une teneur en MAT (g/100 MS) de la catégorie d'aliments. Les teneurs MAT fournies par les tables d'alimentation INRA ou par le Céréopa sont relatives à des aliments déterminés et non à des catégories agrégées. En dehors des tourteaux (soja, colza et tournesol), les données Idele ne détaillent pas la composition des catégories agrégées. Par exemple, dans la catégorie « Céréales achetées », la composition en céréales n'est pas fournie. Il n'est donc pas possible de recalculer la teneur globale de la catégorie à partir des valeurs des aliments qui la composent.

L'option retenue est d'utiliser les données produites dans les calculs de l'offre végétale pour déterminer les teneurs en MAT des catégories agrégées. Comme le calcul de l'autonomie repose sur la confrontation d'une offre et d'une consommation, il nous a semblé que de considérer une homogénéité des teneurs entre ces deux composantes du ratio présentait le moins de biais possible.

Ainsi, la teneur de la catégorie « Céréales » (achetées et intra-consommées) est obtenue en divisant les quantités totales de MS disponibles dans 713 PRA pour les MPV blé tendre, blé dur, orge, avoine, seigle, triticale, maïs grain et semence, sorgho, mélanges et autres céréales par les quantités de MAT de ces mêmes MPV. Pour la catégorie « Protéagineux » (achetés et intra-consommés), la teneur moyenne en MAT est obtenue à partir des MPV pois protéagineux et secs, fèves et fêveroles et lupins. Pour la catégorie « Divers », la teneur moyenne est obtenue à partir des MPV issues de meunerie, pulpes de betterave, mélasse de betterave, corn gluten feed, gluten 60 et luzerne déshydratée.

Pour les catégories agrégées de fourrages « herbe conservée » et « herbe pâturée », il n'est pas possible de partir des données de l'offre qui ne sont pas relatives à des usages de l'herbe mais à des types surfaces (prairies naturelles, temporaires, etc).

Pour estimer la teneur MAT de la catégorie « herbe pâturée », nous avons utilisé les travaux de Devun et Legarto (2011) pour les modes d'usage des prairies et les teneurs en MAT des surfaces fourragères présentées dans la section B. Nous avons pu estimer que les surfaces pâturées sont composées de 58.7% de prairies naturelles (avec %MAT = 10.5 g/100g MS), 20.7 % de prairies temporaires (avec %MAT = 13.05 g/100g) et 20.6% de STHPP (avec %MAT = 10.5 g/100g de MAS). Sur la base de ces estimations, nous avons pu déterminer que la catégorie « Herbe Pâturée » avait une teneur en MAT de 11g/100g de MS.

Pour estimer la teneur MAT de la catégorie « Herbe conservée », nous avons utilisé les travaux de Devun et Legarto (2011) pour estimer la proportion d'herbe conservée par voie sèche (75% de l'herbe conservée sous forme de foin) et par voie humide (25% de l'herbe conservée sous forme d'ensilage et enrubannage). Ces mêmes travaux ont permis d'estimer la composition de l'herbe conservée par voie sèche en herbe issue de prairies permanentes (4%), temporaires (40%) et artificielles (56%) et la composition de l'herbe conservée par voie humide en herbe issue de prairies permanentes (4%), temporaires (60%) et artificielles (36%). Sur la base des

tables INRA, nous avons calculé les valeurs MAT qui correspondent à la médiane des différents fourrages appartenant à la catégorie combinant le type de prairie et le mode de conservation (foin de prairies naturelles par exemple). Ces données sont présentées dans le tableau 7. Sur la base de ces estimations, nous avons pu déterminer que la catégorie « Herbe Conservée » avait une teneur en MAT de 14.9g/100g de MS. L'ensemble des teneurs MAT des catégories d'aliments de l'Idèle sont présentées dans le tableau 8.

Tableau 7. Valeurs estimées à partir de Devun et Legarto (2011) et des tables INRA (2010) pour la composition de la catégorie « Herbe conservée » des données de consommation fournies par l'Idèle en type de prairies (PT : prairies temporaires, PA : prairies artificielles, PN : prairies naturelles)

Mode de conservation de l'herbe	Proportion d'herbe issue du type de prairie			Teneur MAT du fourrage issu du type de prairie et du mode de conservation		
	PT	PA	PN	PT	PA	PN
Voie sèche	0.40	0.56	0.04	11.4	17.9	12.5
Voie humide	0.60	0.36	0.04	12.7	18.2	13.5

Tableau 8. Valeurs de teneur en matières azotées totales (MAT) utilisées pour convertir les consommations de matière sèche (MS) des ruminants

Catégorie de MPV	Teneur en MAT (g/100g de MS)
Céréales	11.6
Protéagineux	23.6
Tourteau de soja	51.6
Autres tourteaux	38.0
Divers	17.5
Herbe pâturée	11.0
Herbe conservée	14.9
Maïs ensilage	7
Autres fourrages	10.6

Monogastriques

Les consommations de MPV par les monogastriques (volailles et porcins) ont été estimées à partir de la base de données du Céréopa⁴ des matières premières utilisées pour la fabrication d'aliments composés (base de données non publique analysée dans le cadre de la thèse de Joao Pedro Domingues-Santos). Les données du Céréopa correspondent aux flux de MPV utilisées par les fabricants d'aliments du bétail, que nous dénommons FAB (figure 2), pour la fabrication d'aliments composés. Les estimations des flux FAB de MPV des monogastriques sont basées sur le modèle Prospective Aliment développé par le Céréopa, qui évalue les tonnages d'aliments des fabricants d'alimentation du bétail. Les flux FAB ne prennent pas en compte la Fabrication d'Aliment à la Ferme (FAF), basées sur des matières premières végétales intra-consommées ou achetées en l'état. Ainsi, les données du Céréopa ne fournissent pas l'intégralité des consommations de MPV des monogastriques. Il manque les MPV achetées « en l'état » ou produites à la ferme (que nous dénommons flux FAF pour Fabrication des Aliments à la Ferme). La première étape de travail consiste à désagréger les données de consommation FAB des supra-régions à la résolution département. La clé de désagrégation utilisée est basée sur la proportion d'UGB de la filière animale concernée du département concerné par rapport aux UGB totaux de la supra-région à laquelle le département appartient. Nous avons choisi de désagréger par rapport à des UGB et non des effectifs exprimés en têtes pour tenir compte des différences de consommation entre les animaux (par exemple, une tête de poule pondeuse ne consomme pas la même quantité d'aliments qu'une tête de poulette). Les effectifs animaux en UGB ne sont pas disponibles pour toutes les catégories détaillées dans la base Céréopa, les catégories poulets de chair labels et poulets de chair hors label ont ainsi été regroupées. Au final, nous avons considéré 5 filières volailles (poules et poulettes, poulets de chair et coqs, dindes et dindons, canards (à gaver et à rôtir) et pintades) et 2

⁴ Le Céréopa (Centre d'Etude et de Recherche sur l'Economie et l'Organisation des Productions Animales) est un bureau d'étude (Association loi 1901) qui fonctionne au sein d'AgroParisTech (<http://www.cereopa.com/index.php>).

filières porcines (truies et porcs charcutiers). La désagrégation du FAB de chaque MPV_i de la base Céréopa a été réalisée au sein de chacune de ces filières, selon la formule :

$$FAB_{MPV_{i,j,k}} = FAB_{MPV_{i,supra-région,k}} \cdot \frac{UGB_{j,k}}{UGB_{supra-région,k}} \quad [14]$$

avec :

$FAB_{MPV_{i,supra-région,k}}$ le flux FAB de la MPV *i* pour la filière *k* dans la supra-région à laquelle appartient le département *j*

$UGB_{j,k}$ le nombre d'UGB de la filière *k* dans le département *j* pour l'année 2010

$UGB_{supra-région,k}$ le nombre d'UGB de la filière *k* dans la supra-région à laquelle appartient le département *j* pour l'année 2010

La clé de désagrégation de la résolution supra-région à la résolution département est calculée sur la base de l'année 2010 et cette même clé est utilisée ensuite pour les années 2011 et 2012. En effet, les données d'effectifs par filière ne sont disponibles pour l'ensemble des filières et des départements que pour 2010 grâce au Recensement Agricole.

Comme mentionné ci-dessus, la base de données Céréopa ne fournit que les flux FAB. La littérature et les données disponibles permettent d'estimer la part du flux FAF dans l'alimentation totale des animaux, désignée par un coefficient β . Le flux FAF de chacune de ces filières est alors calculé selon :

$$FAF_{MPV_{i,j,k}} = FAB_{MPV_{i,j,k}} \cdot \beta_k / (1 - \beta_k) \quad [15]$$

avec β_k la part du FAF dans le total des MPV consommées (i.e. somme des flux FAF et FAB) dans la filière *k*.

Pour les porcins, les données de l'étude IFIP de Berthelot et Badouard (2011) fournissent les valeurs du coefficient β_k pour chaque supra-région Céréopa. Ceci permet de prendre en compte des différences régionales pour la part du FAF dans le total des consommations des porcins (tableau 9). En revanche, il n'a pas été possible de distinguer des valeurs de β_k par filière : les porcs charcutiers et les truies ont les mêmes valeurs.

Pour les volailles, les données Agreste fournissent les valeurs de β_k par filière (tableau 10) mais sans distinguer de spécificité régionale.

Tableau 9. Valeur du coefficient β_{pig} selon les régions (Berthelot & Badouard, 2011)

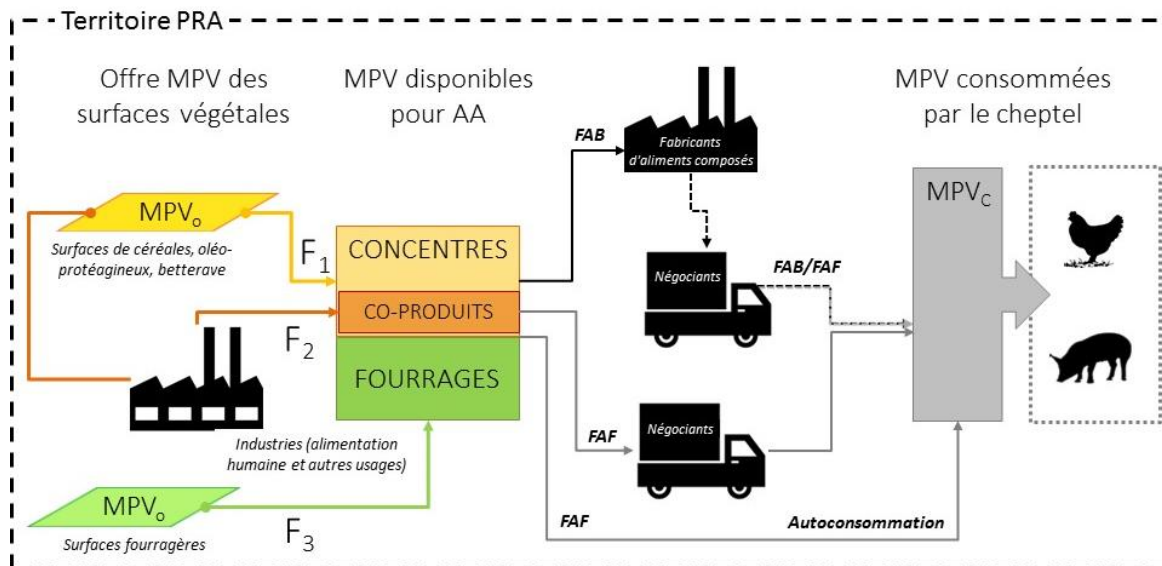
Région	Valeur coefficient β_{pig}	Départements appartenant à la supra-région
Bretagne	0.29	22, 29, 35, 56
Centre-Ouest	0.38	16, 17, 18, 28, 36, 37, 41, 44, 45, 49, 53, 72, 79, 85, 86
Centre-Est	0.62	1, 7, 21, 25, 26, 38, 39, 42, 58, 69, 70, 71, 73, 74, 89, 90
Massif central	0.27	3, 15, 19, 23, 43, 63, 87
Nord	0.70	2, 8, 10, 51, 52, 59, 60, 62, 75, 77, 78, 80, 91, 92, 93, 94, 95
Nord-Est	0.83	54, 55, 57, 67, 68, 88
Sud-Ouest	0.46	9, 12, 24, 31, 32, 33, 40, 46, 47, 64, 65, 81, 82
Normandie	0.32	14, 27, 50, 61, 76
National	0.34	4, 5, 6, 11, 13, 30, 34, 48, 66, 83, 84

Tableau 10. Valeur du coefficient β_k selon les différentes filières de volailles

Filière	Valeur coefficient β_k pour 2010	Sources mentionnées par Agreste
Poulet	0.046	Enquêtes SSP 1996, 2004, 2008 et interpolations
Dinde	0.005	Enquête SSP 96
Pintade	0.096	Enquête SSP 96
Palmpèdes	0.105	Enquête SSP 96 - Ratio moyen des différentes espèces, pondération par effectifs SAA
Pondeuses	0.175	Enquête SSP 96
Ensemble volailles	0.088	

Nous considérons dans les calculs que la composition du flux FAF est (qualitativement) identique à celle du flux FAB. Ainsi, la procédure d'estimation du flux FAF est appliquée à chaque matière première de la base Céréopa. Par ailleurs, les procédures de désagrégation de la résolution supra-région à la résolution département et d'estimation du flux FAF sont effectuées pour 2010, 2011 et 2012 puis moyennée sur les trois années pour aboutir aux quantités totales de MPV_i consommées par les monogastriques, à la résolution département. La désagrégation de la résolution département à la résolution PRA se base sur la même formule que pour la désagrégation de la supra-région au département, en utilisant les effectifs UGB estimés par espèce et catégorie par Puech et Maigné pour l'année 2010. Au terme de ces étapes de calcul, les quantités moyennes des 21 MPV de la base Céréopa (en MS et en MAT) consommées par les monogastriques sont calculées à la résolution PRA.

Figure 2. Structuration des données de consommations des monogastriques avec d'une part les flux d'aliments des fabricants du bétail (FAB) et les flux d'aliments fabriqués à la ferme (FAF) d'autre part



C-4. Calcul de la production sur ressources propres de l'écosystème de la PRA

Au terme des calculs présentés dans les sections précédentes, nous disposons de l'ensemble des variables nécessaires pour le calcul de l'indicateur de production de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème de la PRA, à savoir la production physique totale de biens animaux dans la PRA et les composantes du ratio α , c'est-à-dire la disponibilité et la consommation de MPV (équation [3]). Différentes sources de données ont été mobilisées pour parvenir à rassembler les différentes variables du calcul. Sur les 714 PRA du territoire métropolitain français, nous disposons de l'ensemble des valeurs pour **673 PRA**. Les catégories de MPV pour la disponibilité et les consommations ne sont pas équivalentes comme le montre le tableau 11. A partir de la production de biens végétaux de la PRA, 31 catégories d'aliments ont été calculées. Les données de consommation des monogastriques, élaborées à partir de la base de données du Céréopa portent sur 21 catégories d'aliments. Enfin les données de consommation des ruminants fournies par l'Idelc portent sur 12 catégories d'aliments. Les minéraux et acides aminés sont ignorés car non issus des surfaces végétales de la PRA. Les MPV restantes ont été ventilées dans 5 catégories agrégées (tableau 11) : céréales, oléo-protéagineux, tourteaux, coproduits et fourrages. Pour chaque unité (MS et MAT), les quantités disponibles dans chacune des 5 catégories sont sommées pour obtenir une quantité totale de MPV, en MS et en MAT, disponible dans la PRA. Les quantités consommées par les monogastriques et par les ruminants pour chacune des 5 catégories sont également sommées pour obtenir une consommation totale de MPV, en MS et en MAT, par les animaux présents dans la PRA. Le ratio entre disponibilité et consommation est calculé pour la MS et pour la MAT. L'autonomie de la PRA correspond finalement au plus petit des 2 ratios (MS ou MAT) ou à 1.

Tableau 11. Catégories de matières premières végétales (MPV) présentes dans les différentes données utilisées (disponibilité de MPV, consommation de MPV par les ruminants et consommation de MPV par les monogastriques) et regroupement en catégories agrégées.

MPV disponibles	MPVc ruminants	MPVc monogastriques	Catégorie agrégée
Blé tendre		Blé tendre	Céréales
Orge		Orge	
Triticale		Triticale	
Maïs grain et semence		Maïs	
Blé dur	Céréales intra-consommées et achetées		
Seigle			
Avoine		Autres céréales	
Sorgho grain			
Mélanges et autres céréales			
Colza	<i>Non consommés</i>	Graines et huiles	
Tournesol			
Soja			
Lin oléagineux			
Pois protéagineux	Protéagineux intra-consommés et achetés	Graines Protéagineuses	Tourteaux
Fèves et fêveroles			
Lupin			
Tourteaux de soja	Tourteau de soja	Tourteaux de soja	Coproduits
Tourteaux de colza	Tourteaux autres que soja	Tourteaux de colza	
Tourteaux de tournesol		Tourteaux de tournesol	
		Autres tourteaux	Fourrages
Pulpes betterave	Divers (coproduits)	Pulpes betteraves	
Mélasse betterave		Coproduits liquides sucrerie	
Issues de meunerie		Issues de meunerie	
Luzerne déshydratée		Luzernes	
CGF		Coproduits maïs	
Gluten 60		Coproduits blé Divers	
Maïs fourrage	Maïs ensilage		Fourrages
Autres fourrages annuels	Autres fourrages		
STHPP			
Prairies naturelles ou semées de plus de 6 ans	Herbe pâturée et herbe conservée	<i>Non consommés</i>	
Prairies temporaires			
Prairies artificielles			

La stratégie de calcul de α est basée sur une agrégation totale des MPV et non sur un calcul du ratio par catégorie d'aliments. Cette hypothèse de calcul autorise ainsi des compensations entre catégories d'aliments : par exemple un déficit de céréales peut être compensé par un excédent de coproduit.

Les consommations des monogastriques et des ruminants ont été agrégées car il n'est pas possible de distinguer une offre spécifique pour espèce et donc de calculer un coefficient de capacité à satisfaire la consommation d'aliments spécifique aux ruminants et un spécifique aux monogastriques. En revanche il est possible de calculer une capacité à satisfaire la consommation de fourrages et une capacité à satisfaire la consommation de concentrés (coproduits et tourteaux inclus). Ces deux types de capacités ont été utilisés dans l'analyse des types de profil de PRA (complément 6).

D. Bases de données mobilisées

Effectifs (bovins, ovins, caprins, porcins, volaille)

Les effectifs correspondent au nombre d'animaux, en nombre de têtes, présents dans les exploitations en fin d'année. i.e. un effectif instantané autour du 30 novembre de chaque année. Ces données sont construites par le SSP à partir de la Base de Données Nationale de l'Identification (BDNI) pour les bovins et à partir de « l'Enquête cheptel, résultats de l'année N » pour les autres espèces. Les résultats de l'enquête cheptel sont régionaux et extrapolés à toutes les régions. Les niveaux départementaux ne sont pas fournis car non représentatifs dans cette enquête. Des sources et une expertise locales sont mobilisées pour estimer les chiffres au niveau département. Pour les animaux laitiers, l'Enquête mensuelle laitière est mobilisée pour la mise en cohérence des effectifs d'animaux et de la production de lait.

Nom de la base/source de données : Saa_06 : Effectifs de bétail hors équidé

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : Département

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : Nombre d'animaux, en nombre de têtes, présents dans les exploitations en fin d'année

Catégories d'animaux :

Bovins

Vaches laitières
Vaches nourrices
Toutes vaches
Génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans
Génisses nourrices de renouvellement de plus de 2 ans
Génisses de boucherie de plus de 2 ans
Mâles de type laitier de plus de 2 ans
Mâles de type viande de plus de 2 ans
Total bovins de plus de 2 ans
Génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans
Génisses nourrices de renouvellement de 1 à 2 ans
Génisses de boucherie de 1 à 2 ans
Mâles de type laitier de 1 à 2 ans
Mâles de type viande de 1 à 2 ans
Total autres bovins de 1 à 2 ans
Veaux de boucherie
Autres femelles de moins de 1 an
Autres mâles de moins de 1 an
Total bovins de moins de 1 an
Ensemble espèce bovine

Porcins

Porcelets
Jeunes porcs de 20 à 50 kg
Truies de 50 kg et plus
Verrats de 50 kg et plus
Porcs à l'engrais de 50 kg et plus
Ensemble espèce porcine

Caprins

Chevrettes
Chèvres (femelles ayant mis bas)
Autres caprins (y compris boucs)
Ensemble espèce caprine

Ovins

Agnelles
Brebis-mères (y c. réforme)
dont brebis-mères laitières
Autres ovins (y compris béliers)
Ensemble espèce ovine

Nom de la base/source de données : Saa_08 : Effectifs de volailles et de lapins des exploitations agricoles

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : région

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : Nombre d'animaux, en nombre de milliers de têtes présents dans les exploitations en fin d'année

Catégories d'animaux :

Poules

Poules pondeuses d'oeufs à couvrir
Poules pondeuses d'oeufs de consommation
Poulettes
Poulets de chair (y compris coqs et coquelets)
Ensemble gallus

Autres volailles

Canards à gaver
Canards à rôtir
Dindes et dindons (au 1er octobre)
Oies au 1er octobre (à rôtir, à gaver)
Pintades
Cailles d'élevage

Lapins

Lapines reproductrices

Nom de la base/source de données : Saa_09 : Production de bétail fini

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : Département

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : production en tonnes équivalent-carcasse, d'après le département d'origine des animaux avant abattage

Produits :

Bovins

Vaches de réforme laitières
Vaches de réforme nourrices
Total vaches de réforme
Génisses laitières de plus de 2 ans
Génisses viande de plus de 2 ans
Total génisses de plus de 2 ans
Génisses laitières de 1 à 2 ans
Génisses viande 1 à 2 ans
Total génisses de 1 à 2 ans
Génisses de 6 mois à 1 an
Total génisses
Mâles de plus de 2 ans
Mâles de 1 à 2 ans
Mâles de 6 mois à 1 an
Total mâles
Veaux de boucherie laitiers
Veaux de boucherie viande
Total veaux de boucherie
Ensemble bovins

Porcins

Porcelets
Porcs charcutiers
Truies et verrats de réforme
Ensemble porcins

Caprins

Chevreaux de lait
Autres chevreaux
Caprins de réforme
Ensemble caprins

Ovins

Agneaux de lait
Autres agneaux
Moutons et ovins de réforme
Ensemble ovins

Nom de la base/source de données : Saa_10 : Production de volailles et de lapins des exploitations agricoles

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : région

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : production en tonnes équivalent-carcasse, d'après la région d'origine des animaux avant abattage

Produits :

Poules

Coqs et poules de réforme
Poulets de chair (mâles et femelles) et coquelets

Autres volailles

Canards gras
dont foies gras de canards
Canards à rôtir
Dindes et dindons
Oies grasses
dont foies gras d'oies
Oies à rôtir
Pintades
Cailles d'élevage

Lapins

Lapins

Nom de la base/source de données : Saa_12 : Production de lait et utilisation à la ferme

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : Département

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : hl de lait, incluant les livraisons de lait à l'industrie, le lait utilisé pour les fabrications fermières, les ventes directes et l'autoconsommation de lait

Produits :

Lait de vache
Lait de chèvre
Lait de brebis

Nom de la base/source de données : Saa_13 : Production d'œufs des élevages professionnels

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : région

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : milliers d'unités par an

Produits :

Œufs de consommation

Œufs à couvrir

Nom de la base/source de données : Saa_11 : Mouvements d'animaux maigres et reproducteurs

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années 2010, 2011, 2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : Département hors DOM

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : Sorties des élevages (tête), Entrées dans les élevages (tête), Solde sorties-entrées (tête)

Catégories d'animaux :

Bovins

Vaches laitières

Vaches nourrices

Génisses laitières de plus de 2 ans

Génisses viande de plus de 2 ans

Génisses laitières de 1 à 2 ans

Génisses viande 1 à 2 ans

Génisses de 6 mois à 1 an (broutardes)

Mâles de plus de 2 ans

Mâles de 1 à 2 ans

Mâles de 6 mois à 1 an (broutards)

Veaux à remettre laitiers

Veaux à remettre viande

Porcins

Porcelets et jeunes porcs de moins de 50 kg

Cochettes et truies

Verrats

Caprins

Caprins reproducteurs (mâles et femelles)

Autres caprins

Ovins

Ovins reproducteurs femelles

Ovins reproducteurs mâles

Agneaux à remettre

Autres ovins d'engraissement

Nom de la base/source de données : bilan d'approvisionnement – ressources fourragères

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : années « campagne » du 01/07 au 30/06 : 2009/2010, 2010/2011, 2011/2012, 2012/2013

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : France

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : disponibilité totale en divers types de MPV pour l'alimentation animale, en tonnes de matière brute et en matière sèche

Ce bilan utilise comme données d'entrée les données du poste alimentation animale issues des bilans d'approvisionnement céréales, oléo protéagineux, tourteaux etc.

Le poste alimentation animale de ces bilans distingue l'origine indigène (nationale) (part autoconsommée et part achetée sur le marché national) et l'origine importée. A noter que la **part achetée sur le marché**, obtenue par différence entre les MPV d'origine indigène et l'autoconsommation, représente le **flux de MPV nationales acheté par les organismes de stockage et les négociants**. Ce flux acheté sur marché additionné aux importations forme la **disponibilité pour les fabricants d'aliments du bétail et l'achat de MPV en l'état par les agriculteurs**.

Nom de la base/source de données : bilan fourrager, méthode détaillée

Fournisseur/source : SSP – Agreste

Années : 10 années calendaires, de 2001 à 2010

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : France

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : décomposition FAB/FAB de l'utilisation des différentes ressources alimentaires pour les principales filières d'élevage (6 types)

Le bilan détaillé « ressources fourragères » décompose chaque flux par filière animale (vaches laitières; autres bovins, porcins, volailles, ovin-caprins-lapins et autres animaux). Les ressources incluent des MPV et des aliments concentrés

d'origine animale. Il est exprimé en matière brute sauf pour les fourrages qui sont exprimés en matière sèche. Les données du bilan sont disponibles sur 10 ans.

En combinant les données du bilan approvisionnement – ressources fourragère et plusieurs autres sources ce bilan permet le calcul la disponibilité des ressources en distinguant deux grands flux : (i) les ressources incorporées aux aliments composés (que nous dénommons flux FAB pour Fabrication par l'industrie d'Alimentation du Bétail); (ii) les ressources achetées « en l'état » ou produites à la ferme (que nous dénommons flux FAF pour Fabrication des Aliments à la Ferme).

Nom de la base/source de données : Prospective Aliment

Fournisseur/source : Céréopa (Centre d'Etude et de Recherche sur l'Economie et l'Organisation des Productions Animales) (données non publiques)

Années : 3 années calendaires, 2010-2011-2012

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : France et sub-régions (France découpée en 9 supra-régions : Auvergne, Bretagne, Centre, Grand-Est, Nord, Normandie, Pays De Loire, Rhône-Alpes, Sud-Ouest)

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur⁵ : valeurs des tonnages de matières premières végétales utilisées par les fabricants d'aliments du bétail (FAB) en tonnes de matière brute, matière sèche et matière azotée totale, pour 21 MPV et 12 filières d'élevage (bovin lait, bovin viande, ovin-caprin, poulet chair-hors label, poulet chair label, poudeuse, canard, dinde, pintade, porc charcutier, truie).

Nom de la base/source de données : données obtenues dans le cadre du projet AUTOSYSEL

Fournisseur/source : IDELE (données non publiques)

Années : 2010

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : France et PRA

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : flux FAB+FAF pour 3 filières : bovins lait, bovins viande (agrégés de la viande issus des troupeaux lait et viande au niveau national) et ovin-caprin (lait et viande), en tonnes de MS matière sèche pour 9 groupes de MPV

Nom de la base/source de données : Bilans céréaliers et oléo-protéagineux de FranceAgriMer

Fournisseur/source : FranceAgriMer (données non publiques)

Années : une « année campagne » (1/07 – 30/06)

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : France et NUTS3

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : autoconsommation et stock de report pour les divers types de céréales

<http://www.franceagrimer.fr/fam/content/download/17122/133001/file/Bilan%20C%C3%A9r%C3%A9alier%202012-Web.pdf>

Ces bilans détaillent pour les principales des MPV : la production, l'autoconsommation, le stock, la collecte, l'importation, l'utilisation et les exportations au niveau national. La base de données Visionet⁶ fournit notamment au niveau NUTS3 (département) : le stock, la collecte, et l'utilisation par l'industrie des aliments du bétail (FAB). Le FAB couvre 100% du tonnage d'aliment produit en France par les fabricants d'aliment du bétail. Les données sont exprimées en **matière brute**.

⁵ Les estimations des flux FAB de MPV des monogastriques sont basées sur le modèle Prospective Aliment développé par le Céréopa, qui évalue les tonnages d'aliments des fabricants d'alimentation du bétail. Le modèle Prospective Aliment porte sur 95% du tonnage d'aliment produit en France par les Fabricants d'Aliment du Bétail (FAB). L'évaluation de la FAB par le Céréopa, s'appuie sur des données fournies par les syndicats de l'alimentation animale française (Snia-Coop de France) et un modèle d'optimisation des rations (programmation linéaire) utilisée par les entreprises du secteur pour décider de leurs politiques d'achat et de formulation. La base de données donne les volumes mensuels d'aliments composés produits par espèce animale, stade de développement (aliment démarrage, croissance, finition, gestation, lactation...) et cahiers des charges spécifiques (conventionnel, label...). A partir de ces données, les volumes de chaque matière première incorporée dans chaque aliment sont calculés par espèce et par zone (Auvergne, Bretagne, Centre, Grand-Est, Nord, Normandie, Pays De Loire, Rhône-Alpes, Sud-Ouest). Le modèle Prospective Aliment établit des formules alimentaires mensuelles en fonction des compositions nutritionnelles des matières premières, des besoins des différentes catégories d'animaux, des prix des matières premières et des coûts de transport régionalisés.

⁶ VisioNet couvre tous les opérateurs FAB ce qui représente une petite différence (5%) avec Céréopa (communication personnelle N. Hombert (FAM - Unité "Enquêtes et données filières" FranceAgriMer).

Sources de données utilisées pour calculer les effectifs de bétail dans chaque filière d'élevage :

Nom de la base/source de données : Recensement agricole 04_RA_001A : Cheptels selon la taille du troupeau

Fournisseur/source : SSP – Agreste (public)

Années : 2010

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : région, département, PRA

Variables/informations nécessaires au calcul de l'indicateur : effectifs des filières ruminants et monogastriques par département et PRA ; clé de répartition des effectifs et productions entre département et PRA

Nom de la base/source de données : Normabev

Fournisseur/source : base de données professionnelles regroupant l'ensemble des données relatives à l'identification et à la pesée / classement / marquage

Années : 2010

Couverture géographique : France

Résolution géographique (maille) : région, département, PRA

E. Références

- Agreste, Méthodologies détaillées des bilans d’approvisionnement Céréales, Protéagineux, Graines et Oléagineux, Tourteaux et Ressources Fourragères. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/donnees-de-synthese/bilans-d-approvisionnement/>
- Agreste, 2013. Bilan d’approvisionnement fourrager – Méthode détaillé. Texte général et tableau final 2010. MAAPAR SCEES - 122p.
- ANSES, 2013. Ciqua French food composition table version 2013. <https://pro.anses.fr/TableCIQUAL/> Accessed 25 June 2014.
- Baumont R., Dulphy J.P., Sauvant D., Tran G., Meschy F., Aufrère J., Peyraud J.L., Champciaux P., 2010. Les tables de la valeur des aliments. In : Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux – Valeurs des aliments. Tables INRA 2010 (édition remaniée), J Agabriel (coord), p.185-279
- Berthelot N., Badouard B., 2011. Importance et diversité des aliments fabriqués à la ferme en élevages de porcs. TechniPorc, Vol. 34, N°1, 2011
- Bossis N., Jost J., Guinamard C., de Boissieu C., Boutin M. 2015. Accompagner le développement de l’autonomie alimentaire en élevage caprin laitier. IDELE, collection résultats, 36p.
- Confédération Générale Des planteurs de Betterave. Rapport filière betterave. 4ème partie : L’économie des produits annexes, 265-286. www.labetterave.com/getFile.aspx?FILEID=494
- Devun J. et Legarto J., 2011. Fourrages conservés et modes de récolte : la situation selon les systèmes d’élevage en France. Fourrages (2011) 206, 91-105.
- Devun J., Brunschwig P., Guinot C. 2012. Alimentation des bovins : rations moyennes et niveaux d’autonomie alimentaire. IDELE, collection résultats, 44p.
- Dross. C. 2016. Stratégies d’utilisation des sols agricoles pour concilier production et oiseaux spécialistes des milieux agricoles. Thèse de doctorat Université Paris Saclay, AgroParisTech, ED ABIES <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01467938/>
- FAO, 2003. Les bilans alimentaires -Manuel. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/x9892f/x9892f00.pdf>
- Huyghes C. 2003. Les fourrages et la production de protéines. Fourrages, 174, 145-162.
- Institut de l’Elevage, 2013. L’élevage d’herbivores au recensement agricole 2010. Exploitations, cheptels, productions. Dossier Economie de l’Elevage, 2013, 440-441, 90 p. + annexes
- Institut de l’Elevage, Programme sur l’autonomie alimentaire et protéique des systèmes d’élevage herbivore français « AUTOSYSEL » (2014/2017) d’après Agreste recensement agricole 2010 ; Institut de l’Elevage, 2013 ; Devun et al., 2012 ; Jousseins et al., 2014 ; Bossis et al. 2015.
- Jousseins C., Tchakérian E., deBoissieu C., Morin E., Turini T. 2014. Alimentation des ovins : rations moyennes et niveaux d’autonomie alimentaire. IDELE, collection résultats, 50p.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations and United Nations 2015. System of Environmental -Economic Accounting for Agriculture, Forestry and Fisheries (SEEA AFF), Consultation draft. <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/aff/chapterList.asp>
- Launay F. (Directeur), Baumont R., Plantureux S., Farrie J.-P., Michaud A., Pottier E. 2011. Prairies permanentes: des références pour valoriser leur diversité. Paris, FRA : Institut de l’Elevage, 128.
- Réséda, 2008. Enquête sur les gisements et la valorisation des coproduits issus de l’agro-industrie. 164p
- Ryschawy J., Tichit M., Bertrand S., Allaire G., Plantureux S., Perrot C., Guinot C., Josien E., Aznar O., Lasseur J., Aubert C., Tchakerian E., Disenhaus C. 2015. Comment évaluer les services rendus par l’élevage ? Une première approche méthodologique sur le cas de la France. INRA Productions Animales, 28 (1), 23-38.
- Travel A., Nys Y., Lopes E., 2010. Facteurs physiologiques et environnementaux influençant la production et la qualité de l’œuf. INRA Productions Animales, 2010, 23 (2), 155-166

F. Compléments

Complément 1. Synthèse des méthodes de calcul des effectifs de bovins

Objectif : comparer quatre méthodes de calcul des effectifs de bovins et les appliquer sur un département naisseur (Aveyron) et un département engraisseur (Vendée).

Données :

Tableau effectif : nombre d'animaux, en nombre de têtes, présents dans les exploitations en fin d'année i.e. un effectif instantané autour du 30 novembre de chaque année. La source de données est la BDNI.

Tableau mouvement : nombre d'animaux maigres et reproducteurs qui entrent et sortent (sortie de l'élevage ou mise en pension) i.e. un flux d'animaux entrés et sortis sur une année. La source de données est la BDNI.

Tableau production finie : production totale d'animaux finis en nombre de têtes, i.e. un flux d'animaux abattus pendant l'année, pour la boucherie ou l'autoconsommation. La source de données est la BDNI.

On notera quelques variations sur les types d'animaux présents dans les trois tableaux utilisés.

Principe Méthode 1 – Effectif instantané

Pour chaque type d'animal de plus de 1 an, on calcule l'effectif en moyennant les effectifs instantanés sur trois années. On utilise uniquement les tables effectifs 2010-2011-2012

Principe Méthode 2 – Effectif net

Pour chaque type d'animal de plus de 1 an, on considère que l'effectif instantané en année n est un proxy de l'effectif initial pour n+1, auquel on ajoute les entrées d'animaux maigres n+1, on soustrait les sorties d'animaux maigres n+1, on soustrait les animaux abattus n+1, tel que :

Effectif net n+1 = effectif instantané n + entrées n+1 – sorties n+1 – animaux abattus n+1

Principe Méthode 3 – Effectif moyen présent

Pour chaque type d'animal, de plus de 1 an, on estime un effectif moyen présent (EMP) en pondérant les effectifs entrés et sortis ou abattus par un temps de présence (voir figure A.1.).

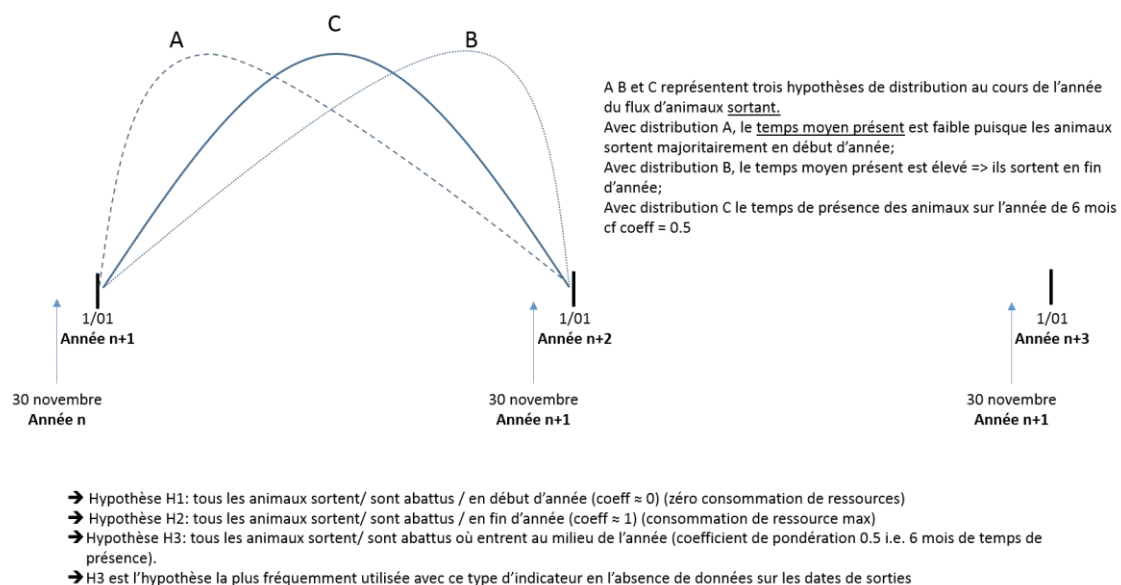


Figure A.1. Représentation des hypothèses utilisées dans la méthode 3

Il y a deux façons de formuler l'EMP:

3A - En partant de l'effectif en début d'année auquel on ajoute ½ animaux entrants **n+1**, on soustrait ½ sorties d'animaux maigres **n+1**, on soustrait ½ animaux abattus **n+1**

3B - En partant de l'effectif en fin d'année auquel on soustrait ½ animaux entrants **n+1**, on ajoute ½ sorties d'animaux maigres **n+1**, on ajoute ½ animaux abattus **n+1**

Pour estimer l'EMP, on applique un coefficient de temps de présence à l'effectif des tables Mouvement et Production finie. Les animaux entrés / sortis ou abattu ont séjourné et donc consommé des ressources alimentaires pendant l'année.

Principe Méthode 4 – Effectif présent – SEEA AFF

Cette méthode a été développée d'après les lignes directrices pour la description des flux physiques et comptage des effectifs animaux dans les systèmes d'élevage (System of Environmental-Economic Accounting for Agriculture, Forestry and Fisheries - SEEA AFF. UN Statistical Division, 2014).

Equations pour mise en œuvre des calculs Méthode 2 – Effectif net

Calcul de l'effectif net 2010 des vaches laitières VL

$$VL_{2010} = VL_{2009} + E_{VL_{2010}} - S_{VL_{2010}} - V_{VLR_{2010}}$$

Avec :

VL₂₀₀₉ = effectif vaches laitières 2009 [Tableau effectifs]

E_{VL₂₀₁₀} = entrées vaches laitières 2010 [Tableau mouvements]

S_{VL₂₀₁₀} = sorties vaches laitières 2010 [Tableau mouvements]

V_{VLR₂₀₁₀} = ventes vaches laitières réforme 2010 [Tableau production finie]

Calcul de l'effectif net 2010 des vaches nourrices VN

$$VN_{2010} = VN_{2009} + E_{VN_{2010}} - S_{VN_{2010}} - V_{VNR_{2010}}$$

Avec :

VN₂₀₀₉ = effectif vaches nourrices 2009 [Tableau effectifs]

E_{VN₂₀₁₀} = entrées vaches nourrices 2010 [Tableau mouvements]

S_{VN₂₀₁₀} = sorties vaches nourrices 2010 [Tableau mouvements]

V_{VNR₂₀₁₀} = ventes vaches nourrices réforme 2010 [Tableau production finie]

Calcul de l'effectif net 2010 des génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans GLR2

$$GLR2_{2010} = GLR2_{2009} + E_{GL2_{2010}} - S_{GL2_{2010}} - V_{GL2_{2010}}$$

Avec :

GLR2₂₀₀₉ = effectif génisses laitières renouvellement 2009 [Tableau effectifs]

E_{GL2₂₀₁₀} = entrées génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_{GL2₂₀₁₀} = sorties génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_{GL2₂₀₁₀} = ventes génisses laitières de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de l'effectif net 2010 des génisses nourrices de renouvellement de plus de 2 ans GNR2

$$GNR2_{2010} = GNR2_{2009} + E_{GV2_{2010}} - S_{GV2_{2010}}$$

Avec :

GNR2₂₀₀₉ = effectif génisses nourrices renouvellement de plus de deux ans 2009 [Tableau effectifs]

E_{GV2₂₀₁₀} = entrées génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_{GV2₂₀₁₀} = sorties génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

A noter que la production finie de génisse viande de plus de 2 ans n'est pas intégrée ici; elle sera intégrée sur l'effectif de génisses de boucherie ; en revanche on a intégré les mouvements d'animaux vifs en considérant qu'il s'agit d'achat ou vente de futures reproductrices.

Calcul de l'effectif net 2010 des génisses de boucherie de plus de 2 ans GB2

$$GB2_{2010} = GB2_{2009} - V_{GV2_{2010}}$$

Avec :

GB2₂₀₀₉ = effectif génisses boucherie de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

V_{GV2₂₀₁₀} = ventes génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de l'effectif net 2010 des mâles de type laitier de plus de 2 ans ML2

$$ML2_{2010} = ML2_{2009} + E_{ML2_{2010}} - S_{ML2_{2010}} - V_{ML2_{2010}}$$

Avec :

ML2_2009 = effectif mâles laitiers de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_ML2_2010 = entrées mâles laitiers de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_ML2_2010 = sorties mâles laitiers de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_ML2_2010 = ventes mâles laitiers de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de l'effectif net 2010 des mâles de type viande de plus de 2 ans MV2

$$MV2_{2010} = MV2_{2009} + E_{MV2_{2010}} - S_{MV2_{2010}} - V_{MV2_{2010}}$$

Avec :

MV2_2009 = effectif mâles viande de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_MV2_2010 = entrées mâles viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_MV2_2010 = sorties mâles viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_MV2_2010 = ventes mâles viande de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de l'effectif net 2010 des génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans GLR1

$$GLR1_{2010} = GLR1_{2009} + E_{GL1_{2010}} - S_{GL1_{2010}} - V_{GL1_{2010}}$$

Avec :

GLR1_2009 = effectif génisses laitières renouvellement de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_GL1_2010 = entrées génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_GL1_2010 = sorties génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_GL1_2010 = ventes génisses laitières de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de l'effectif net 2010 des génisses nourrices de renouvellement de 1 à 2 ans GNR1

$$GNR1_{2010} = GNR1_{2009} + E_{GV1_{2010}} - S_{GV1_{2010}}$$

Avec :

GNR1_2009 = effectif génisses nourrices renouvellement de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_GV1_2010 = entrées génisses nourrices de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_GV1_2010 = sorties génisses nourrices de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de l'effectif net 2010 des génisses de boucherie de 1 à 2 ans GB1

$$GB1_{2010} = GB1_{2009} - V_{GB1_{2010}}$$

Avec :

GB1_2009 = effectif génisses boucherie de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

V_GV1_2010 = ventes génisses viande de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de l'effectif net 2010 des mâles de type laitier de 1 à 2 ans ML1

Si pas de mouvement et pas de production finie alors

$$ML1_{2010} = ML1_{2010}$$

Calcul de l'effectif net 2010 des mâles de type viande de 1 à 2 ans MV1

$$MV1_{2010} = MV1_{2009} + E_{MV1_{2010}} - S_{MV1_{2010}} - V_{MV1_{2010}}$$

Avec :

MV1_2009 = effectif mâles viande de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_MV1_2010 = entrées mâles viande de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_MV1_2010 = sorties mâles viande de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_MV1_2010 = ventes mâles viande de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Equations pour mise en œuvre des calculs Méthode 3 – Effectif moyen présent

Pour mémoire il y a deux méthodes ; soit on considère que 30 novembre est l'effectif initial de l'année suivante ou bien l'effectif final de l'année en cours.

3A – EMP n+1 = effectif année n + ½ animaux entrants n+1 - ½ sorties n+1 - ½ animaux abattus n+1

3B – EMP n+1 = effectif année n+1 - ½ animaux entrants n+1 + ½ sorties n+1 + ½ animaux abattus n+1

On détaille pour chaque type d'animal la formule 3A

Calcul de EMP 2010 des vaches laitières VL

$$VL_{2010} = VL_{2009} + (0.5 * E_{VL_{2010}}) - (0.5 * S_{VL_{2010}}) - (0.5 * V_{VLR_{2010}})$$

Avec :

VL₂₀₀₉ = effectif vaches laitières 2009 [Tableau effectifs]

E_{VL₂₀₁₀} = entrées vaches laitières 2010 [Tableau mouvements]

S_{VL₂₀₁₀} = sorties vaches laitières 2010 [Tableau mouvements]

V_{VLR₂₀₁₀} = ventes vaches laitières réforme 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EMP 2010 des vaches nourrices VN

$$VN_{2010} = VN_{2009} + (0.5 * E_{VN_{2010}}) - (0.5 * S_{VN_{2010}}) - (0.5 * V_{VNR_{2010}})$$

Avec :

VN₂₀₀₉ = effectif vaches nourrices 2009 [Tableau effectifs]

E_{VN₂₀₁₀} = entrées vaches nourrices 2010 [Tableau mouvements]

S_{VN₂₀₁₀} = sorties vaches nourrices 2010 [Tableau mouvements]

V_{VNR₂₀₁₀} = ventes vaches nourrices réforme 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EMP 2010 des génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans GLR2

$$GLR2_{2010} = GLR2_{2009} + (0.5 * E_{GL2_{2010}}) - (0.5 * S_{GL2_{2010}}) - (0.5 * V_{GL2_{2010}})$$

Avec :

GLR2₂₀₀₉ = effectif génisses laitières renouvellement 2009 [Tableau effectifs]

E_{GL2₂₀₁₀} = entrées génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_{GL2₂₀₁₀} = sorties génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_{GL2₂₀₁₀} = ventes génisses laitières de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EMP 2010 des génisses nourrices de renouvellement de plus de 2 ans GNR2

$$GNR2_{2010} = GNR2_{2009} + (0.5 * E_{GV2_{2010}}) - (0.5 * S_{GV2_{2010}})$$

Avec :

GNR2₂₀₀₉ = effectif génisses nourrices renouvellement de plus de deux ans 2009 [Tableau effectifs]

E_{GV2₂₀₁₀} = entrées génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_{GV2₂₀₁₀} = sorties génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

A noter que la production finie de génisse viande de plus de 2 ans n'est pas intégrée dans ce calcul ; elle sera intégrée sur l'effectif de génisses de boucherie ; en revanche on a intégré les mouvements d'animaux vifs en considérant qu'il s'agit d'achat ou vente de futures reproductrices.

Calcul de EMP 2010 des génisses de boucherie de plus de 2 ans GB2

$$GB2_{2010} = GB2_{2009} - (0.5 * V_{GV2_{2010}})$$

Avec :

GB2₂₀₀₉ = effectif génisses boucherie de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

V_{GV2₂₀₁₀} = ventes génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EMP 2010 des mâles de type laitier de plus de 2 ans ML2

$$ML2_{2010} = ML2_{2009} + (0.5 * E_{ML2_{2010}}) - (0.5 * S_{ML2_{2010}}) - (0.5 * V_{ML2_{2010}})$$

Avec :

ML2₂₀₀₉ = effectif mâles laitiers de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_{ML2₂₀₁₀} = entrées mâles laitiers de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_{ML2₂₀₁₀} = sorties mâles laitiers de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_{ML2₂₀₁₀} = ventes mâles laitiers de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EMP 2010 des mâles de type viande de plus de 2 ans MV2

$$MV2_{2010} = MV2_{2009} + (0.5 * E_{MV2_{2010}}) - (0.5 * S_{MV2_{2010}}) - (0.5 * V_{MV2_{2010}})$$

Avec :

MV2₂₀₀₉ = effectif mâles viande de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_{MV2₂₀₁₀} = entrées mâles viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_{MV2₂₀₁₀} = sorties mâles viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_{MV2₂₀₁₀} = ventes mâles viande de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EMP 2010 des génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans GLR1

$$\text{GLR1}_{2010} = \text{GLR1}_{2009} + (0.5 * \text{E_GL1}_{2010}) - (0.5 * \text{S_GL1}_{2010}) - (0.5 * \text{V_GL1}_{2010})$$

Avec :

GLR1_2009 = effectif génisses laitières renouvellement de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_GL1_2010 = entrées génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_GL1_2010 = sorties génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_GL1_2010 = ventes génisses laitières de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EMP 2010 des génisses nourrices de renouvellement de 1 à 2 ans GNR1

$$\text{GNR1}_{2010} = \text{GNR1}_{2009} + (0.5 * \text{E_GV1}_{2010}) - (0.5 * \text{S_GV1}_{2010})$$

Avec :

GNR1_2009 = effectif génisses nourrices renouvellement de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_GV1_2010 = entrées génisses nourrices de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_GV1_2010 = sorties génisses nourrices de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EMP 2010 des génisses de boucherie de 1 à 2 ans GB1

$$\text{GB1}_{2010} = \text{GB1}_{2009} - (0.5 * \text{V_GB1}_{2010})$$

Avec :

GB1_2009 = effectif génisses boucherie de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

V_GV1_2010 = ventes génisses viande de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EMP 2010 des mâles de type laitier de 1 à 2 ans ML1

Si pas de mouvement et pas de production finie alors

$$\text{ML1}_{2010} = \text{ML1}_{2010}$$

Calcul de EMP 2010 des mâles de type viande de 1 à 2 ans MV1

$$\text{MV1}_{2010} = \text{MV1}_{2009} + (0.5 * \text{E_MV1}_{2010}) - (0.5 * \text{S_MV1}_{2010}) - (0.5 * \text{V_MV1}_{2010})$$

Avec :

MV1_2009 = effectif mâles viande de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_MV1_2010 = entrées mâles viande de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_MV1_2010 = sorties mâles viande de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_MV1_2010 = ventes mâles viande de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Equations pour mise en œuvre des calculs Méthode 4 – Effectif présent SEEA AFF

Calcul Effectif Présent (période n) = effectif (période n-1) + taux de croissance sur la période n (TC_n)

EP n = effectif n-1 + TC_n

EP n = effectif n-1 + [effectif n + sorties n + ventes n – effectif n-1 – entrées n]

EP n = effectif n + sorties n + ventes n – entrées n

On détaille pour chaque type d'animal la formule 4

Calcul de EP 2010 des vaches laitières VL

$$\text{VL}_{2010} = \text{VL}_{2009} + (\text{S_VL}_{2010}) + (\text{V_VLR}_{2010}) - (\text{E_VL}_{2010})$$

Avec :

VL_2009 = effectif vaches laitières 2009 [Tableau effectifs]

S_VL_2010 = sorties vaches laitières 2010 [Tableau mouvements]

V_VLR_2010 = ventes vaches laitières réforme 2010 [Tableau production finie]

E_VL_2010 = entrées vaches laitières 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des vaches nourrices VN

$$\text{VN}_{2010} = \text{VN}_{2009} + (\text{S_VN}_{2010}) + (\text{V_VNR}_{2010}) - (\text{E_VN}_{2010})$$

Avec :

VN_2009 = effectif vaches nourrices 2009 [Tableau effectifs]

S_VN_2010 = sorties vaches nourrices 2010 [Tableau mouvements]

V_VNR_2010 = ventes vaches nourrices réforme 2010 [Tableau production finie]

E_VN_2010 = entrées vaches nourrices 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans GLR2

$$\text{GLR2}_{2010} = \text{GLR2}_{2009} + (\text{S}_{\text{GL2}}_{2010}) + (\text{V}_{\text{GL2}}_{2010}) - (\text{E}_{\text{GL2}}_{2010})$$

Avec :

GLR2_2009 = effectif génisses laitières renouvellement 2009 [Tableau effectifs]

S_GL2_2010 = sorties génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_GL2_2010 = ventes génisses laitières de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

E_GL2_2010 = entrées génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des génisses nourrices de renouvellement de plus de 2 ans GNR2

$$\text{GNR2}_{2010} = \text{GNR2}_{2009} + \text{V}_{\text{GV2}}_{2010} + \text{S}_{\text{GV2}}_{2010} - \text{E}_{\text{GV2}}_{2010}$$

Avec :

GNR2_2009 = effectif génisses nourrices renouvellement de plus de deux ans 2009 [Tableau effectifs]

S_GV2_2010 = sorties génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_GV2_2010 = ventes génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau production finie]

E_GV2_2010 = entrées génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

La catégorie « Génisses de boucherie de plus de 2 ans » est renseigné dans le tableau de l'effectif mais pas dans le tableau de la production finie et des mouvements. Par conséquent on ne pourrait pas calculer l'effectif présent pour cette catégorie mais on propose le calcul du total de la catégorie « génisses » (laitières, nourrices et de boucherie) dans la formule qui suit :

Calcul de EP 2010 du total génisses de plus de 2 ans TG1

$$\text{TG2}_{2010} = \text{TG2}_{2009} + \text{V}_{\text{TG2}}_{2010} - \text{S}_{\text{TG2}}_{2010} + \text{E}_{\text{TG2}}_{2010}$$

Avec :

TG2_2009 = effectif génisses laitières de renouvellement de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

+ effectif génisses nourrices de renouvellement de plus de 2 ans [Tableau effectifs]

+ effectif génisses boucherie de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

V_TG2_2010 = ventes génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau production finie]

+ ventes génisses viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau production finie]

S_TG2_2010 = sorties génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

+ sorties génisses viande plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

E_TG2_2010 = entrées génisses laitières de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

+ entrées génisses viande plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des mâles de type laitier de plus de 2 ans ML2

$$\text{ML2}_{2010} = \text{ML2}_{2009} + \text{S}_{\text{ML2}}_{2010} + \text{V}_{\text{ML2}}_{2010} - \text{E}_{\text{ML2}}_{2010}$$

Avec :

ML2_2009 = effectif mâles laitiers de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

S_ML2_2010 = sorties mâles laitiers de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_ML2_2010 = ventes mâles laitiers de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

E_ML2_2010 = entrées mâles laitiers de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des mâles de type viande de plus de 2 ans MV2

$$\text{MV2}_{2010} = \text{MV2}_{2009} + \text{S}_{\text{MV2}}_{2010} + \text{V}_{\text{MV2}}_{2010} - \text{E}_{\text{MV2}}_{2010}$$

Avec :

MV2_2009 = effectif mâles viande de plus de 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

S_MV2_2010 = sorties mâles viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_MV2_2010 = ventes mâles viande de plus de deux ans 2010 [Tableau production finie]

E_MV2_2010 = entrées mâles viande de plus de 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans GLR1

$$\text{GLR1}_{2010} = \text{GLR1}_{2009} + \text{S}_{\text{GL1}}_{2010} + \text{V}_{\text{GL1}}_{2010} - \text{E}_{\text{GL1}}_{2010}$$

Avec :

GLR1_2009 = effectif génisses laitières renouvellement de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

E_GL1_2010 = entrées génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

S_GL1_2010 = sorties génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_GL1_2010 = ventes génisses laitières de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

Calcul de EP 2010 des génisses_nourrices_de_renouvellement_de_1_a_2_ans GNR1

$$\text{GNR1}_{2010} = \text{GNR1}_{2009} + \text{S_GV1}_{2010} + \text{V_GV1}_{2010} - \text{E_GV1}_{2010}$$

Avec :

GNR1_2009 = effectif génisses nourrices renouvellement de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

S_GV1_2010 = sorties génisses nourrices de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

V_GV1_2010 = ventes génisses viande de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

E_GV1_2010 = entrées génisses nourrices de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

La catégorie « Génisses de boucherie de 1 à 2 ans » est renseigné dans le tableau de l'effectif mais pas dans le tableau de la production finie et des mouvements. Par conséquent on ne pourrait pas calculer l'effectif présent pour cette catégorie mais on propose le calcul du total de la catégorie « génisses » (laitières, nourrices et de boucherie) dans la formule qui suit :

Calcul de EP 2010 du total génisses_de_1_a_2_ans TG1

$$\text{TG1}_{2010} = \text{TG1}_{2009} + \text{V_TG1}_{2010} - \text{S_TG1}_{2010} + \text{E_TG1}_{2010}$$

Avec :

TG1_2009 = effectif génisses laitières de renouvellement de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

+ effectif génisses nourrices de renouvellement de 1 à 2 ans [Tableau effectifs]

+ effectif génisses boucherie de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

V_TG1_2010 = ventes génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

+ ventes génisses viande de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

S_TG1_2010 = sorties génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

+ sorties génisses viande 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

E_TG1_2010 = entrées génisses laitières de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

+ entrées génisses viande 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 du total mâles_(lait et viande)_de_1_a_2_ans MV1

$$\text{MV1}_{2010} = \text{MV1}_{2009} + \text{V_MV1}_{2010} + \text{S_MV1}_{2010} - \text{E_MV1}_{2010}$$

Avec :

MV1_2009 = effectif mâles viande de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

+ effectif lait viande de 1 à 2 ans 2009 [Tableau effectifs]

V_MV1_2010 = ventes mâles de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau production finie]

S_MV1_2010 = sorties mâles de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

E_MV1_2010 = entrées mâles de de 1 à 2 ans 2010 [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des autres femelles de moins de 1 an F-1

$$\text{F-1}_{2010} = \text{F-1}_{2009} + \text{V_F-1}_{2010} + \text{S_F-1}_{2010} - \text{E_F-1}_{2010}$$

F-1_2009 = effectif autres femelles de moins de 1 an 2009 [Tableau effectifs]

V_F-1_2010 = ventes génisses de 6 mois à 1 an 2010 [Tableau production finie]

S_F-1_2010 = sorties génisses de 6 mois à 1 an (broutardes) [Tableau mouvements]

E_F-1_2010 = entrées génisses de 6 mois à 1 an (broutardes) [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des veaux de boucherie VB-1

$$\text{VB-1}_{2010} = \text{VB-1}_{2009} + \text{V_VB-1}_{2010} + \text{S_VB-1}_{2010} + \text{E_VB-1}_{2010}$$

Avec :

VB-1_2009 = effectif veaux de boucherie 2009 [Tableau effectifs]

V_VB-1_2010 = ventes mâles de 6 mois à 1 an (broutards) [Tableau production finie]

+ ventes veaux à remettre viande [Tableau production finie]

S_VB-1_2010 = sorties mâles de 6 mois à 1 an (broutards) [Tableau mouvements]

+ sorties veaux à remettre viande [Tableau mouvements]

E_VB-1_2010 = entrées mâles de 6 mois à 1 an (broutards) [Tableau mouvements]

+ entrées veaux à remettre viande [Tableau mouvements]

Calcul de EP 2010 des mâles de moins de 1 an M-1

$$M-1_{2010} = M-1_{2009} + V_{M-1_{2010}} + S_{M-1_{2010}} - E_{M-1_{2010}}$$

Avec :

M-1₂₀₀₉ = effectif autres mâles de moins de 1 an 2009 [Tableau effectifs]

V_{M-1₂₀₁₀} = ventes mâles de 6 mois à 1 an 2010 [Tableau production finie]

S_{M-1₂₀₁₀} = sorties veaux à remettre laitiers 2010 [Tableau mouvements]
+ sorties veaux à remettre laitiers 2010 [Tableau mouvements]

E_{M-1₂₀₁₀} = entrées veaux à remettre laitiers 2010 [Tableau mouvements]
+ entrées veaux à remettre laitiers 2010 [Tableau mouvements]

Comparaison des méthodes 1,2, 3 et 4 pour l'Aveyron et la Vendée sur les années 2010-2011-2012

Tableau 1. Comparatif méthodes pour le calcul de l'effectif bovin (UGB) en Vendée sur les années 2010, 2011 et 2012. Les méthodes 2, 3A, 3B et 4 sont exprimés en variation en pourcentage par rapport à la méthode 1.

Vendée	Méthode 1	Méthode 2	Méthode 3A	Méthode 3B	Méthode 4
vaches_laitieres	78363	-26%	-13%	12%	25%
vaches_nourrices	118770	-26%	-13%	13%	26%
genisses_laitieres_+2	10938	-10%	-4%	7%	14%
genisses_nourrices_+2	35451	6%	5%	-1%	39%
genisses_boucherie_+2	9103	-160%	-77%	80%	3%
males_type_laitier_+2	688	1%	1%	0%	1%
males_type_viande_+2	4113	-45%	-21%	24%	3%
genisses_laitieres_1_a_2	15895	-1%	-1%	0%	1%
genisses_nourrices_1_a_2	27827	-2%	0%	1%	11%
genisses_boucherie_1_a_2	6508	-35%	-17%	18%	1%
males_type_laitier_1_a_2	5998	12%	12%	0%	-10%
males_type_viande_1_a_2	16555	-229%	-113%	116%	3%
Total animaux de plus de 1 an	330209	-32%	-16%	17%	21%

Tableau 2. Comparatif méthodes pour le calcul de l'effectif bovin (UGB) en Aveyron sur les années 2010, 2011 et 2012. Les méthodes 2, 3A, 3B et 4 sont exprimés en variation en pourcentage par rapport à la méthode 1.

Aveyron	Méthode 1	Méthode 2	Méthode 3A	Méthode 3B	Méthode 4
vaches_laitieres	54811	-21%	-10%	11%	24%
vaches_nourrices	140597	-13%	-6%	7%	14%
genisses_laitieres_+2	7793	-2%	-1%	1%	3%
genisses_nourrices_+2	18448	10%	10%	-1%	21%
genisses_boucherie_+2	2698	-141%	-67%	74%	7%
males_type_laitier_+2	259	11%	11%	0%	11%
males_type_viande_+2	5496	-29%	-13%	16%	3%
genisses_laitieres_1_a_2	8790	0%	0%	0%	1%
genisses_nourrices_1_a_2	14484	-26%	-11%	15%	43%
genisses_boucherie_1_a_2	2395	3%	3%	0%	3%
males_type_laitier_1_a_2	260	20%	20%	0%	-4%
males_type_viande_1_a_2	2614	-83%	-42%	41%	-1%
Total animaux de plus de 1 an	258645	-16%	-7%	9%	17%

La méthode 4 aboutit à des valeurs plus élevées pour les deux départements car cette méthode utilise à peu près les mêmes principes de calcul que la méthode 3B mais sans pondération des imports, exports et ventes de bovins. Cette absence de pondération explique pourquoi la méthode aboutit systématiquement à des valeurs plus élevées pour toutes les catégories de bovins. Il faut également noter que la méthode 1 est une forme de moyenne des méthodes 3A et 3B, qui fournissent alors les valeurs les plus élevées et les plus faibles indiquant un temps de séjour plus ou moins dans le troupeau.

Complément 2. Tableau des coefficients de conversion des productions physiques en quantités de protéines (FAO, 2003 ; ANSES, 2013)

Production	Teneur en protéines (g/100g)	Densité (kg/L)
Viande bovins	18.5	
Viande ovins	13.5	
Viande caprins	14	
Viande porcins	11	
Viande volaille	12.3	
Oeuf de poule*	10.7	
Lait de vache entier	3.3	1.03
Lait de brebis	5.9	1.04
Lait de chèvre	3.6	1.03

* Poids moyen d'un œuf de poule égal à 60g (Travel et al., 2010)

Complément 3. Valeurs des coefficients de disponibilité pour l'alimentation animale de la matière sèche ($\gamma_{MS,i}$ en T MS/T produit brut) et de la matière azotée ($\gamma_{MAT,i}$ en T MAT/T produit brut), appliqués aux quantités brutes produites au champ dans le cas des matières premières végétales transformées

Complément 3.1: Mélasse de betterave

Variable	Unité	Campagne				Source
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	
Production brute au champ	1000 T MB	35161.49	31836.33	38105.29	33078.64	Agrete, bilans d'approvisionnement Sucre
Production destinée à la filière sucre	1000 T MB	27124.15	24984.05	30103.93	26300.00	
Production destinée à la filière alcool	1000 T MB	8037.33	6852.28	8001.36	6778.64	
Rendement extraction mélasse	MB/MB	0.031	0.031	0.031	0.031	Agrete, méthodologie détaillée du bilan sucre
Teneur MS mélasse	MS/MS	0.761	0.761	0.761	0.761	INRA (2010)
Mélasse disponible alimentation animale	1000 T MB	60.00	56.00	68.00	60.00	Agrete, bilans approvisionnement "Ressources Fourragères"
	1000 T MS	45.66	42.62	51.75	45.66	
$\gamma_{industrie\ mélasse}$	MB/MB	0.771	0.785	0.790	0.795	Calcul
$\gamma_{extraction\ mélasse}$	MS/MB	0.024	0.024	0.024	0.024	
$\gamma_{disponibilité\ mélasse}$	MS/MS	0.071	0.072	0.073	0.074	
$\gamma_{MS\ mélasse}$	MS/MB	0.0013	0.0013	0.0014	0.0014	
$\gamma_{MAT\ mélasse}$	MAT/MB	0.000188	0.000193	0.000196	0.000199	

Complément 3.2: Pulpes de betterave

Variable	Unité	Campagne				Source
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	
Production brute au champ	1000 T MB	35161.49	31836.33	38105.29	33078.64	Agrete, bilans approvisionnement "Sucre"
$\gamma_{extraction\ pulpes}$	MS/MB	0.05	0.05	0.05	0.05	
Production totale pulpes	1000 T MS	1758.07	1591.82	1905.26	1653.93	Calcul
Pulpes disponibles alimentation animale	1000 T MS	1050.00	1033.00	1188.00	1099.00	Agrete, bilans approvisionnement "Ressources Fourragères"
Différentiel production-disponibilité	1000 T MS	708.07	558.82	717.26	554.93	Calcul
$\gamma_{industrie\ pulpes}$	MB/MB	1	1	1	1	
$\gamma_{disponibilité\ pulpes}$	MS/MS	0.597	0.649	0.623	0.664	
$\gamma_{MS\ pulpes}$	MS/MB	0.030	0.032	0.031	0.033	
$\gamma_{MAT\ pulpes}$	MAT/MB	0.00295	0.00320	0.00308	0.00328	

Complément 3.3: Issues de meunerie

Variable	Unité	Campagne				Source
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	
Production brute au champ	1000 T MB	36235.70	35655.07	33967.16	35502.94	Agreste, bilans approvisionnement "Céréales"
Quantité indigène utilisée en meunerie	1000 T MB	4930.14	5663.44	5812.04	4923.00	FranceAgrimer, base Visionet
$\gamma_{industrie\ issues}$	MB/MB	0.136	0.159	0.171	0.139	Calcul
$\gamma_{extraction\ issues}$	MS/MB	0.193	0.193	0.193	0.193	Reseda ¹ et tables INRA ²
$\gamma_{disponibilité\ issues}$	MS/MS	1	1	1	1	Agreste
$\gamma_{MS, issues}$	MS/MB	0.026	0.031	0.033	0.027	Calcul
$\gamma_{MAT, issues}$	MAT/MB	0.00453	0.00529	0.00570	0.00462	Calcul

¹: référence utilisée pour déterminer les proportions de produits obtenus à partir de la mouture du blé tendre (77.7% de farine, 14.9% de sons, 7.1% de remoulages, 0.9% de farine basse et 0.1% de pertes).²: teneurs en MS des composants des issues de meunerie (sons, remoulages et farine basse) utilisées pour calculer la MS globale des issues de meunerie.

Complément 3.4: Corn gluten feed (CGF)

Quantité	Unité	Campagne				Source
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	
Production brute au champ	1000T MB	15513.84	13975.28	15913.88	15393.50	Agreste
Quantité indigène utilisée en amidonnerie de maïs	1000T MB	1968.00	2185.26	2174.32	2252.00	Visionet
$\gamma_{industrie\ CGF}$	MB/MB	0.127	0.156	0.137	0.146	Calcul
$\gamma_{extraction\ CGF}$	MS/MB	0.242	0.242	0.242	0.242	Reseda ¹ et Céréopa ²
$\gamma_{disponibilité\ CGF}$	MS/MS	1	1	1	1	Agreste, méthodologie des bilans Céréales
$\gamma_{MS, CGF}$	MS/MB	0.0307	0.0379	0.0331	0.0354	Calcul
$\gamma_{MAT, CGF}$	MAT/MB	0.00717	0.00883	0.00772	0.00826	Calcul

1 : proportion de CGF obtenus à partir du maïs transformé (26.9%) ; 2 : Teneur en MS du CGF (90%)

Complément 3.5: Gluten 60

Quantité	Unité	Campagne				Source
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	
Production brute au champ	1000T MB	15513.84	13975.28	15913.88	15393.50	Agreste
Quantité indigène utilisée en amidonnerie de maïs	1000T MB	1968.00	2185.26	2174.32	2252.00	Visionet
$\gamma_{industrie\ Gluten}$	MB/MB	0.127	0.156	0.137	0.146	Calcul
$\gamma_{extraction\ Gluten}$	MS/MB	0.040	0.040	0.040	0.040	Reseda ¹ et Céréopa ²
$\gamma_{disponibilité\ Gluten}$	MS/MS	1	1	1	1	Agreste, méthodologie des bilans Céréales
$\gamma_{MS, Gluten}$	MS/MB	0.0051	0.0063	0.0055	0.0059	Calcul
$\gamma_{MAT, Gluten}$	MAT/MB	0.00353	0.00436	0.00381	0.00408	Calcul

1 : proportion de Gluten60 obtenus à partir du maïs transformé (4.5%) ; 2 : Teneur en MS du Gluten60 (89.3%)

Complément 3.6: Tourteaux de soja

Variable	Unité	Campagne				Source
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	
Production brute au champ	1000 T MB	109.84	136.68	122.52	103.94	Agreste, bilans d'approvisionnement « Graines et fruits oléagineux »
Quantité d'origine indigène transformée	1000 T MB	56.72	72.30	69.04	45.56	
Taux extraction	MB/MB	0.77	0.79	0.76	0.79	Agreste, bilans d'approvisionnement « Tourteaux »
Tourteaux produits à partir de graines d'origine indigène	1000 T MB	43.43	57.11	52.41	35.80	Calcul
Tourteaux d'origine indigène disponibles pour l'alimentation animale	1000 T MB	0.00	0.00	45.58	30.93	Agreste, bilans d'approvisionnement « Ressources Fourragères »
$\gamma_{industrie\ TTsoja}$	MB/MB	0.516	0.529	0.564	0.438	Calcul
$\gamma_{extraction\ TTsoja}$ ¹	MS/MB	0.672	0.694	0.666	0.690	
$\gamma_{disponibilité\ TTsoja}$	MS/MS	0.000	0.000	0.870	0.864	
$\gamma_{MS, TTsoja}$	MS/MB	0.000	0.000	0.327	0.261	
$\gamma_{MAT, TTsoja}$	MAT/MB	0.0000	0.0000	0.1685	0.1348	

1: calculé avec une teneur en MS de 87.8% (Céréopa)

Complément 3.7: Tourteaux de colza

Variable	Unité	Campagne				Source
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	
Production brute au champ	1000 T MB	5588.53	4811.59	5369.01	5463.19	Agrete, bilans d'approvisionnement « Graines et fruits oléagineux »
Quantité d'origine indigène transformée	1000 T MB	3650.29	3479.22	3862.23	4286.64	
Taux extraction	MB/MB	0.54	0.55	0.54	0.55	Agrete, bilans d'approvisionnement « Tourteaux »
Tourteaux produits à partir de graines d'origine indigène	1000 T MB	1971.16	1919.10	2084.00	2373.58	Calcul
Tourteaux d'origine indigène disponibles pour l'alimentation animale	1000 T MB	1267.06	1336.92	1821.11	1900.50	Agrete, bilans d'approvisionnement « Ressources Fourragères »
$\gamma_{industrie TTcolza}$	MB/MB	0.653	0.723	0.719	0.785	Calcul
$\gamma_{extraction TTcolza}^1$	MS/MB	0.479	0.489	0.479	0.491	
$\gamma_{disponibilité TTcolza}$	MS/MS	0.643	0.697	0.874	0.801	
$\gamma_{MS, TTcolza}$	MS/MB	0.201	0.246	0.301	0.309	
$\gamma_{MAT, TTcolza}$	MAT/MB	0.0774	0.0949	0.1158	0.1188	

¹ : calculé avec une teneur en MS de 88.7% (Céréopa)

Complément 3.8: Tourteaux de tournesol

Variable	Unité	Campagne				Source
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	
Production brute au champ	1000 T MB	1720.15	1638.91	1880.70	1572.95	Agrete, bilans d'approvisionnement « Graines et fruits oléagineux »
Quantité d'origine indigène transformée	1000 T MB	1197.07	1143.18	1241.63	935.74	
Taux extraction	MB/MB	0.50	0.58	0.53	0.53	Agrete, bilans d'approvisionnement « Tourteaux »
Tourteaux produits à partir de graines d'origine indigène	1000 T MB	596.59	663.18	661.55	500.29	Calcul
Tourteaux d'origine indigène disponibles pour l'alimentation animale	1000 T MB	462.82	524.45	486.45	371.34	Agrete, bilans d'approvisionnement « Ressources Fourragères »
$\gamma_{industrie TTournesol}$	MB/MB	0.696	0.698	0.660	0.595	Calcul
$\gamma_{extraction TTournesol}$	MS/MB	0.442	0.515	0.473	0.474	
$\gamma_{disponibilité TTournesol}$	MS/MS	0.776	0.791	0.735	0.742	
$\gamma_{MS, TTournesol}$	MS/MB	0.239	0.284	0.229	0.209	
$\gamma_{MAT, TTournesol}$	MAT/MB	0.0881	0.1047	0.0847	0.0773	

¹ : calculé avec une teneur en MS de 88.7% (Céréopa)

Complément 4. Correspondance des nomenclatures des rations pour les bovins, ovins et caprins

		Fourrages					Concentrés produits sur l'exploitation			Concentrés achetés					
		Herbe	Dont pâturée	Dont conservée	Mais ensilage	Autres fourrages	Total	Dont céréales	Dont protéagineux	Total	Dont céréales	Dont protéagineux	Dont tourteau de soja	Dont autres tourteaux	Dont divers aliments
<u>Bovins</u>															
<u>Ovins viande et lait</u>	Fourrages	Herbe Dont pâturée Dont conservée	nomenclature identique												
<u>Ovins viande</u>	Concentrés produits sur l'exploitation	Quantité globale ventilée dans les catégories utilisées pour les bovins					100%	0%							
	Concentrés achetés	identique								50%	0%	5%	24%	17%	
<u>Ovins lait</u>	Concentrés produits sur l'exploitation	identique					100%	0%							
	Concentrés achetés	identique								39%	0%	8%	21%	28%	
<u>Caprins</u>	Fourrages dont Fourrages achetés														
	Concentrés et déshydratés dont achetés		% d'herbe x (Fourrages + concentrés et déshydratés)					Concentrés et déshydratés - Concentrés et déshydratés achetés		39%	0%	8%	21%	28%	
	% de fourrages dans la ration														
	% d'herbe dans la ration														

Complément 5. Appariement des exploitations du réseau Idele avec les exploitations du Recensement agricole 2010

Classement des exploitations dans le recensement agricole 2010			Ration appliquée
Système d'élevage bovin (Institut de l'Elevage 2013)	Combinaison de production	Système fourrager	Ration appliquée pour tous les bovins de l'exploitation (Devun et al, 2012)
Lait spécialisé	Grandes cultures dominantes ou polyc.-élevage	herbe ou herbe 1.8	Polyculture - Elevage laitier de plaine herbager
Lait spécialisé	Grandes cultures dominantes ou polyc.-élevage	herbe-mais	Polyculture - Elevage laitier de plaine maïs - herbe
Lait spécialisé	Grandes cultures dominantes ou polyc.-élevage	maïs	Polyculture - Elevage laitier de plaine maïs dominant
Lait spécialisé	Herbivores dominants	herbe ou herbe 1.8	Elevage spécialisé lait de plaine herbager
Lait spécialisé	Herbivores dominants	herbe-mais	Elevage spécialisé lait de plaine maïs - herbe
Lait spécialisé	Herbivores dominants	maïs	Elevage spécialisé lait de plaine maïs dominant
Lait spécialisé	tous	herbe ou herbe 1.8	Elevage spécialisé lait de montagne maïs dominant
Lait spécialisé	tous	herbe-mais ou maïs	Elevage spécialisé lait de montagne herbager
Lait spécialisé	autres	autres	Ration moyenne systèmes bovins lait spécialisés
Mixte (lait&viande)	Granivores (mixtes ou dominants)		Elevage lait et ateliers granivores
Mixte (lait&viande)	Grandes cultures dominantes ou polyc.-élevage	herbe ou herbe 1.8	Polyculture - Elevage lait et viande de plaine à l'herbe
Mixte (lait&viande)	Grandes cultures dominantes ou polyc.-élevage	herbe-mais ou maïs	Polyculture - Elevage lait et viande de plaine maïs dominant
Mixte (lait&viande)	Herbivores dominants	herbe ou herbe 1.8	Elevage spécialisé lait et viande de plaine à l'herbe
Mixte (lait&viande)	Herbivores dominants	herbe-mais ou maïs	Elevage spécialisé lait et viande de plaine maïs dominant
Mixte (lait&viande)	tous	herbe ou herbe 1.8	Elevage spécialisé lait et viande de montagne à l'herbe
Mixte (lait&viande)	tous	herbe-mais ou maïs	Elevage spécialisé lait et viande de montagne maïs dominant
Mixte (lait&viande)	autres	autres	Autres catégories d'élevages laitiers
Système d'élevage bovin	Combinaison de production	Système d'élevage bovin détail	Ration appliquée pour tous les bovins de l'exploitation (Devun et al, 2012)
Engraisseur	tous	(jeunes bovins moins d'un an + classiques)>50% sorties boucherie	Engraisseurs de jeunes bovins
Allaitant	tous	Veaux sous la mère ou veaux d'Aveyron	Naisseurs-engrailleurs de veaux sous la mère et d'Aveyron
Allaitant	tous	Bœufs	Naisseurs-engrailleurs de bœufs spécialisés
tous systèmes avec Bovins	Granivores (mixtes ou dominants)	tous	Bovins avec ateliers de granivores
Allaitant	Herbivores dominants	Naisseurs broutards ou broutards repoussés ou jb maigres	Naisseurs spécialisés
Allaitant	Grandes cultures dominantes ou polyc.-élevage	Naisseurs broutards ou broutards repoussés ou jb maigres	Naisseurs avec cultures
Allaitant	Herbivores dominants	Naisseurs-engrailleurs jeunes bovins moins d'un an ou classiques	Naisseurs-engrailleurs de jeunes bovins spécialisés
Allaitant	Grandes cultures dominantes ou polyc.-élevage	Naisseurs-engrailleurs jeunes bovins moins d'un an ou classiques	Naisseurs-engrailleurs de jeunes bovins avec cultures
tous systèmes avec Bovins	autres	autres	Ration moyenne systèmes bovins viande
Toutes exploitations avec Ovins viande			Ration appliquée pour les ovins (Jousseins et al, 2014)
Toutes exploitations avec Ovins lait	Départements	Zone d'élevage (Institut de l'élevage 2013)	
	11 12 30 34 48 81	hors zones pastorales (Causses)	Zone fourragère et piémont Rayon de Roquefort
	11 12 30 34 48 81	zones pastorales (Causses)	Zone pastorale Rayon de Roquefort
	64	Piémonts	Zone fourragère Pyrénées Atlantiques
	64	Haute montagne	Zones Hautes Montagnes Pyrénées Atlantiques
	autres		autres
Toutes exploitations avec Caprins		Système fourrager	Ration appliquée pour les caprins(Bossis et al, 2015)
		pastoraux	pastoral
		pâturants	pâturage
		fourragers >2.5 UGB/ha	Autres foin
		fourragers <2.5 UGB/ha	Ensilage maïs
		fourragers <2.5 UGB/ha	Foin légumineuses
		autres	ration moyenne

Complément 6. Identification des groupes de PRA sur la base des indicateurs de production de biens animaux et de la capacité du territoire à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents

Analyse en composantes principales

L'objectif de l'analyse était de déterminer les profils de PRA en termes de niveaux de production et de capacité à satisfaire la demande alimentaire des animaux. Pour ce faire, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur les 6 variables suivantes : production de biens animaux issus des ruminants (PA_{tot_rum} en kg de protéines/ha SAU), production de biens animaux issus des monogastriques (PA_{tot_mono} en kg de protéines/ha SAU), capacité à satisfaire la demande alimentaire des animaux exprimé en MS issue des fourrages (α_{MS_for}), en MAT issues des fourrages (α_{MAT_for}), en MS issue des concentrés (α_{MS_cc}) et en MAT issues des concentrés (α_{MAT_cc}). Les concentrés comprennent à la fois les céréales et oléoprotéagineux utilisés en l'état, les tourteaux (soja, colza et tournesol) et les coproduit. Les variables de production sont exprimées par ha de SAU en raison de la forte variabilité de la superficie des PRA. Toutes les variables ont été centrées-réduites avant l'analyse. La variable α_p a été ajoutée comme variable supplémentaire : elle n'est pas prise en compte dans l'analyse mais est positionnée par rapport aux autres variables. L'ACP permet de synthétiser les informations issues des 6 variables analysées en déterminant des dimensions qui sont des combinaisons linéaires des variables analysées. Le tableau 7.1. présente les résultats de l'ACP. Les dimensions retenues, 1 et 2 ici, sont celles qui expliquent un pourcentage de variance supérieur à la moyenne (avec 6 variables, moyenne égale à 1/6 soit 0.166).

Tableau 7.1. Résultats de l'analyse en composantes principales des 6 variables caractérisant les profils de fourniture de biens animaux et de capacité à satisfaire la demande alimentaire des animaux des 571 PRA

Composante	Valeur propre	Pourcentage de variance expliquée	Pourcentage cumulé de variance expliquée
1	2.44	40.6	40.6
2	1.93	32.2	72.8
3	0.99	16.4	89.2
4	0.54	8.9	98.1
5	0.07	1.2	99.3
6	0.04	0.7	100

Le cercle des corrélations présenté sur la figure 7.1. permet de visualiser les variables qui composent les 2 premiers axes de l'ACP. Cette information est également présentée dans le tableau 3 qui présente les coordonnées des variables dans les 2 premières dimensions.

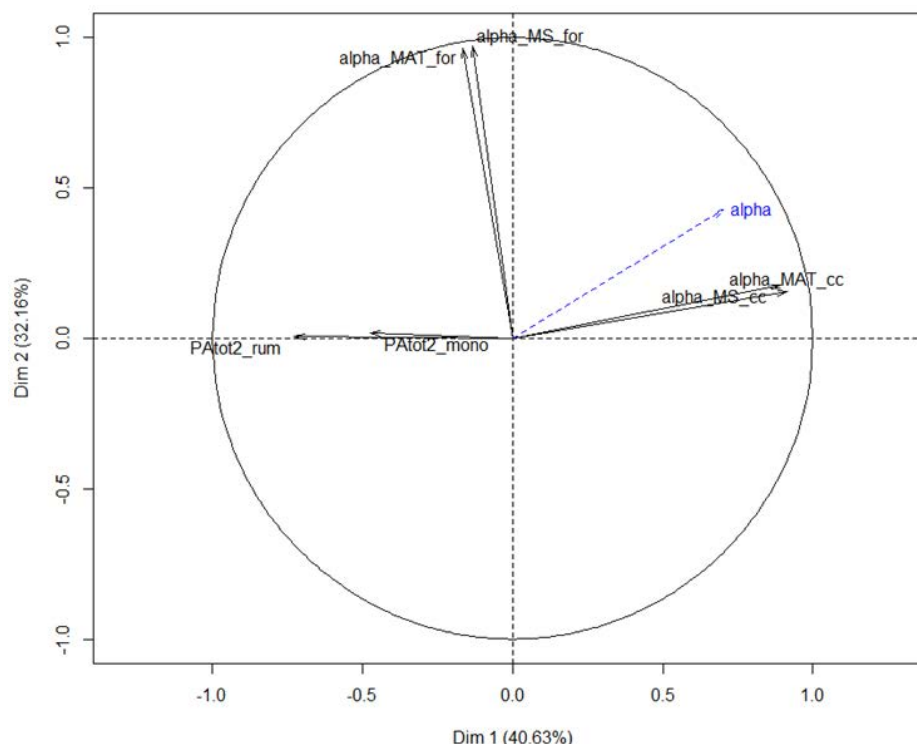


Figure 7.1. Cercle des corrélations pour les deux premières dimensions de l'analyse en composantes principales. La variable *alpha* (capacité globale du territoire à satisfaire la consommation d'aliments des animaux présents) a été ajoutée comme variable supplémentaire. *PA_{tot2_rum}* : production de biens animaux issus des ruminants en kg de protéines/ha ; *PA_{tot2_mono}* : production de biens animaux issus des monogastriques en kg de protéines/ha ; *alpha_MS_for* : capacité du territoire à satisfaire la consommation de MS issue des fourrages par les animaux présents ; *alpha_MAT_for* : capacité du territoire à satisfaire la consommation de MAT issues des fourrages par les animaux présents ; *alpha_MS_cc* : capacité du territoire à satisfaire la consommation de MS issue des aliments concentrés par les animaux présents ; *alpha_MAT_cc* : capacité du territoire à satisfaire la consommation de MAT issues des aliments concentrés par les animaux présents.

Tableau 7.2. Coordonnées des 6 variables analysées sur les deux premières dimensions de l'analyse en composantes principales

	Dimension 1	Dimension 2
α_p MS fourrages	-0.1654	0.9655
α_p MAT fourrages	-0.1322	0.9706
α_p MS concentrés	0.8948	0.1765
α_p MAT concentrés	0.9157	0.1553
PA _{tot} ruminants	-0.7265	0.0055
PA _{tot} monogastriques	-0.4755	0.0171

La dimension 1 est très fortement et positivement corrélée à la capacité de la PRA à satisfaire la demande alimentaire en concentrés, que ce soit pour la MS ou les MAT. La dimension 1 est également fortement et négativement corrélée à la production des ruminants et dans une moindre mesure à la production des monogastriques. La dimension 2 est très fortement et positivement corrélée à capacité de la PRA à satisfaire la demande alimentaire fourragère, que ce soit pour la MS ou les MAT. La dimension 1 reflète ainsi une opposition entre niveau de production animale et capacité à satisfaire la demande alimentaire en concentrés : une coordonnée élevée sur cet axe correspond à un fort niveau de capacité en concentrés associé à une production peu élevée. La dimension 2 reflète la capacité fourragère et elle est relativement indépendante de la dimension 1, bien qu'une coordonnée élevée sur cette dimension soit associée à une coordonnée légèrement négative sur la dimension 1, c'est-à-dire une production animale élevée et une moindre capacité en concentrés. La capacité globale est corrélée positivement aux capacités en concentrés et négativement à la production.

Identification des profils de production et de capacité à satisfaire la demande alimentaire des animaux

Les coordonnées des PRA sur les 5 premières dimensions de l'ACP ont ensuite été utilisées dans une procédure de classification ascendante hiérarchique (CAH). Cette analyse permet de constituer des groupes de PRA qui sont le plus homogène possible par rapport à leurs coordonnées sur les dimensions de l'ACP. La procédure fait apparaître une partition des données avec 4 groupes de PRA, représentés sur la figure 7.2. par rapport aux coordonnées des PRA sur les 2 premières dimensions de l'ACP.

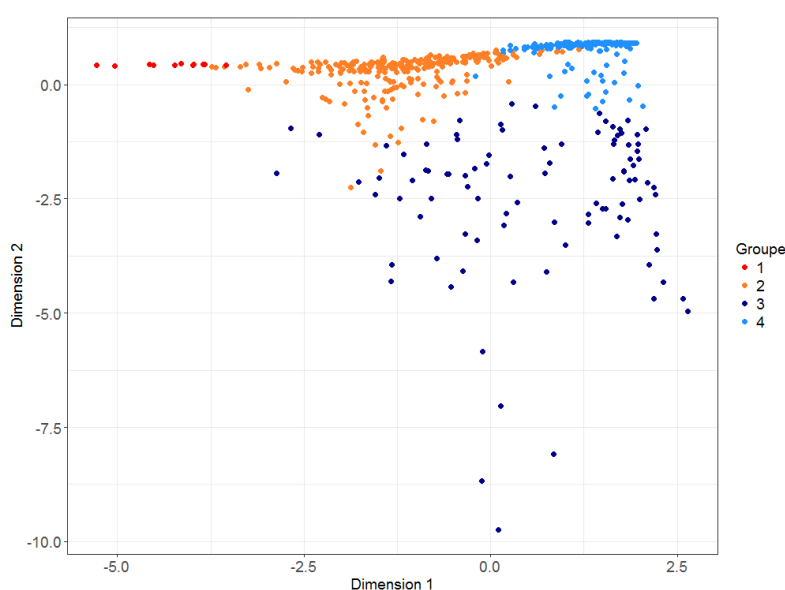


Figure 7.2. Position dans les deux premières dimensions de l'ACP des 4 groupes de PRA identifiés lors de la procédure de classification hiérarchique ascendante sur les coordonnées des PRA issues de l'analyse en composantes principales.

Références bibliographiques citées dans le chapitre 10

Références citées dans les section 10.1.1 et 10.1.2

- Alabouvette C, Olivain C, Steinberg C (2006) Biological Control of Plant Diseases: The European Situation. *Eur J Plant Pathol*, 114:329–341.
- Albert, C., Bonn, A., Burkhard, B., Daube, S., Dietrich, K., Engels, B., ... Wüstemann, H. (2015). Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany. *Ecological Indicators*. doi:10.1016/j.ecolind.2015.08.050
- Ali MH, Talukder MSU (2008) Increasing water productivity in crop production-A synthesis. *Agr Water Manage*, 95:1201–1213. doi:10.1016/j.agwat.2008.06.008
- Ausseil A-GE, Dymond M, Kirschbaum MUF, et al. (2013) Assessment of multiple ecosystem services in New Zealand at the catchment scale. *Environ Model Softw* 43:37–48. doi: 10.1016/j.envsoft.2013.01.006
- Barzman M, Barberi P, Birch ANE, et al. (2015) Eight principles of integrated pest management. *Agron Sustain Dev* 35:1199–1215. doi: 10.1007/s13593-015-0327-9
- Bedoussac L, Journet EP, Hauggaard-Nielsen H, et al. (2015) Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agron Sustain Dev* 35:911–935. doi: 10.1007/s13593-014-0277-7
- Bengtsson, J. (2015). Biological control as an ecosystem service: partitioning contributions of nature and human inputs to yield. *Ecological Entomology*, 40, 45–55. doi:10.1111/een.12247
- Bennett, E. M., & Garry, D. (2009). Review and understanding relationships among multiple ecosystem services, 1394–1404. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Bennett AJ, Bending GD, Chandler D, et al. (2012) Meeting the demand for crop production: The challenge of yield decline in crops grown in short rotations. *Biol Rev* 87:52–71. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00184.x
- Bennett, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., ... Woodward, G. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 76–85. doi:10.1016/j.cosust.2015.03.007
- Birkhofer, K. Diehl, E. Andersson, J. Ekroos, J. ... Smith, H. G. (2015). Ecosystem services - current challenges and opportunities for ecological research. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2. doi:10.3389/fevo.2014.00087
- Bohan DA, Bonte D, Ma A, Macfadyen S, Martinet V, McInerney GJ, Montoya JM, Mulder C, Pascual U, et al (2016) Networking Our Way to Better Ecosystem Service Provision. *Trends Ecol Evol* 31:112–121. dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.12.003
- Bohan DA, Raybould A, Mulder C, et al. (2013) Ecological Networks in an Agricultural World. doi: 10.1016/B978-0-12-420002-9.00001-9
- Boiffin, J., Malezieux, E., Picard, D., 2001. *Cropping Systems for the Future*, Crop Science: Progress and Prospects, Nösberger, J., Geiger, H.H., Struik, P.C., Cab International.
- Bommarco R, Kleijn D, Potts SG (2013) Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol Evol* 28:230-238. doi:10.1016/j.tree.2012.10.012
- Bonaudo T., Burlamaqui Bendahan A., Sabatier R., Ryschawy J., Bellon S., Leger F., Magda D., Tichit M. (2014) Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy* 57, 43-51.
- Bouthier, A., Pelosi, C., Villenave, C., Peres, G., Hedde, M., Ranjard, L., Vian, J. F., Peigne, J., Cortet, J., Bispo, A., Piron, D. (2014). Impact du travail du sol sur son fonctionnement biologique. In: Jérôme Labreuche, François Laurent, Jean Roger-Estrade, Faut-il travailler le sol ?. *Acquis et innovations pour une agriculture durable . Savoir Faire (Quae)*. FRA : Quae. <http://prodinra.inra.fr/record/400563>
- Brisson N, Gate P, Gouache D, et al. (2010) Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *F Crop Res* 119:201–212. doi: 10.1016/j.fcr.2010.07.012
- Brunner SH, Huber R, Grêt-Regamey A (2016) A backcasting approach for matching regional ecosystem services supply and demand. *Environ Model Softw* 75:439–458. doi: 10.1016/j.envsoft.2015.10.018
- Bulgarelli D, Garrido-Oter R, Münch PC, et al. (2015) Structure and function of the bacterial root microbiota in wild and domesticated barley. *Cell Host Microbe* 17:392–403. doi: 10.1016/j.chom.2015.01.011
- Chaplin-Kramer R, Kremen C (2012) Pest control experiments show benefits of complexity at landscape and local scales. *Ecol Appl* 22:1936–1948. doi: 10.1890/11-1844.1
- Chabert, A, Sarthou J-P (2017) Practices of conservation agriculture prevail over cropping systems and landscape heterogeneity in understanding the ecosystem service of aphid biocontrol. *Agric Ecosyst Environ* 249:70–79. doi: 10.1016/j.agee.2017.08.005

- Concepción ED, Díaz M, Baquero RA (2008) Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landsc Ecol* 23:135–148. doi: 10.1007/s10980-007-9150-2
- Cordeau S, Triolet M, Wayman S, Steinberg C, Guillemin JP (2016) Bioherbicides: Dead in the water? A review of the existing products for integrated weed management. *Crop Prot* 87:44–49. doi:10.1016/j.cropro.2016.04.016
- Cordell D, Rosemarin A, Schröder JJ, Smit AL (2011) Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere* 84:747–758. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.02.032
- Crossman ND, Burkhard B, Nedkov S, et al. (2013) A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst Serv* 4:4–14. doi: 10.1016/j.ecoser.2013.02.001
- Cumming, G. S., Olsson, P., Chapin, F. S., & Holling, C. S., 2013. Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 1139–1150. doi:10.1007/s10980-012-9725-4
- Damour G, Dorel M, Quoc HT, et al. (2014) A trait-based characterization of cover plants to assess their potential to provide a set of ecological services in banana cropping systems. *Eur J Agron* 52:218–228. doi: 10.1016/j.eja.2013.09.004
- Dassou AG, Tixier P (2016) Response of pest control by generalist predators to local-scale plant diversity: A meta-analysis. *Ecol Evol* 6:1143–1153. doi: 10.1002/ece3.1917
- Dessaux Y, Grandclément C, Faure D (2016) Engineering the Rhizosphere. *Trends Plant Sci* 21:266–278. doi: 10.1016/j.tplants.2016.01.002
- Dimassi, Bruno Mary, Richard Wylleman, Jérôme Labreuche, Daniel Couture, François Piraux, Jean-Pierre Cohan. Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 15 avril 2014.
- Dimassi, Jean-Pierre Cohan, Jerome Labreuche, Bruno Mary (2013). Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Doré T, Makowski D, Malézieux E, et al. (2011) Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *Eur J Agron* 34:197–210. doi: 10.1016/j.eja.2011.02.006
- Drinkwater LE, Snapp SS (2007) Nutrients in agroecosystems: rethink the management paradigm. *Adv Agron* 92:163-186. doi: 10.1016/S0065-2113(04)92003-2
- Dumont B. (coord), Dupraz P. (coord.), Aubin J., Benoit M., Bouamra-Mechemache Z., Chatellier V., Delaby L., Delfosse C, Dourmad J.Y., Duru M., Frappier L., Friant-Perrot M., Gaigné C., Girard A., Guichet J.L., Havlik P., Hostiou N., Huguenin-Elie O., Klumpp K., Langlais A., Lemauviel-Lavenant S., Le Perchec S., Lepiller O., Méda B., Ryschawy J., Sabatier R., Veissier I., Verrier E., Vollet D., Savini I., Hercule J., Donnars C., 2016, Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe. Synthèse de l'expertise scientifique collective, INRA (France), 133 pages.
- Duru M, Therond O, Martin G, Martin-Clouaire R, Magne M, Justes E, Journet EP, Aubertot JN, Savary S, Bergez JE, Sarthou JP (2015a). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services : a review. *Agron Sustain Dev*. doi: 10.1007/s13593-015-0306-1.
- Duru M, Therond O, Fares M (2015b). Designing agroecological transitions; A review. *Agron Sustain Dev* 35:0. doi: 10.1007/s13593-015-0318-x.
- Duru, M., Therond, O., 2014. Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change*. DOI 10.1007/s10113-014-0722-9
- Emmerson M, Morales MB, Oñate JJ, et al. (2016) How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services.
- Fagerholm N, Moreno G, Plieninger T, Torralba M (2016) Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services ? A meta- analysis Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem. *"Agriculture, Ecosyst Environ* 230:150–161. doi: 10.1016/j.agee.2016.06.002
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel FG, Crist TO, Fuller RJ, Sirami C, Siriwardena GM, Martin JL (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol Lett* 14:101–112.
- Faucon M-P, Houben D, Lambers H (2017) Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. *Trends Plant Sci* xx:1–10. doi: 10.1016/j.tplants.2017.01.005
- Felipe-lucia, M. R., Comín, F. A., & Bennett, E. M. (2014). Interactions Among Ecosystem Services Across Land Uses in a Floodplain Agroecosystem, 19(1).
- Gaba S, Gabriel E, Chadœuf J, Bonneu F, Bretagnolle V (2016) Herbicides do not ensure for higher wheat yield, but eliminate rare plant species. *Sci Rep* 6:30112. doi:10.1038/srep30112
- Gaba S, Lescourret F, Boudsocq S, Enjalbert J, Hinsinger P, Journet EP, Navas ML, Wery J, Louarn G, Malézieux E, Pelzer E, Prudent M, Ozier-Lafontaine H (2014a) Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron Sustain Dev* 35:607–623. doi:10.1007/s13593-014-0272-z
- Gaba, S., Fried, G., Kazakou, E., Chauvel, B., & Navas, M. L. (2014b). Agroecological weed control using a functional approach: A review of cropping systems diversity. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1), 103–119. doi:10.1007/s13593-013-0166-5

- Gagic, V., Kleijn, D., Báldi, A., Boros, G., Jørgensen, H. B., Elek, Z., Garratt, M. P. D., de Groot, G. A., Hedlund, K., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Martin, E., Pevere, I., Potts, S. G., Redlich, S., Senapathi, D., Steffan-Dewenter, I., Świtek, S., Smith, H. G., Takács, V., Tryjanowski, P., van der Putten, W. H., van Gils, S. and Bommarco, R. (2017), Combined effects of agrochemicals and ecosystem services on crop yield across Europe. *Ecol Lett*, 20: 1427–1436. doi:10.1111/ele.12850
- Gan-Mor S, Matthews GA (2003) Recent developments in sprayers for application of biopesticides - An overview. *Biosyst Eng* 84:119–125. doi: 10.1016/S1537-5110(02)00277-5
- Garbach K, Milder JC, DeClerck FAJ, Montenegro de Wit M, Driscoll L, Gemmill-Herren B (2016) Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *Intern J Agr Sustain* 5903:1–22. doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810
- Garbach K (2014) Biodiversity and Ecosystem Services in Agroecosystems. doi: 10.1016/B978-0-444-52512-3.00013-9
- Glare T, Caradus J, Gelernter W, Jackson T, Keyhani N, Köhl J, Marrone P, Morin L, Stewart A (2012) Have biopesticides come of age? *Trends Biotechnol* 30:250–258. doi:10.1016/j.tibtech.2012.01.003
- Gliessman SR (2007) *Agroecology: The ecology of sustainable food systems*. Lewis Publishers (CRC Press, Second edition), Boca Raton, FL.
- Goulding K, Jarvis S, Whitmore A (2008) Optimizing nutrient management for farm systems. *Philos T R Soc B* 363:667–680. doi:10.1098/rstb.2007.2177
- HAGEN M, W. DANIEL KISSLING, RASMUSSEN C, et al. (2012) Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world.
- Heink, U., Hauck, J., Jax, K., & Sukopp, U. (2015). Requirements for the selection of ecosystem service indicators – The case of MAES indicators. *Ecological Indicators*. doi:10.1016/j.ecolind.2015.09.031
- Houot S., Pons M.N., Pradel M., Caillaud M.A., Savini I., Tibi A. (coord), 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socioéconomiques. Synthèse de l'Expertise scientifique collective, INRA-CNRS-Irstea (France). 100p.
- Hossard L, Archer DW, Bertrand M, et al. (2016) A meta-analysis of maize and wheat yields in low-input vs. conventional and organic systems. *Agron J* 108:1155–1167. doi: 10.2134/agronj2015.0512
- Hossard L, Philibert A, Bertrand M, et al. (2015) Effects of halving pesticide use on wheat production. *Sci Rep* 4:4405. doi: 10.1038/srep04405
- Hynes RK, Boyetchko SM (2006) Research initiatives in the art and science of biopesticide formulations. *Soil Biol Biochem* 38:845–849. doi:10.1016/j.soilbio.2005.07.003
- Ittersum MKVan, Rabbinge R (1997) Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crop Res* 52:197–208.
- Iverson AL, Marín LE, Ennis KK, et al. (2014) Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. *J Appl Ecol* n/a-n/a. doi: 10.1111/1365-2664.12334
- J.M. Meynard, T. Doré, P. Lucas, 2003. Agronomic approach: cropping systems and plant diseases. *C. R. Biol.*, 326 (2003), pp. 37–46
- Jackson, L. E., Pulleman, M. M., Brussaard, L., Bawa, K. S., Brown, G. G., Cardoso, I. M., ... Noordwijk, M. Van. (2012). Social-ecological and regional adaptation of agrobiodiversity management across a global set of research regions. doi:10.1016/j.gloenvcha.2012.05.002
- Jeuffroy M. H., Michel L., Guichard L., Makowski D., Mignolet C., 2012, Conséquences de l'évolution des systèmes de culture en France sur les rendements du blé et du colza, Colloque SFER-ABER « Le foncier dans tous ses états : productivité, marché et gestion », Lille, 25 mai 2012.
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournèze J., Savini I., Réchauchère O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires: conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 60 p.
- Kandziora M, Burkhard B, Müller F (2013a) Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services* 4: 47–59.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., (2013b). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54–78. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.006
- Kaye JP, Quemada M (2017) Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agron Sustain Dev* 37:4. doi: 10.1007/s13593-016-0410-x
- Kremen C, Iles A, Bacon C (2012) Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based. *Ecol Soc* 17:44-63. doi.org/10.5751/ES-05103-170444
- Lamichhane JR, Aubertot JN, Begg G, Birch ANE, Boonekamp P, Dachbrodt-Saaydeh S, Hansen JG, Hovmoller MMS, Jensen JE, Jørgensen LN, Kiss J, Kudsk P, Moonen AC, Rasplus JY, Sattin M, Streito JC, Messéan A (2016) Networking of Integrated

- Pest Management: A powerful approach to address common challenges in agriculture. *Crop Prot* 89:139–151. doi.org/10.1016/j.cropro.2016.07.011
- Lechenet M, Dessaint F, Py G, et al. (2017) Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. doi: 10.1038/nplants.2017.8
- Lemanceau P, Maron PA, Mazurier S, Mougél C, Pivato B, Plassart P, Ranjard L, Revellin C, Tardy V, Wipf D (2015) Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge in agroecology. *Agron Sustain Dev* 35:1-67-81. doi:10.1007/s13593-014-0247-0
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P., Trommetter M. (dir), 2008, Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies, Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France).
- Letourneau DK, Armbrrecht I, Rivera BS, et al. (2011) Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecol Appl* 21:9–21. doi: 10.1890/09-2026.1
- Maes et al., 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications office of the European Union, Luxembourg. 81p.
- Maes, J., Paracchini, M.L., et Zulian, G. (2011). A European assessment of the provision of ecosystem services. JRC Scientific and Technical reports.
- Malézieux E (2011) Designing cropping systems from nature. *Agron Sustain Dev*. doi: 10.1007/s13593-011-0027-z
- Marshall EJP, Brown VK, Boatman ND, et al. (2003) The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields: The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. - *Weed Research* 43 (1). *Weed Res* 44:77–89. doi: 10.1046/j.1365-3180.2003.00326.x
- Martin, G., Moraine, M., Ryschawy, J., Magne, M.A., Asai, M., Sarthou, J.P., Duru, M., Therond, O., 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36:53. DOI 10.1007/s13593-016-0390-x
- Mastrangelo, M. E. & Weyland, F. (2014). Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services, 345–358. doi:10.1007/s10980-013-9959-9
- Mendes R, Garbeva P, Raaijmakers JM (2013) The rhizosphere microbiome: Significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. *FEMS Microbiol Rev* 37:634–663. doi: 10.1111/1574-6976.12028
- Mitchell, M. Lockwood, M. Moore, S. A. & Clement, S. (2016). Building systems-based scenario narratives for novel biodiversity futures in an agricultural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 145, 45–56. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.09.003
- Moonen A, Bàrberi, P (2008) Agriculture, Ecosystems and Environment Functional biodiversity : An agroecosystem approach. *Methodology* 127:7–21. doi: 10.1016/j.agee.2008.02.013
- Moore FC, Lobell DB (2014) Adaptation potential of European agriculture in response to climate change. *Nat Clim Chang* 4:610–614. doi: 10.1038/nclimate2228
- Moraine M, Duru M, Therond O (2016a) A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop–livestock systems from farm to territory levels. *Renew Agr Food Syst* 1–14. doi.org/10.1017/S1742170515000526
- Moraine M., Grimaldi J., Murgue C., Duru M., Therond O. (2016b). Co-design and assessment of cropping systems for developing crop-livestock integration at the territory level. *Agricultural Systems* 147, 87–97. DOI:10.1016/j.agry.2016.06.002
- Moraine, M., Melac, P., Ryschawy, J., Duru, M., Therond, O. (2017). Participatory design and integrated assessment of collective crop-livestock organic systems. *Ecological indicators*, 72, 340–351.
- Moraine, M., Duru, M., Nicholas, P., Leterme, P., Therond, O. (2014). Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, DOI : 10.1017/S1751731114001189.
- Nelson A (2017) Crop pests: Crop-health survey aims to fill data gaps. *Nature* 541:464.
- Van Oudenhoven APE, Petz K, Alkemade R, et al. (2012) Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecol Indic* 21:110–122. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.01.012
- Ozier-Lafontaine H, Publicol M, Blazy JM, Melfort C (2011) SIMSERV: Expert system of assistance to the selection of plants of service for various agro-ecological and socio-economic contexts. Licence CeCILL <http://toolsforagroecology.antilles.inra.fr/simserv>
- Pan Y, Xu Z, Wu J (2013) Spatial differences of the supply of multiple ecosystem services and the environmental and land use factors affecting them. *Ecosyst Serv* 5:4–10. doi: 10.1016/j.ecoser.2013.06.002
- Perez-Jaramillo JE, Mendes R, Raaijmakers JM (2016) Impact of plant domestication on rhizosphere microbiome assembly and functions. *Plant Mol Biol* 90:635–644. doi: 10.1007/s11103-015-0337-7

- Petit S, Trichard A, Biju-Duval L, et al. (2017) Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. *Agric Ecosyst Environ* 240:45–53. doi: 10.1016/j.agee.2017.02.014
- Petit S, Munier-Jolain N, Bretagnolle V, et al. (2015) Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control, Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming. *Environ Manage* 56:1078–1090. doi: 10.1007/s00267-015-0554-5
- Philippot L, Raaijmakers JM, Lemanceau P, van der Putten WH (2013) Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nat Rev Microbiol* 11:789–799.
- Pinochet X., Noël V., 2012, « Colza : les changements de pratique nuancent les progrès de la sélection », *Perspect. Agric.*, 393, pp. 34-35.
- Pittelkow CM, Liang X, Linquist BA, van Groenigen KJ, Lee J, Lundy ME, van Gestel N, Six J, Venterea RT, van Kessel C (2014) Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*. 517,
- Playan E, Mateos L (2006) Modernization and optimization of irrigation systems to increase water productivity. *Agric. Water Manage* 80:100–116.
- Ponisio LC, Ehrlich PR (2016) Diversification, yield and a new agricultural revolution: Problems and prospects. *Sustain* 8:1–15. doi: 10.3390/su8111118
- Pretty J (2008) Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philos T R Soc B* 363:447–65. doi:10.1098/rstb.2007.2163
- Rapidel, B., Ripoche, A., Allinne, C., Metay, A., Deheuvels, O., Lamanda, N., ... Gary, C. (2015). Analysis of ecosystem services trade-offs to design agroecosystems with perennial crops. *Agronomy for Sustainable Development*. doi:10.1007/s13593-015-0317-y
- Ratnadass A, Fernandes P, Avelino J, Habib R (2011) Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. *Agron Sustain Dev*. doi: 10.1007/s13593-011-0022-4
- Reeve JR, Hoagland LA, Villalba JJ, Carr PM, Atucha A, Cambardella C, Davis DR, Delate K (2016) Organic Farming, Soil Health, and Food Quality: Considering Possible Links. *Adv Agron* 137:319–367. doi:10.1016/bs.agron.2015.12.003
- Remme RP, Schroter M, Hein L (2014) Developing spatial biophysical accounting for multiple ecosystem services. *Ecosyst Serv* 10:6–18. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.07.006
- Rollin O, Benelli G, Benvenuti S, et al. (2016) Weed-insect pollinator networks as bio-indicators of ecological sustainability in agriculture. A review. *Agron Sustain Dev* 36:8. doi: 10.1007/s13593-015-0342-x
- Ryschawy J., Martin G., Moraine M., Duru M., Therond O. (2017). Designing crop–livestock integration at different levels: Toward new agroecological models? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. DOI 10.1007/s10705-016-9815-9
- Sayer J, Sunderland T, Ghazoul J, Pfund JL, Sheil D, Meijaard E, Ventera M, Boedhihartono AK, Day M, Garcia C, van Oosten C, Buck LE (2013) Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *P Natl Acad Sci USA* 110:8349–8356. doi:10.1073/pnas.1210595110
- Schellhorn NA, Gagic V, Bommarco R (2015) Time will tell: Resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends Ecol Evol* 30:524–530. doi: 10.1016/j.tree.2015.06.007
- Schippers, P. Heide, C. M. Van Der, Peter, H. Sterk, M. Vos, C. C. & Verboom, J. (2015). Landscape diversity enhances the resilience of populations, ecosystems and local economy in rural areas, 193–202. doi:10.1007/s10980-014-0136-6
- Siegwart M, Graillet B, Blachere Lopez C, Besse S, Bardin M, Nicot PC, Lopez-Ferber M (2015) Resistance to bio-insecticides or how to enhance their sustainability: a review. *Front Plant Sci* 6:1–19. doi:10.3389/fpls.2015.00381
- Spiertz H (2012) Avenues to meet food security. The role of agronomy on solving complexity in food production and resource use. *Eur J Agron* 43:1–8. doi.org/10.1016/j.eja.2012.04.004
- Storkey J, Westbury DB (2007) Managing arable weeds for biodiversity. *Pest Manag Sci* 63:517–523
- Tamburini G, De Simone S, Sigura M, et al. (2016) Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *J Appl Ecol* 53:233–241. doi: 10.1111/1365-2664.12544
- Therond, O., Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, Guy, 2017. Farming system diversity and knowledge gaps in agronomy: a review. *Agronomy for sustainable development*, forthcoming.
- Torralba, M., N. Fagerholm, P. J. Burgess, G. Moreno, and T. Plieninger. 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 230:150-161.
- Tribouillois H., Cruz P., Cohan J-P., Justes E. (2015b). Modelling agroecosystem nitrogen functions provided by cover crop species in bispecific mixtures using functional traits and environmental factors. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 207, 218-228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.016>

- Tribouillois, H., Fort, F., Cruz, P., Charles, R., Flores, O., Garnier, E., & Justes, E. (2015a). A functional characterisation of a wide range of cover crop species: growth and nitrogen acquisition rates, leaf traits and ecological strategies. *PLoS one*, 10(3), e0122156.
- Tscharntke T, Karp DS, Chaplin-kramer R, Batáry P, Declerck F, Gratton C, ... Zhang W (2016) When natural habitat fails to enhance biological pest control - Five hypotheses. *Biol. Conserv.* <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>
- Tscharntke T, Tylianakis JM, Rand TA, Didham RK, Fahrig L, Batary P, Bengtsson J, Clough Y, Crist TO, Dormann CF, Ewers RM, Fründ J, Holt RD, Holzschuh A, Klein AM, Kleijn D, Kremen C, Landis DA, Laurance W, Lindenmayer D, Scherber C, Sodhi N, Steffan-Dewenter I, Thies C, Van Der Putten WH, Westphal C (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes- eight hypotheses. *Biol. Rev.* doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x
- Tziliavakis J, Warner DJ, Green A, Lewis KA, Angileri V (2016) An indicator framework to help maximise potential benefits for ecosystem services and biodiversity from ecological focus areas. *Ecol Indic* 69:859–872. doi:10.1016/j.ecolind.2016.04.045
- van Reeth, W., 2014. Ecosystem service indicators: are we measuring what we want to manage? In: Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services: Global Issues. Local Practices*, San Diego, pp. 41–61.
- Wardle DA (2004) Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* (80-) 304:1629–1633. doi: 10.1126/science.1094875
- Wood S a., Karp DS, DeClerck F, et al. (2015) Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends Ecol Evol* 1–9. doi: 10.1016/j.tree.2015.06.013
- Zuber SM, Villamil MB (2016) Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol Biochem* 97:176–187. doi: 10.1016/j.soilbio.2016.03.011

Références citées dans les sections 10.2.1 et 10.2.2

- Baumont R, Dulphy JP, Sauvant D, Tran G, Meschy F, Aufrère J, Peyraud JL, Champciaux P. Les tables de la valeur des aliments. In : Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux – Valeurs des aliments. Tables INRA 2010 (édition remaniée), J Agabriel (coord), p.185-279
- Bennett, A. B., & Isaacs, R. (2014). Landscape composition influences pollinators and pollination services in perennial biofuel plantings. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 193, 1–8. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.016>
- Botreau, R., Farruggia, a, Martin, B., Pomiès, D., & Dumont, B. (2014). Towards an agroecological assessment of dairy systems: proposal for a set of criteria suited to mountain farming. *Animal : An International Journal of Animal Bioscience*, 1–12. <http://doi.org/10.1017/S1751731114000925>
- Carrère, P., Seytre, L., Piquet, M., Landriaux, J., Rivière, J., Chabalière, C., & Orth, D. (2012). Une typologie multifonctionnelle des prairies des systèmes laitiers AOP du Massif central combinant des approches agronomiques et écologiques. *Fourrages* 209, 9-22
- Chollet, S, SERGE RAMBAL, 1 ADELIN FAYOLLE, 1 DANIEL HUBERT, 2 DIDIER FOULQUIE´, 3 AND ERIC GARNIER1, 4. (2014). Combined effects of climate , resource availability , and plant traits on biomass produced in a Mediterranean rangeland. *Ecology*, 95(3), 737–748.
- Crotty, F. V., Fychan, R., Scullion, J., Sanderson, R., & Marley, C. L. (2015). Assessing the impact of agricultural forage crops on soil biodiversity and abundance. *Soil Biology and Biochemistry*, 91, 119–126. <http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.036>
- Cruz, P., Theau, J. P., Lecloux, E., Jouany, C., & Duru, M. (2010). Typologie fonctionnelle de graminées fourragères pérennes: une classification multitraits. *Fourrages*, 201, 11-17.
- Delaby, L., Pavie, J., McCarthy, B., Comeron, E. A., & Peyraud, J. L. (2016). Les légumineuses fourragères , indispensables à l'élevage de demain Résumé 1 . La place des légumineuses fourragères dans les systèmes fourragers : une histoire agronomique controversée. *Fourrages*, 5–16.
- Devun J., Legarto J., 2011, « Fourrages conservés et modes de récolte : la situation selon les systèmes d'élevage en France », *Fourrages*, 206, pp. 91-106.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655.
- Durand, J.-L., Lorgeou, J., Picon-Cochard, C., & Volaire, F. (2013). Écophysologie de la réponse et de l'adaptation des plantes fourragères et prairiales au changement climatique. *Fourrages*, 214, 111–118.
- Duru, M., Al Haj Khaled, R., Ducourtieux, C., Theau, J. P., Quadros, F. L. F., & Cruz, P. (2009). Do plant functional types based on leaf dry matter content allow characterizing native grass species and grasslands for herbage growth pattern? *Plant Ecology*, 201(2), 421–433. <http://doi.org/10.1007/s11258-008-9516-9>
- Duru M, Theau JP, Cruz P. 2012. Functional diversity of species-rich managed grasslands in response to fertility, defoliation

- and temperature. *Basic and Applied Ecology* 13: 20-31.
- Duru, M., Cruz, P., Jean Pierre Theau, & Theau, J. P. (2010a). A simplified method for characterising agronomic services provided by species-rich grasslands. *Crop and Pasture Science*, (61), 420–433.
- Duru M, Jouany C, Theau J, et al. (2013b) L'écologie fonctionnelle pour évaluer et prédire l'aptitude. *Fourrages* 213:21–34.
- Duru M, Jouany C, Theau JP, J. P., Granger, S., & Cruz, P. (2014) A plant-functional-type approach tailored for stakeholders involved in field studies to predict forage services and plant biodiversity provided by grasslands. *Grass and Forage Science* 70(1), 2-18. doi: 10.1111/gfs.12129
- Duru, M., Cruz, P., Jouany, C., Theau, J.P., 2010b. Herb'type© : un nouvel outil pour évaluer les services de production fournis par les prairies permanentes. *Productions Animales*. 23, 319-332
- Duru, M., Hazard, L., Jeangros, B., & Mosimann, E. (2001). Fonctionnement de la prairie pâturée: structure du couvert et biodiversité. *Fourrages*, 166, 165-188.
- Duru, M., Jouany, C., Le Roux, X., Navas, M. L., & Cruz, P. (2013a). From a conceptual framework to an operational approach for managing grassland functional diversity to obtain targeted ecosystem services: Case studies from French mountains. *Renewable Agriculture and Food Systems*, (C), 1–16. <http://doi.org/10.1017/S1742170513000306>
- Duru, M., Theau, J. P., & Martin, G. (2015). A methodological framework to facilitate analysis of ecosystem services provided by grassland-based livestock systems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, (April 2015), 1–17.
- Elgersma, A., & Sjøgaard, K. (2016). Effects of species diversity on seasonal variation in herbage yield and nutritive value of seven binary grass-legume mixtures and pure grass under cutting. *European Journal of Agronomy*, 78, 73-83.
- Faïq, C., Fuzeau, V., Cahuzac, E., Allaire, G., Bortzmeyer, M., Therond, O. (2013). Les prairies permanentes : évolution des surfaces en France. Analyse à travers le Registre Parcellaire Graphique. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), MEDDE, 18 pp.
- Farruggia, A., Martin, B., Baumont, R., Prache, S., Doreau, M., Hoste, H., & Durand, D. (2008). Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux ? *Productions Animales*, 21(2), 181–200.
- Finn, J. A., Kirwan, L., Connolly, J., Sebasti??, M. T., Helgadottir, A., Baadshaug, O. H., ... L??scher, A. (2013). Ecosystem function enhanced by combining four functional types of plant species in intensively managed grassland mixtures: A 3-year continental-scale field experiment. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 365–375. <http://doi.org/10.1111/1365-2664.12041>
- Gonzalez-Dugo, V., Durand, J. L., & Gastal, F. (2010). Water deficit and nitrogen nutrition of crops. A review. *Agronomy for sustainable development*, 30(3), 529-544.
- Grigulis, K., Lavorel, S., Krainer, U., Legay, N., Baxendale, C., Dumont, M., ... Clément, J. C. (2013). Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services. *Journal of Ecology*, 101(1), 47–57. <http://doi.org/10.1111/1365-2745.12014>
- Grime, J. P. (2006). Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*, 17(2), 255. [http://doi.org/10.1658/1100-9233\(2006\)17\[255:TCATDI\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1658/1100-9233(2006)17[255:TCATDI]2.0.CO;2)
- Guérin, G., Moulin, C., & Tchakerian, E. (2009). Les apports de l'approche des systèmes pastoraux à la réflexion sur la gestion des ressources des zones herbagères. *Fourrages*, 200, 489-498.
- Holland, J., Bianchi, F., Entling, M. H., Moonen, A.-C., Smith, B., & Jeanneret, P. (2016). Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: A review of European studies. *Pest Management Science*, (April). <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Hopkins, A., WAINWRIGHT, J., Murray, P. J., Bowling, P. J., & WEBB, M. (1988). 1986 survey of upland grassland in England and Wales: changes in age structure and botanical composition since 1970–72 in relation to grassland management and physical features. *Grass and Forage Science*, 43(2), 185-198.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Schmid, B. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35.
- Hubert, B., Deverre, C., Meuret, M. (2014). The rangelands of Southern France : two centuries of radical change. In: Michel Meuret, Fred D. Provenza, dir., *The art and science of shepherding: tapping the wisdom of French herders* (p. 27-43). Austin, Texas (USA) : Acres USA.
- Huyghe, C. (2009). La multifonctionnalité des prairies en France II. Conciliation des fonctions de production et de préservation de l'environnement. *Cahiers Agricultures*, 18(1), 7-16.
- Huyghe, C. (2003). Les fourrages et la production de protéines. *Fourrages*, 174, 145-162.
- Huyghe C., Litrico I. & Surault F. 2012, Agronomic value and provisioning services of multi-species swards. *Grassland Science in Europe* 17, 35-46.

- Küchenmeister, F., Küchenmeister, K., Wrage, N., Kayser, M., & Isselstein, J. (2012). Yield and yield stability in mixtures of productive grassland species: Does species number or functional group composition matter?. *Grassland science*, 58(2), 94-100.
- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5), 545–556. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Jouany C, Cruz P., Duru M., Stroia C., Theau J.P. et al 2009 Variabilité de la réponse aux stress hydrique et thermique d'une prairie naturelle, *Fourrages* n°197 85-88
- LIU Y., WU L., BADDELEY J.A., WATSON C. (2011) : Models of biological nitrogen fixation of legumes. A review. *Agronomy Sustainable Development*, 31(1), 155-172.
- Lobos Ortega, I., Alfaro, M., & Martinez-Lagos, J. (2016). Soil nitrogen contribution to grasslands and its implication for nitrogen use efficiency. *Journal of soil science and plant nutrition*, (AHEAD), 0-0.
- Loreau, M. & de Mazancourt, C. 2013, Biodiversity and ecosystem stability: A synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 16(SUPPL.1), 106–115
- Loreau, M., Sapjanskas, J., Isbell, F. & Hector, A. (2012). Niche and fitness differences relate the maintenance of diversity to ecosystem function: comment. *Ecology*, 93, 1482–1487
- Lüscher, A., Mueller-Harvey, I., Soussana, J. F., Rees, R. M., & Peyraud, J. L. (2014). Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review. *Grass and Forage Science*, 69(2), 206–228. <http://doi.org/10.1111/gfs.12124>
- Melts, I., Heinsoo, K., & Ivask, M. (2014). Herbage production and chemical characteristics for bioenergy production by plant functional groups from semi-natural grasslands. *biomass and bioenergy*, 67, 160-166.
- Mérot, A., Bergez, J. E., Wallach, D., Duru, M., Charron, F., Capillon, A., ... & Mailhol, J. C. (2011). Gestion de l'eau en Crau: comment s'adapter aux tensions sur la ressource en eau à l'échelle des exploitations agricoles?. *Sciences Eaux et Territoires: la Revue du IRSTEA*, (Hors série n° 2), 8-p
- Meuret, M. and Provenza, F. (2015). How French shepherds create meal sequences to stimulate intake and optimise use of forage diversity on rangeland. *Animal Production Science*, 55, 309-318. DOI : 10.1071/AN14415
- Peyraud, J. L., & Delagarde, R. (2013). Managing variations in dairy cow nutrient supply under grazing. *Animal*, 7(s1), 57-67.
- Picon-Cochard C., Bloor J., Duru M., Zwicke M 2013 Impacts du changement climatique sur les prairies permanentes. Témoignages d'adaptations aux évolutions climatiques (*Fourrages*)
- Plantureux, S, Pottier, E., Carrère, P. (2012) La prairie permanente :nouveaux enjeux, nouvelles définitions ?*Fourrages*, 211, 181-193.
- Recous, S., Chabbi, A., & Chenu, C. (2015). Fertilité des sols et minéralisation de l'azote : sous l'influence des pratiques culturales, quels processus et interactions sont impliqués ? *Fourrages*, 223, 189–196.
- Ruget F, Novak S, Granger S (2006) Du modèle STICS au système ISOP pour estimer la production fourragère . Adaptation à la prairie , application spatialisée. *Fourrages*, 241–256.
- Ruget F., Bernard F., Durand J.L., Graux A.I., Lacroix B., Moreau J.C., Ripoché D 2013 Impacts des changements climatiques sur les productions de fourrages (prairies, luzerne, maïs) : variabilité selon les régions et les saisons (*Fourrages*)
- Sabatier, R., Doyen, L., & Tichit, M. (2014). Heterogeneity and the trade-off between ecological and productive functions of agro-landscapes: A model of cattle–bird interactions in a grassland agroecosystem. *Agricultural Systems*, 126, 38-49.
- Sanderson M a., Brink G, Stout R, Ruth L (2013) Grass–Legume Proportions in Forage Seed Mixtures and Effects on Herbage Yield and Weed Abundance. *Agronomy Journal* 105:1289. doi: 10.2134/agronj2013.0131
- Sautier M, Martin-Clouaire R, Faivre R, Duru M (2013) Assessing climatic exposure of grassland-based livestock systems with seasonal-scale indicators. *Climatic Change* 120(1-2): 341–355. doi: 10.1007/s10584-013-0808-2
- Thornley, J. H. M., & Cannell, M. G. R. (1997). Temperate grassland responses to climate change: an analysis using the Hurley pasture model. *Annals of Botany*, 80(2), 205-221.
- Scehovic, J., Jeangros, B., Troxler, J. Effets de la composition botanique des herbages pâturés sur quelques composants des fromages de type L'Étivaz ou Gruyère. *Revue suisse d'agriculture*. 30, (4), 1998, 167-171
- Somasiri, S. C., Kenyon, P. R., Kemp, P. D., Morel, P. C. H., & Morris, S. T. (2016). Mixtures of clovers with plantain and chicory improve lamb production performance compared to a ryegrass-white clover sward in the late spring and early summer period. *Grass and Forage Science*, 71(2), 270–280. <http://doi.org/10.1111/gfs.12173>
- Soussana J-F, Lemaire G (2014) Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. doi: 10.1016/j.agee.2013.10.012
- Sun, S. & Frelich, L.E. 2011, Flowering phenology and height growth pattern are associated with maximum plant height, relative growth rate and stem tissue mass density in herbaceous grassland species. *Journal of Ecology* 99: 991–1000

- Tichit, M., Magda, D., Durant, D., Lauvie, A., Lécivain, E., Martel, G., ... & TEILLARD, F. (2012). Systèmes d'élevage et biodiversité: des antagonismes aux synergies. Actes des 19e Journées des Rencontres Recherches Ruminants, 5-6 décembre 2012, Centre des Congrès de la Villette, Paris, France, 1-8.
- Unkovich, M. 2012, Nitrogen fixation in Australian dairy systems : review and prospect. *Crop and Pasture Science*, 63(9), 787–804.
- Volaire F., Barre P., Béguier V., Bourgoïn T., Durand J.L., Ghesquière M., Jaubertie J.P., Litrico I., Noël D. 2013 Quels idéotypes de plantes fourragères pour des prairies adaptées au changement climatique ? (Fourrages)
- Wilson, P.J., Thompson, K. & Hodgson, J.G. 1999, Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. *New Phytologist* 143:155–162.

Références citées dans la section 10.3

- Abd El-Hack, ME; Alagawany, M; Farag, MR; Tiwari, R; Karthik, K; Dhama, K; Zorriehzahra, J; Adel, M (2016). Beneficial impacts of thymol essential oil on health and production of animals, fish and poultry: a review. *Journal Of Essential Oil Research*. 28:365-382.2:DOI:10.1080/10412905.2016.1153002
- Aberham A, Cicek SS, Schneider P and Stuppner H 2010. Analysis of sesquiterpene lactones, lignans, and flavonoids in wormwood (*Artemisia absinthium* L.) using high-performance liquid chromatography (HPLC)-mass spectrometry, reversed phase HPLC, and HPLC-solid phase extraction-nuclear magnetic resonance. *Journal of agricultural and food chemistry* 58, 10817-10823.
- Adenubi, OT; Fasina, FO; Mcgaw, LJ; Eloff, JN; Naidoo, V (2016). Plant extracts to control ticks of veterinary and medical importance: A review. *South African Journal of Botany*. 105:178-193.2:DOI:10.1016/j.sajb.2016.03.010
- Bennett, R. N. And Wallsgrave, R. M. (1994), Secondary metabolites in plant defence mechanisms. *New Phytologist*, 127: 617–633. doi:10.1111/j.1469-8137.1994.tb02968.x
- Bourgau, F., Gravot, A., Milesi, S., Gontier, E., (2001) Production of plant secondary metabolites: a historical perspective, *Plant Science*, Volume 161, Issue 5, October 2001, Pages 839-851, ISSN 0168-9452, [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-9452\(01\)00490-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-9452(01)00490-3).
- Chmolowska, D, Kozak, M, Laskowski, R, AF (2016) Soil physicochemical properties and floristic composition of two ecosystems differing in plant diversity: fallows and meadows. *Plant and soil*. 402(1-2): 317-329. DOI 10.1007/s11104-015-2788-7
- Cowan, Robyn S., Mark W. Chase, W. John Kress, and Vincent Savolainen (2006) "300,000 Species to Identify: Problems, Progress, and Prospects in DNA Barcoding of Land Plants." *Taxon* 55, no. 3 (August 2006): 611–16.
- de Vere, Natasha, Tim C. G. Rich, Sarah A. Trinder, and Charlotte Long. "DNA Barcoding for Plants." In *PLANT GENOTYPING: METHODS AND PROTOCOLS*, edited by Batley, J, 1245:101–18. *Methods in Molecular Biology*, 2015.
- Dajic-Stevanovic, Zora; Pljevljakusic, Dejan. Challenges and Decision Making in Cultivation of Medicinal and Aromatic Plants. In Mathe, A (2015) *Medicinal and aromatic plants of the world: scientific, production, commercial and utilization aspects*. 2352-6831. 978-94-017-9810-5; 978-94-017-9809-9. (1)145-164. WOS:000371736300009
- Dudonne S, Vitrac X, Coutiere P, Woillez M and Merillon JM 2009. Comparative Study of Antioxidant Properties and Total Phenolic Content of 30 Plant Extracts of Industrial Interest Using DPPH, ABTS, FRAP, SOD, and ORAC Assays. *Journal of agricultural and food chemistry* 57, 1768-1774.
- Emami, Saeed, and Sakineh Dadashpour (2015). "Current Developments of Coumarin-Based Anti-Cancer Agents in Medicinal Chemistry." *European Journal of Medicinal Chemistry* 102 (September 2015): 611–30. doi:10.1016/j.ejmech.2015.08.033.
- Farnsworth, N.R. and Soejarto, D.D., 1991. Global importance of medicinal plants. In: Akerele, O., Heywood, V. and Synge, H. eds. *The conservation of medicinal plants: proceedings of an International consultation 21-27 March 1988*, Chiang Mai, Thailand. Cambridge University Press, Cambridge, 25-51.
- Girard, M.; Dohme-Meier, F.; Silacci, P.; Kragten, S. A.; Kreuzer, M. & Bee, G. Forage legumes rich in condensed tannins may increase n-3 fatty acid levels and sensory quality of lamb meat *JOURNAL OF THE SCIENCE OF FOOD AND AGRICULTURE*, {2016}, {96}, {1923-1933}
- Hönigová, I., Vačkář, D., Lorencová, E., Melichar, J., Götzl, M., Sonderegger, G., Oušková, V., Hošek, M., Chobot, K. 2012 Survey on grassland ecosystem services. Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic, 2012. pp 78.
- Hoste., H. et al. 2012. Direct and indirect effects of bioactive tannin-rich tropical and temperate legumes against nematode infections. *Veterinary Parasitology*, 186:18-27. DOI: 10.1016/j.vetpar.2011.11.042

- Janssens F., A. Peeters, J.R.B. Tallwin, J.P. Bakker, R.M. Bekker, F. Fillat, M.J.M. Oomes (1998). Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69. doi:10.1023/A:1004389614865
- K.C. Fylaktakidou, D.J. Hadjipavlou-Litina, K.E. Litinas, D.N. Nicolaidis (2004) Natural and synthetic coumarin derivatives with anti-inflammatory/antioxidant activities. *Curr. Pharm. Des.*, 10 (2004), pp. 3813–3833
- Kraujalis P, Venskutonis PR, Kraujaliene V and Pukalskas A 2013. Antioxidant Properties and Preliminary Evaluation of Phytochemical Composition of Different Anatomical Parts of Amaranth. *Plant Foods for Human Nutrition* 68, 322-328.
- Launert E. 1981 *The Hamlyn guide to edible and medicinal plants of Britain and northern Europe*. London etc.: Hamlyn 288p. - col. illus.. En Icones. Geog=1 Floristics (EUROPE)
- Lange, D., 1998. *Europe's medicinal and aromatic plants: their use, trade and conservation*. TRAFFIC International, Cambridge.
- Larbat, R., Adamowicz, S., Robin, C., Han, P., Desneux, N., Le Bot, J. (2016). Interrelated responses of tomato plants and the leaf miner *Tuta absoluta* to nitrogen supply. *Plant Biology*, 18, 495-504. DOI: 10.1111/plb.12425
- X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.P. Sarthou, M. Trommetter (éditeurs), 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective, rapport, INRA (France).
- Maron, J. L. and Jefferies, R. L. (2001), Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications*, 11: 1088–1100. doi:10.1890/1051-0761(2001)011[1088:REGEOM]2.0.CO;2
- Maurice, T.; Colling, G.; Muller, S. & Matthies, D. Habitat characteristics, stage structure and reproduction of colline and montane populations of the threatened species *Arnica montana* *PLANT ECOLOGY*, {2012}, {213}, {831-842}
- Novobilsky, A., Mueller-Harvey, I. and Thamsborg, S.M., 2011. Condensed tannins act against cattle nematodes. *Veterinary parasitology*, 182(2-4): 213-20.
- Michaud A., Plantureux S., Amiaud B., Carrere P., Cruz P., Duru M., Dury B., Farrugia A., Fiorelli J-L., Kerneis E., Baumont R (2011). Identification of the environmental factors which drive the botanical and functional composition of permanent grasslands. *Journal of Agricultural Science*, 150 (2), 219-236. DOI:10.1017/S0021859611000530
- Miles, David (1978). *An introduction to Archaeology*. Great Britain: Ward Lock. p. 99. ISBN 0-7063-5725-6.
- Ognik, K; Cholewinska, E; Sembratowicz, I; Grela, E; Czech, A 2016. The potential of using plant antioxidants to stimulate antioxidant mechanisms in poultry. *Worlds Poultry Science Journal*. 72:291-298.2:DOI:10.1017/S0043933915002779
- Paz Arraiza Berm (2015). *Industrial Use of Aromatic and Medicinal Plants* (OCW Technical University of Madrid), <http://ocw.upm.es/ingenieria-agroforestal/industrial-utilization-of-medicinal-and-aromatic-plants/contenidos/temario/Unit-1/> - consultation juillet 2015
- Peeters A., Beaufoy G., Canals R.M., De Vlieghe A., Huyghe C., Isselstein J., Jones G., Kessler W., Kirilov A., Mosquera-Losada M.R., Nilsdotter-Linde N., Parente G., Peyraud J.-L., Pickert J., Plantureux S., Porqueddu C., Rataj D., Stypinski P., Tonn B., Van Den Pol – Van Dasselaa A., Vintu V., Wilkins R., 2014. Grassland term definitions and classifications adapted to the diversity of European grassland-based systems. 25th General Meeting of the European Grassland Federation. Aberystwyth, Wales, 8-11 septembre 2014
- Piluzza, G., Sulas, L. and Bullitta, S. (2014), Tannins in forage plants and their role in animal husbandry and environmental sustainability: a review. *Grass Forage Sci*, 69: 32–48. doi:10.1111/gfs.12053
- Plantureux S., Bonischot R., Guckert A. (1987) : Effet des techniques d'exploitation sur la végétation de prairies permanentes lorraines. *Acta oecologica. Oeol. Applic.*, 8(3):229-246.
- Plantureux, S., Bernués, A., Huguenin-Elie, O., Hovstad, K., Isselstein, J., McCracken, D., Théron, O., Vackar, D. (2016). Selecting ecosystem service indicators for grasslands in relation to ecoclimatic region and land-use system. *Proceedings of the 26th General Meeting of EGF, Trondheim, Norway*, 4-8 september 2016, 524-547
- Schreurs, N. M.; Lane, G. A.; Tavendale, M. H.; Barry, T. N. & McNabb, W. C. Pastoral flavour in meat products from ruminants fed fresh forages and its amelioration by forage condensed tannins *ANIMAL FEED SCIENCE AND TECHNOLOGY*, {2008}, {146}, {193-221}
- Silva BA, Ferreres F, Malva JO and Dias ACP 2005. Phytochemical and antioxidant characterization of *Hypericum perforatum* alcoholic extracts. *Food chemistry* 90, 157-167.
- Turner, N. J.; Luczaj, L. J.; Migliorini, P.; Pieroni, A.; Dreon, A. L.; Sacchetti, L. E. & Paoletti, M. G. (2011). Edible and Tended Wild Plants, Traditional Ecological Knowledge and Agroecology *Critical Reviews In Plant Sciences*, 30, 198-225
- Vijayan, K., and C. H. Tsou. "DNA Barcoding in Plants: Taxonomy in a New Perspective." *CURRENT SCIENCE* 99, no. 11 (December 10, 2010): 1530–41.

Références bibliographiques citées dans la section 10.4

- Adler, P.B., Raff, D.A., Lauenroth, W.K. (2001) The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128, 465-479.
- Agreste (2010) *Orientation économique des exploitations agricoles en 2000 et 2010*. [http://agreste.agriculture.gouv.fr/thematiques-872/structures-agricoles-880/exploitations-881/#Orientation_technico-économique_\(Otex\)](http://agreste.agriculture.gouv.fr/thematiques-872/structures-agricoles-880/exploitations-881/#Orientation_technico-économique_(Otex)).
- Agreste (2015) *Statistique Agricole Annuelle 2013 - 2014 provisoire* <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/statistique-agricole-annuelle-saa/>
- Agreste 2013. Bilan d'approvisionnement fourrager – Méthode détaillé. Texte général et tableau final 2010. MAAPAR SCEES - 122p.
- Baumont R., Aufrère J., Meschy F. (2009) La valeur alimentaire des fourrages : rôle des pratiques de culture, de récolte et de conservation. *Fourrages* 198, 153-173.
- Baumont R., Prache S., Meuret M., Morand-Fehr P. (2000) How forage characteristics influence behaviour and intake in small ruminants: a review. *Livestock Production Science* 64, 15–28.
- Billen G., Lassaletta L., Garnier J. (2014). A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*, 3(3), 209-219.
- Blanc F., Bocquier F., Agabriel J., D'Hour P., Chillard Y. (2006) Adaptive abilities of the females and sustainability of ruminant livestock systems. A review. *Animal Research* 55, 489–510.
- Bonaudo T., Burlamaqui Bendahan A., Sabatier R., Ryschawy J., Bellon S., Leger F., Magda D., Tichit M. (2014) Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy* 57, 43-51.
- Bonaudo T., Billen G., Garnier J., Barataud F., Bognon S., Marty P., Dupré D. (2015). Le système agro-alimentaire. Un découplage progressif de la production et de la consommation. In N. Buclet. *Essai d'écologie territoriale : l'exemple d'Aussois en Savoie*, CNRS Editions, pp.157-178, 2015, 978-2-271-08887-1. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01395074/>
- Bonnet, C (2013) *Analyse de la filière des "Agneaux de Roquefort" et de l'action collective "Agneau du Patrimoine Lacaune"*. Mémoire de fin d'études d'ingénieur de Montpellier SupAgro. 131 p
- Bossis N., Jost J., Guinamard C., de Boissieu C., Boutin M. 2015. Accompagner le développement de l'autonomie alimentaire en élevage caprin laitier. IDELE, collection résultats, 36p.
- Calvar C. (2015) *Quoi de neuf en élevage de porcs biologiques ? Le point sur la filière, la réglementation, la conduite d'élevage et les résultats de la recherche*. Chambres d'agriculture de Bretagne – pôle porc, 12p.
- Cavailhes J., Bonnemaire J., Raichon C. (1987). Caractéristiques régionales de l'élevage en France. 1. Méthodologie et résultats statistiques 1938-1980. INRA.
- Chemineau P., Malpau B., Brillard J-P., Fostier A. (2009) Saisonnalité de la reproduction et de la production chez les poissons, oiseaux et mammifères d'élevage. *Inra Productions Animales* 22 : 77-90.
- Crouzat E., Mouchet M., Turkelboom F., Byczek C., Meersmans J., Berger F., ... & Lavorel S. (2015). Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *Journal of Applied Ecology* 52 : 1145-1155.
- Devun J., Brunshwig P., Guinot C. 2012. Alimentation des bovins : rations moyennes et niveaux d'autonomie alimentaire. IDELE, collection résultats, 44p.
- Dorin B., Paillard S., Treyer S. (2010). Agrimonde: Scénarios et défis pour nourrir le monde en 2050. Éditions Quae
- Dumont B., et al. (2016). *Quels sont les rôles, impacts et services environnementaux, économiques et sociaux issus des élevages européens et leurs produits ?* Expertise collective INRA, Paris.
- Ertl P., Zebeli Q., Zollitsch W., Knaus W. (2016). Feeding of wheat bran and sugar beet pulp as sole supplements in high-forage diets emphasizes the potential of dairy cattle for human food supply. *Journal of dairy science*, 99, 1228-1236.
- Féret S., Douguet J.M., (2001). Agriculture durable et agriculture raisonnée. Quels principes et quelles pratiques pour la soutenabilité du développement en agriculture ? *NSS* 9 : 58-64.
- FranceAgriMer (2011) *Le marché européen des bovins destinés à l'engraissement : un enjeu stratégique pour la filière bovine allaitante française*. Coll. Les synthèses de FranceAgriMer n°4. Janvier 2011, 12p.
- FranceAgriMer (2013). *Les filières de l'élevage français : chiffres clé*. Les cahiers de FranceAgriMer, 87p.
- FranceAgriMer (2015a). *Les produits carnés, avicoles et laitiers*, août 2015, 200p.
- FranceAgriMer (2015b). *Consommation des produits carnés en 2014*, août 2015, 150p.
- FranceAgriMer (2015c). *Œufs de consommation et ovoproduits*. Les fiches de FranceAgriMer Elevage, février 2015, 2p.

- Gliessman S.R. (2006). *Animals in agroecosystems*. In: *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food systems*, second ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 269–285.
- INAO (2014a). *Chiffres clé 2013 des produits sous signes de la qualité et de l'origine : produits laitiers*. <http://www.inao.gouv.fr/Publications/Donnees-et-cartes/Informations-economiques>
- INAO (2014b). *Chiffres clé 2013 des produits sous signes de la qualité et de l'origine : viandes et charcuteries*. <http://www.inao.gouv.fr/Publications/Donnees-et-cartes/Informations-economiques>
- INAO (2015). *Chiffres clé 2015 des produits sous signes de la qualité et de l'origine*. <http://www.inao.gouv.fr/Publications/Donnees-et-cartes/Informations-economiques>
- INRA (2015). *Filière volailles de chair*. 15p. <https://inra-dam-front-resources-cdn.brainsonic.com/ressources/afile/250910-42baa-resource-filiere-volailles-de-chair.html>
- Institut de l'Élevage (2013). *L'élevage d'herbivores au recensement agricole 2010. Exploitations, cheptels, productions*. Dossier Economie de l'Élevage, 2013, 440-441, 100 p.
- Itavi (2016). *Situation de la production et du marché des œufs et des ovoproduits. Bilan 2015*. Note de conjoncture poules pondeuses, Mars 2016, 13p.
- Jousseins C., Tchakérian E., deBoissieu C., Morin E., Turini T. 2014. Alimentation des ovins : rations moyennes et niveaux d'autonomie alimentaire. IDELE, collection résultats, 50p.
- Jouven M., Lapeyronie P., Moulin C-H., Bocquier F. (2010) Rangeland utilization in Mediterranean farming systems, *Animal* 4 : 1746-1757.
- Lubatti G., Bernaudeau A. (2015). *L'agriculture en 2014 en France et en Europe*. INSEE première N°1560. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1287840>
- Maes J., Teller A., Erhard M., Liqueste C., Braat L., Berry P.M., Egoh B., Puydarrieux P., Fiorina C., Santos F., Paracchini M.L., Keune H., Wittmer H., Hauck J., Fiala I., Verburg P.H., Condé S., Schägner J.P., San Miguel J., Estreguil C., Ostermann O., Barredo J.I., Pereira H.M., Stott A., Laporte V., Meiner A., Olah B., Royo Gelabert E., Spyropoulou R., Petersen J.E., Maguire C., Zal N., Achilleos E., Rubina, Ledoux L., Brown C., Raes C., Jacobs S., Vandewalle M., Connor D., Bidoglio G. (2013). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg (2013)
- Maes J., Teller A., Erhard M., Murphy P., Paracchini M.L., Barredo J.I., Grizzetti B., Cardoso A., Somma F., Petersen J., Meiner A., Gelabert E.R., Zal N., Kristensen P., Bastrup-Birk A., Biala K., Romao C., Piroddi C., Fiorina C., Santos F., Naruševičius V., Verboven J., Pereira H.M., Bengtsson J., Gocheva K., Marta-Pedroso C., Snäll T., Estreguil C., San Miguel J., Braat L., Grêt-Regamey A., Perez-Soba M., Degeorges P., Beaufron G., Lillebø A., Malak D.A., Liqueste C., Condé S., Moen J., Östergård H., Czúcz B., Drakou E.G., Zulian G., Laval C. (2014). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications Office of the European Union, Luxembourg (2014).
- Maes J., Liqueste C., Teller A., Erhard M., Paracchini M. L., Barredo, J. I., ... , Meiner, A. (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem services*, 17, 14-23.
- Meyer C. (ed. sc., 2016) *Dictionnaire des Sciences Animales*. [On line]. Montpellier, France, Cirad. [26/11/2016]. <URL : <http://dico-sciences-animales.cirad.fr/> >
- Nardone A., Ronchi B., Lacetera N., Bernabucci U. (2006) Climatic effects on productive traits in livestock. *Veterinary Research Communications*, 30 : 75–81.
- Roguet C, Dufлот B, Delanoue E, Rieu M (2015). Evolution des modèles d'élevage de porcs en Europe, entre performance technico-économique et acceptabilité sociale. *SFER*, 12-13 février 2015, 18p
- Rodríguez-Ortega, T., Oteros-Rozas E., Ripoll-Bosch, R., Tichit, M., Martín-López, B., Bernués, A. (2014). Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal* 8, 1361-1372.
- Rötter, R., Van de Geijn, S. (1999). Climate Change Effects on Plant Growth, Crop Yield and Livestock. *Climatic Change* 43: 651. doi:10.1023/A:1005541132734
- Röös, E., Patel, M., Spångberg, J., Carlsson, G., & Rydhmer, L. (2016). Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy*, 58, 1-13.
- Ryschawy J., Martin G., Moraine M., Duru M., Therond O. (2017). Designing crop–livestock integration at different levels: Toward new agroecological models? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, DOI 10.1007/s10705-016-9815-9
- Ryschawy J., Disenhaus C., Bertrand S., Allaire G., Plantureux S., Perrot C., Guinot C., Josien E., Aznar O., Lasseur J., Aubert C., Tchakerian E., Tichit, M. (in press). Assessing multiple goods and services derived from livestock farming on a nation-wide gradient. *Animal*.
- Sabatier, R., Durant, D., Hazard, L., Lauvie, A., Lécivain, E., Magda, D., et Tichit, M. (2015). Towards biodiversity-based livestock systems: review of evidence and options for improvement. *CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources*, 10(020), 1-13.

- Sauveur B. (1996). Photopériodisme et reproduction des oiseaux domestiques femelles. *INRA Productions Animales* 9 : 25-34.
- Schiere, J.B., Ibrahim, M.N.M., van Keulen, H. (2002). The role of livestock for sustainability in mixed farming: criteria and scenario studies under varying resource allocation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90, 139–153.
- Soussana J.F., Lemaire G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 190: 9-17.
- Tichit, M., Puillet, L., Sabatier, R., Teillard, F. (2011). Multicriteria performance and sustainability in livestock farming systems: functional diversity matters. *Livestock Science* 139: 161–171.
- van Zanten H. H., Mollenhorst H., Klootwijk C. W., van Middelaar C. E., de Boer I. J. (2016). Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 747-758.

Partie 4.

Interactions entre services

Chapitre 12. Identification des bouquets de services clés	897
Chapitre 13. Interactions et synergies entre services	947

Chapitre 12.

Identification des bouquets de services clés

Sommaire

12.1. Introduction à l'évaluation des bouquets de SE fournis par les écosystèmes agricoles.....	900
12.2. Les méthodes d'identification et d'analyse des bouquets et des interactions	903
12.2.1. Analyse des paires de SE.....	903
12.2.2. Analyse des bouquets de SE	903
12.2.3. Analyse des interactions biophysiques entre SE	904
12.2.4. Plateformes de modélisation de bouquets et d'analyse d'interactions	906
12.2.5. Visualisation des bouquets et des interactions.....	907
12.2.6. Des bouquets de services à l'agrégation des services écosystémiques.....	907
12.3. Méthodologie d'évaluation proposée.....	912
12.3.1. Enjeux méthodologiques de l'évaluation de bouquets de services écosystémiques.....	912
12.3.2 Conditions de réalisation et objectifs de l'évaluation des bouquets.....	913
12.3.3. Périmètres de l'évaluation, critères de construction et résolution spatiale des bouquets de SE .	913
12.3.4. Procédures de changement d'échelle	914
12.3.5. Standardisation des résultats par SE par PRA	916
12.4. Illustration de quelques résultats et des principaux outils de visualisation	916
12.4.1 Relations entre SE/biens deux à deux	916
12.4.2. Évaluation des bouquets de biens et services par type de bénéficiaire	919
12.4.3 Congruence entre bouquets "société" et "agriculteur"	921
12.4.4 Relations entre bouquets de SE et caractéristiques des PRA.....	922
12.5. Contraintes et limites d'une approche bouquet de SE	924
Références bibliographiques citées dans le chapitre 12	925
Annexe. Note technique pour l'évaluation des bouquets de services.....	931

12.1. Introduction à l'évaluation des bouquets de SE fournis par les écosystèmes agricoles

Maud Mouchet, Ilse Geizendorffer

Une gestion durable de l'agriculture repose sur le maintien ou le développement de la multifonctionnalité d'un écosystème agricole, en favorisant la fourniture de bouquets de services (Lescourret *et al.*, 2015). Toute modification dans l'occupation du sol, l'intégrité des écosystèmes et la gestion de l'usage des terres est susceptible d'engendrer des changements dans la fourniture des services écosystémiques (SE) et, par conséquent, de modifier les relations entre SE au sein d'un bouquet. Dans certains cas, ce changement dans la fourniture peut générer, ou au contraire réduire, des divergences entre demande et fourniture de SE (Geizendorffer *et al.*, 2015). Comme le soulignent Couvet *et al.*, (*in press*), la majorité des travaux sur les SE s'est focalisée sur un seul ou un nombre limité de SE et plus rarement sur l'ensemble des SE fournis par un écosystème. Une méta-analyse rapporte que 50 % des études analysent un SE isolément sans considérer les interactions entre services ou rétroactions (Seppelt *et al.*, 2011). Considéré sous le prisme d'un seul SE, la gestion de l'écosystème devient celle de la maximisation de ce SE au détriment des autres. Un cas emblématique est celui de la maximisation de la production de biens agricoles qui s'opère dans les agroécosystèmes au détriment des SE de régulation et de la diversité biologique, sur laquelle repose l'ensemble des SE (Foley *et al.*, 2005). En ignorant les liens entre SE, leurs synergies et antagonismes, une telle gestion « mono-SE » peut s'éloigner de l'optimum social (Bateman *et al.*, 2013).

Dans la littérature internationale, les termes *trade-off* ou *synergy* sont utilisés pour décrire (i) des interactions écologiques (biophysiques) entre SE (ex. Vihervaara *et al.*, 2010), (ii) la variabilité temporelle dans la fourniture d'un SE (ex. Koch *et al.*, 2009), (iii) la concomitance spatiale des SE (Hamann *et al.*, 2015), (iv) les interactions biophysiques issus de la gestion des SE (ex. Kremen & Miles 2012), (v) le décalage (pour *trade-off*) entre la fourniture et la demande (ex. Kroll *et al.*, 2012), (vi) le compromis (pour *trade-off*) entre coût et bénéfice (ex. Viglizzo & Frank 2006), ou encore (vii) les compromis entre les différents bénéficiaires (ex. Geizendorffer *et al.*, 2015). Cette hétérogénéité d'usage des termes *trade-off* et *synergy* renvoie à deux grands ensembles de travaux : ceux où les relations entre SE sont analysées sous l'angle biophysique et ceux où les relations entre SE sont abordées sous l'angle d'usage ou des préférences des acteurs. Le glossaire analytique d'EFESE (CGDD, 2017) propose deux termes distincts pour la traduction de *trade-off* (Encadré 12-1). En ligne avec ce glossaire, nous emploierons le terme "antagonisme" pour décrire une situation où l'augmentation du niveau de fourniture d'un service conduit à la diminution de celui d'un autre service et de "compromis" lorsque qu'il est question des négociations sociales relatives à la demande de SE ou à leurs modes de gestion. De nombreuses typologies de nature d'interactions entre SE existent dans la littérature (Huang *et al.*, 2015; Mouchet *et al.*, 2014a ; Rodríguez *et al.*, 2006 ; TEEB, 2010). Cependant, quelle que soit la typologie choisie, ces relations entre SE peuvent être étudiées selon trois postures d'analyse : (i) la concomitance spatiale entre les services, (ii) les interactions entre les SE liés au fonctionnement interne de l'écosystème et (iii) les interactions entre SE *via* l'action de facteurs de changement externes à l'écosystème.

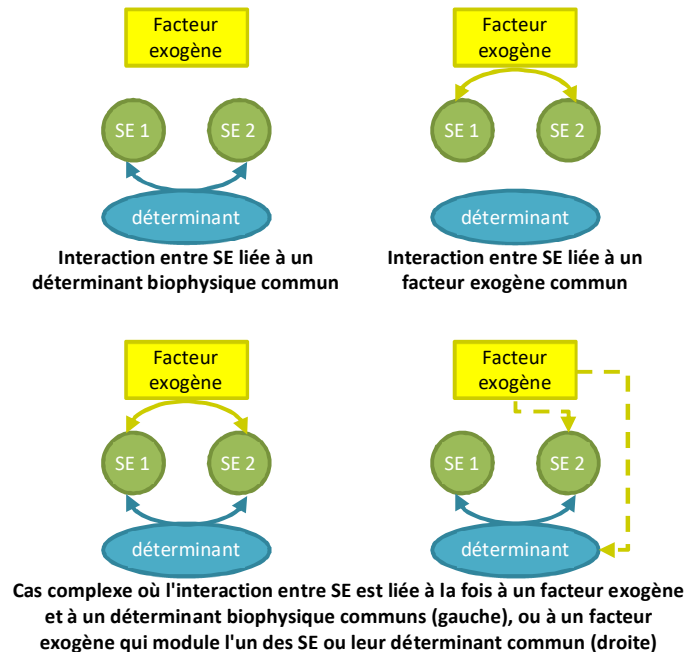
(i) La concomitance spatiale entre deux SE repose sur une estimation ponctuelle, un instantané, des niveaux de fourniture de différents SE à un temps donné (ex. régulation de la qualité de l'air et stabilisation de la matière organique peuvent apparaître conjointement au sein d'une même unité spatiale sans réellement interagir si ce n'est par le fait d'être fournis par le même écosystème).

(ii) A la différence de la concomitance spatiale, l'analyse des interactions entre SE liés au fonctionnement endogène de l'écosystème (Figure 12-1) repose sur l'analyse des interactions entre les processus écosystémiques de base (Lavorel & Grigulis, 2012).

(iii) Dans le cas de changements dans les relations entre SE induits par un facteur externe de changement (Figure 12-1), la fourniture de SE peut changer soit directement sous l'effet de ce facteur, soit indirectement *via* l'altération des fonctions écologiques sous-jacentes (ex. une prairie utilisée intensivement pour l'élevage et une prairie gérée extensivement ou abandonnée fourniront des SE différents ou dans des proportions différentes). Ces facteurs externes peuvent notamment correspondre aux décisions prises pour la gestion de l'écosystème agricole (Rodríguez *et al.*, 2006; Bennett *et al.*, 2009; Carpenter *et al.*, 2009). Par exemple, le labour répétitif du sol a un impact négatif sur la faune du sol et détruit la structure de la couche arable. La réduction de la structure du sol et

de la faune du sol conduit à une perturbation du fonctionnement écologique comme, par exemple, une baisse de la capacité d'infiltration d'eau dans le sol et de la décomposition de la matière organique. Par conséquent, les pratiques de gestion elles-mêmes peuvent agir comme un facteur de changement des antagonismes entre les SE.

Figure 12-1. Illustration de l'effet des facteurs de changement (endogènes - déterminants biophysiques – ou exogènes) sur l'interaction entre SE



Quelles que soient les démarches d'analyse (concomitance spatiale, interaction interne entre SE, action des facteurs externes), la nature et la forme des relations entre SE peut varier en fonction de l'unité d'analyse choisie. Il peut s'agir d'une entité écologique (ex. les types d'occupation du sol, Burkhard *et al.*, 2012 ; Stoll *et al.*, 2015), une échelle spatiale spécifique (ex. entités administratives, Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010 ; Hamann *et al.*, 2015), un groupe d'acteurs spécifique (Martin-Lopez *et al.*, 2012) ou des entités ayant un même mode de gestion (ex. Kremen & Miles, 2012; Termorshuizen & Opdam, 2009).

Par ailleurs, bien que les trois approches (concomitance, interaction et réponse à des facteurs de changement) permettent d'identifier des antagonismes (et synergies), la mise en évidence d'un antagonisme ne devrait pas être systématiquement interprétée comme un résultat négatif. Que les implications d'un antagonisme entre SE soient perçues négativement dépend de l'objectif, du contexte social et culturel et, de fait, des acteurs impliqués (Sagoff, 2011). La décision d'un agriculteur d'augmenter la production et réduire plusieurs SE de régulation est bien connue et elle dépend de ses propres intérêts, motivations, expériences, connaissances et objectifs. Au niveau politique, les compromis dans la gestion de la fourniture des SE (séquestration du carbone, loisirs, qualité de l'eau et de l'air) peut être stimulée en utilisant des subventions et la réglementation. Daw *et al.*, (2015) identifient même l'existence de compromis tabou dans la gestion ou gouvernance d'antagonismes entre valeurs moralement incommensurables.

L'objectif de ce chapitre est d'identifier une méthodologie pour l'analyse des bouquets de SE au sein des écosystèmes agricoles français à partir de la concomitance spatiale entre SE. Sachant que la plupart des SE décrits par EFESE-écosystèmes agricoles sont susceptibles d'être fournis par tous les systèmes étudiés, la composition d'un bouquet sera définie non par la présence ou l'absence de SE fournis mais par le niveau relatif de fourniture de chaque SE au sein du bouquet (ex. le bouquet *b* est caractérisé par forte fourniture du service s_1 associé à une fourniture moyenne du service s_2 et la quasi absence de fourniture du service s_3). Les termes utilisés dans ce chapitre sont définis dans l'Encadré 12-1. Dans le cadre EFESE-écosystèmes agricoles, seule la fourniture (offre) de SE et de biens agricoles sera considérée.

Encadré 12-1. Définition des principaux concepts abordés dans ce chapitre. Ce glossaire reprend notamment plusieurs définitions (en italique) ainsi que la traduction anglophone telles que définies par EFESE (CGDD, 2017).

Arbitrage, compromis [Trade off] : EFESE utilise les termes arbitrage et compromis comme traduction de *trade-off* afin de distinguer le *trade-off* lié à la fourniture de plusieurs SE (arbitrage) du *trade-off* lié à une négociation sociale (compromis). EFESE définit ainsi un **arbitrage** comme une situation où une augmentation d'un service est contrebalancée par une diminution d'un autre service. Le terme arbitrage est utilisé pour décrire la relation liant deux services et leur corrélation négative. Dans la présente étude, le terme « **antagonisme** » est préféré pour désigner les situations où l'augmentation du niveau de fourniture d'un service conduit à la diminution de celui d'un autre service, car la notion d'arbitrage inclut, dans sa définition première, l'intervention d'un arbitre et/ou la prise de décision, or il ne s'agit ici que de décrire l'existence d'une corrélation négative entre niveaux de services sans préjuger de la façon dont le gestionnaire des écosystèmes perçoit cette situation.

EFESE définit par ailleurs un **compromis** comme un arrangement dans lequel deux (ou plusieurs) parties font des concessions mutuelles dans le but d'arriver à une collaboration, ou en vue d'obtenir une décision. Dans le cas des services écosystémiques, cette définition est celle appliquée lorsqu'on parle de la demande de services.

Association [Association] : EFESE définit une association comme l'échange au sein d'un élément ou d'un système, ou en entre deux éléments/systèmes. Ce terme est appliqué aux services écosystémiques pour décrire leurs associations (statistiques ou spatiales) positives ou négatives, en particulier en ce qui concerne leurs valeurs biophysiques. Certains auteurs parlent d'interaction, même si celui-ci devrait être réservé à des cas où l'on observe des effets unilatéraux ou réciproques entre services.

NB : afin de ne pas induire de confusion entre interaction et concomitance spatiale (cf. définition plus loin), nous n'emploierons pas le terme d'association dans ce chapitre.

Bouquet (panier) de services écosystémiques [Bundle of ecosystem services] : EFESE définit un bouquet comme un ensemble de services écosystémiques qui sont régulièrement observés ensemble dans le temps et/ou dans l'espace (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). Ceci implique que ces services co-varient dans l'espace et dans le temps.

Concomitance [Congruence] : apparition conjointe au sein d'une unité spatiale et sur un pas de temps donné de niveaux de fourniture de SE et dont les relations causales ne sont pas établies ou inexistantes.

Décalage [Mismatch] : disjonction spatiale voire spatiotemporelle dans la fourniture de SE et dont les relations causales ne sont pas établies ou inexistantes

Interaction : relation fonctionnelle entre les SE. Les interactions entre SE peuvent être directes ou via les déterminants biophysiques des SE.

Facteurs de changement [Drivers of change] : le MA (2005, repris par EFESE) définit les principaux facteurs de changement directs et indirects qui affectent les écosystèmes et les travaux publiés depuis s'accordent sur l'existence de cinq grandes pressions qui sont à l'origine de l'érosion accélérée de la biodiversité :

- la destruction et la dégradation qualitative des habitats par la fragmentation, le changement d'affectation des terres, l'artificialisation, la simplification et l'intensification des pratiques agricoles et l'urbanisation
- la surexploitation des ressources naturelles renouvelables (ressources halieutiques, eau, sols, forêts)
- les pollutions (nitrates, pesticides, pollutions thermiques, résidus de médicaments)
- le changement climatique qui agit sur l'ensemble des équilibres
- les espèces exotiques envahissantes

Synergie [Synergy] : EFESE définit la synergie comme un phénomène par lequel plusieurs acteurs, facteurs ou influences agissant ensemble créent un effet plus important (positivement ou négativement) que la somme des effets attendus s'ils avaient opéré indépendamment, ou créent un effet que chacun d'entre eux n'aurait pas pu obtenir en agissant isolément. Dans la mesure où les "effets attendus" ne sont actuellement pas connus ou définis pour la plupart des services, la définition retenue dans EFESE Ecosystèmes Agricoles sera la suivante : Dans le cas des services écosystémiques, une synergie résulte de l'interaction entre déterminants biophysiques et/ou services, ou encore de l'action de facteurs externes.

12.2. Les méthodes d'identification et d'analyse des bouquets et des interactions

Experts coordinateurs : Maud Mouchet, Ilse Geijzenborffer

Contributeur scientifique : Christian Bockstaller

Dans la section suivante, nous présentons les méthodes disponibles pour identifier les bouquets de SE et les interactions entre SE. L'analyse de la concomitance entre SE, basée sur l'étude de la covariation de niveaux de fourniture de SE, peut poser un problème technique. Par exemple, les régressions ne permettent pas de travailler sur plusieurs variables à expliquer simultanément (i.e. la fourniture de plusieurs SE, cf. paragraphe 12.2.2.). Aussi, on trouve trois stratégies différentes pour analyser les niveaux de fourniture de plusieurs SE par un écosystème : une approche par paires, une approche multivariée et une approche agrégative.

12.2.1. Analyse des paires de SE

L'approche par paires considère les SE deux à deux à l'aide de coefficient de corrélation ou encore d'indice de recouvrement spatial. Il s'agit de tester la covariance dans la fourniture des SE deux à deux. Les méthodes mobilisables sont le test de corrélation (Pearson, Spearman ou Kendall), test du χ^2 (dans le cas d'indicateurs nominaux), ou l'indice de recouvrement spatial. Cette dernière méthode est facile à mettre en place et intuitive pour détecter la concomitance spatiale entre deux SE. Il s'agit de d'estimer la proportion de pixels, ou tout autre unité spatiale, fournissant simultanément les deux SE étudiés parmi l'ensemble des pixels fournissant au moins l'un des deux SE (cf. Chan *et al.*, 2006). Si elle est assez simple à interpréter, il s'agit d'une image fragmentée du bouquet. De plus, cela pose le problème des seuils retenus au-delà desquels les SE sont considérés comme fournis. Considérer explicitement et simultanément la covariation dans la fourniture de plusieurs SE, à l'aide de méthodes multivariées principalement, représente une meilleure alternative (cf. paragraphe 12.2.2.).

12.2.2. Analyse des bouquets de SE

L'analyse de bouquets consiste à étendre l'approche de la concomitance par paires à l'analyse de n SE en utilisant notamment des analyses multivariées (analyse factorielle et partitionnement), ces dernières offrant une grande flexibilité quant à la nature de l'indicateur (quantitatif, qualitatif, mixte). Les trois principales analyses factorielles sont : l'ACP (applicable lorsque tous les indicateurs sont quantitatifs et continus), l'ACM (indicateurs qualitatifs) et l'AFDM (données mixtes). L'Analyse en Composantes Principales (ACP) et le test de corrélation de Pearson sont les deux méthodes quantitatives les plus utilisées pour l'identification des bouquets de services (ex. Chan *et al.*, 2006 ; Naidoo *et al.*, 2008 ; Anderson *et al.*, 2009 ; Egoth *et al.*, 2008, 2009 ; Eigenbrod *et al.*, 2010 ; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010 ; Smart *et al.*, 2010 ; Willemsen *et al.*, 2010 ; Bai *et al.*, 2011 ; Gos & Lavorel, 2012 ; Butler *et al.*, 2013 ; Casalegno *et al.*, 2013). L'ACP est notamment l'approche adoptée par Maes *et al.*, (2012). Cependant ni l'ACP ni les tests de corrélations ne permettent de grouper les services sur la base d'un critère objectif (ex. indice de Calinski-Harabasz, C-Index, SSI et autres indices permettant de détecter le nombre optimal de groupes) et leurs conditions de validité (ex. normalité et indépendance des données) ne sont pas toujours vérifiées. Le partitionnement de données permet également l'identification des bouquets de SE : il s'agit de diviser les SE ou les unités spatiales (ex. pixels) en sous-ensembles homogènes partageant les mêmes caractéristiques (ex. SE ayant une distribution spatiale similaire ou des sites fournissant plusieurs SE de manière similaire). Les plus utilisés dans l'étude des SE sont la classification ascendante hiérarchique (ex. Martin-Lopez *et al.*, 2012) et l'algorithme des "k-moyennes" (ex. Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). La méthode des cartes auto-adaptatives (Kohonen, 1990), une classe de réseau de neurones, offre une alternative intéressante pour l'étude de la répartition spatiale de données à nombreuses dimensions et la cartographie des résultats. L'éventail des méthodes actuelles mobilisables pour l'identification et l'analyse des bouquets est passé en revue par Mouchet *et al.*, (2014a).

Une autre alternative est l'utilisation d'indicateurs agrégés (ex. *Total Ecosystem Service Index*, TESI, Maes *et al.*, 2012 ; *Ecosystem service Bundle Index*, EBI, Van der Biest *et al.*, 2014). Il est à noter qu'il peut être difficile

d'interpréter la valeur d'un tel indice en l'absence d'information sur la composition des bouquets ou le niveau de fourniture des services (Cf. section 12.2.6).

La dimension temporelle des bouquets a, en revanche, été peu abordée dans la littérature (Geizendorffer *et al.*, 2015). Dans les évaluations existantes, le niveau de fourniture est estimé soit en utilisant des données historiques (Swallow *et al.*, 2009 ; Lautenbach *et al.*, 2011 ; Carreno *et al.*, 2012 ; Haase *et al.*, 2012 ; Kroll *et al.*, 2012 ; Guerra *et al.*, 2015) soit sur la base de prédictions sous différents scénarios (Schröter *et al.*, 2014 ; Nelson & Daily 2010 ; Mouchet *et al.*, 2014b).

Évaluer la dimension temporelle nécessite de déterminer la dynamique (inter- et intra-annuelle) des écosystèmes, souvent mal ou non abordée dans les évaluations de services écosystémiques. Les transitions des états peuvent être cycliques ou transitoires et devraient être prises en compte dans la quantification des SE au cours du temps afin de distinguer les interactions entre SE liées aux facteurs naturels (la fluctuation intra-annuelle dans la fourniture d'un SE lié à la variabilité saisonnière de la biomasse végétale est rarement prise en compte par exemple) de celles liées aux facteurs anthropiques ou à la gestion d'un écosystème (ex. maintien d'un état donné). Comprendre cette dynamique est d'autant plus primordial que l'évaluation s'effectue dans un contexte de changement climatique et/ou de transitions d'usage des sols. A ce jour, deux types de stratégies ont été utilisées pour analyser la dynamique des SE sous différents scénarios : l'approche matricielle utilisée pour suivre l'effet du changement du « land cover » (Burkhard *et al.*, 2012) et les modèles d'états et transitions utilisés pour identifier l'effet du changement de l'état du système (cf. Quétier *et al.*, 2007 et Lavorel *et al.*, 2015 pour une adaptation des modèles à la problématique des services écosystémiques). Dans le dernier cas, il s'agit d'effectuer un premier état des lieux des SE et des bouquets ainsi que des facteurs de changements afin de rendre compte de la nature dynamique des écosystèmes et de leurs réponses à la combinaison d'événements naturels (ex. variabilité climatique, incendies) et de la gestion. Dans le cadre de l'approche matricielle, la valeur de fourniture d'un SE est définie par une évaluation à dire d'expert pour chaque catégorie d'occupation du sol. La valeur de fourniture en SE par un type d'occupation du sol reste inchangée, quel que soit le scénario. Par conséquent, la prédiction des bouquets sous différents scénarios repose uniquement sur les changements dans la composition du paysage (ex. la configuration spatiale des différents types d'occupation du sol). Les modèles d'états et transitions impliquent à la fois le dire d'expert et la modélisation des processus soutenant les services écosystémiques à travers une approche par traits fonctionnels notamment (ex. Lavorel & Grigulis, 2012).

Si la fourniture de chaque service est quantifiée, la temporalité des bouquets pourrait être traitée simplement en quantifiant le pourcentage de changement dans la fourniture des SE d'un bouquet entre deux pas de temps. Toutefois, la fourniture de SE est très probablement autocorrélée dans le temps (le niveau de fourniture au temps t n'est pas complètement indépendant de la fourniture au temps $t-1$). En outre, les processus écologiques et socio-économiques qui sous-tendent les bouquets de SE peuvent fluctuer de manière cyclique (ex. saisonnalité) et non monotone dans le temps. L'utilisation de méthodes spécifiques à l'analyse de séries temporelles de SE, comme la corrélation croisée ou de "processus autorégressif" (ex. modèles ARMA), parfois complexe à paramétrer, permettent de déterminer si les fluctuations temporelles dans la fourniture d'un ou plusieurs SE s'écartent significativement de variations régulières.

12.2.3. Analyse des interactions biophysiques entre SE

L'étude des interactions entre SE consiste soit à évaluer la covariation entre la distribution des valeurs d'un (ou plusieurs) déterminant(s) biophysique(s) ou facteur(s) de changement et celle d'un (ou plusieurs) SE, soit à expliquer la variance d'une (ou plusieurs) variable(s) réponse(s) (i.e. la fourniture d'un SE ou d'un bouquet) par la variance d'une (ou plusieurs) variable(s) explicative(s) (i.e. déterminants et/ou facteurs de changement). Les méthodes de régression traditionnelles ne peuvent pas être utilisées pour analyser une réponse multiple, ce qui peut être contourné en utilisant un indicateur agrégé, (ex. Total Ecosystem Services Index, TESI, cf. paragraphe 2.2). Cependant, plusieurs autres types de méthodes sont mobilisables :

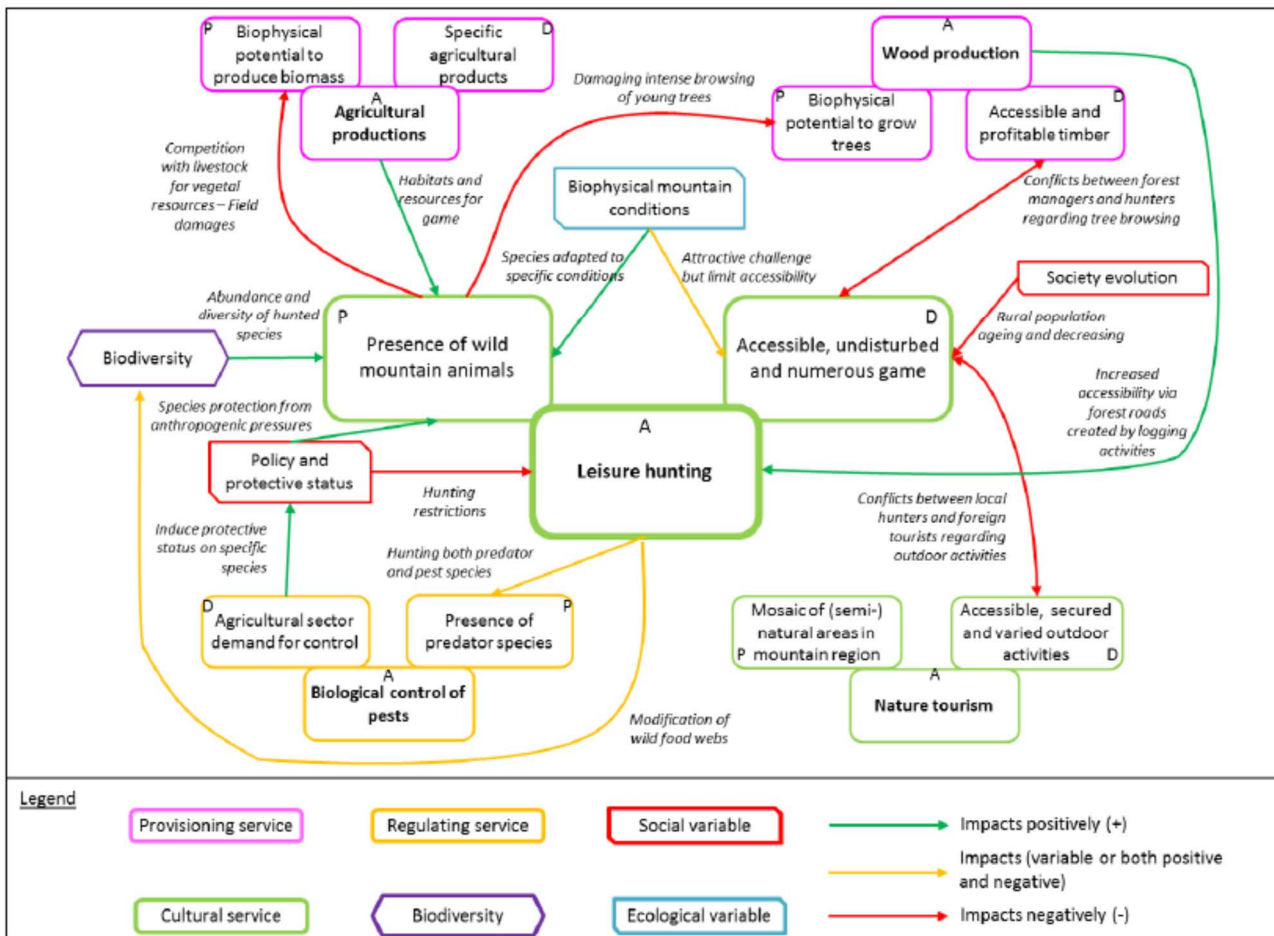
- analyses canoniques (analyse canonique des correspondances, CCA, et analyse de redondance, RDA) : elles visent à trouver la combinaison de variables explicatives qui explique le mieux la dispersion des valeurs de SE en combinant des analyses multivariées (ex. ACP) et régression multiple. Ces méthodes ont déjà été utilisées pour démontrer la relation entre déterminants biophysiques (García-Llorente *et al.*, 2011) ou socio-culturels (Hicks *et al.* 2009, Martin-Lopez *et al.*, 2012) et bouquets. Il est à noter que les résultats des analyses canoniques peuvent être biaisés par l'autocorrélation spatiale (i.e. interdépendance entre les observations géographiques pouvant aboutir à une sous-estimation du risque de 1^{ère} espèce, α) au même titre que les modèles de régression classiques.

- tests de Mantel et autres méthodes fondées sur des matrices de distance ex. régression multiple sur matrices de distance (*Multiple Regression on distance Matrices*, MRM); congruence entre matrices de distance, (*Congruence Among Distance Matrices*, CADM); analyse de similarité (*ANalysis Of SIMilarity*, ANOSIM). Il s'agit de déterminer si la différence dans la fourniture de bouquets entre deux sites est corrélée à une différence dans les valeurs de déterminants. Cependant, ces méthodes doivent être utilisées avec précaution car elles détectent faiblement les relations complexes entre matrices et ont tendance à sous-estimer la part de variance expliquée par la structure spatiale (Legendre & Fortin, 2010). En cas d'autocorrélation spatiale, elles deviennent caduques (Guillot & Rousset, 2013). Les approches sur les données brutes (i.e. non transformées par un indice de similarité/distance) sont préférables sauf si l'hypothèse à tester est explicitement formulée en termes de distances (ex. plus les conditions environnementales de deux sites diffèrent, plus le niveau de fourniture en services diverge).
- modélisation par équations structurelles (*Structural Equation Modelling*, SEM; Grace, 2006), et par extension une *Path Analysis* (approche séquentielle permettant de formaliser chaque relation entre les variables observées à l'aide de régressions multiples notamment). Cette méthode permet d'estimer quantitativement les relations de causalité entre déterminants, facteurs de changement et SE. Les SEM sont ainsi plus appropriées pour l'étude des interactions à la différence des deux catégories précédentes qui n'incluent pas la quantification des liens entre variables. Les SEM ont été récemment utilisées pour comprendre les mécanismes fonctionnels des communautés végétales sous-tendant les interactions entre SE d'approvisionnement (Lavelle & Grigulis, 2012) ainsi que pour évaluer les effets simultanés de différentes variables sur la biodiversité, des SE d'approvisionnement et le bien-être humain (Santos-Martin *et al.*, 2013).
- l'apprentissage automatique (ou *machine learning* en anglais). Il englobe des outils adaptés à l'analyse des relations complexes entre SE et déterminants/facteurs de changement, par exemple, dans le cas de relations non linéaires ou de variations discontinues (Leathwick *et al.*, 2006). Les méthodes les plus utilisées sont *Random Forest*, *Boosted Regression Trees*, les réseaux de neurones artificiels et les réseaux bayésiens. Parmi ces derniers, seuls les réseaux bayésiens ont été appliqués à la thématique des SE afin d'intégrer l'incertitude et de combiner des données empiriques avec des dires d'expert (Landuyt *et al.*, 2013), ou encore pour l'analyse de bouquets (par exemple Ticehurst *et al.*, 2007). Le développement de ce type de réseau permet de formaliser les connaissances sur les relations entre SE et possiblement de simuler l'évolution du niveau de fourniture de SE lorsque leurs déterminants ou les pressions changent.

Les interactions entre SE reposent sur des processus écologiques et/ou anthropiques généralement complexes. C'est notamment le cas lorsque les interactions entre SE impliquent une ou des boucles de rétroaction (ex. rétroaction positive entre la production de biomasse végétales facilement décomposable et la fertilité du sol; Wardle *et al.*, 2004). Ces boucles de rétroaction peuvent également être induites par des stratégies de gestion (ex. Maestre-Andrés *et al.*, 2012) ou par des mécanismes financiers (Bryan & Crossman, 2013). De même, les connaissances sur la linéarité, la monotonie et la stationnarité des relations entre SE restent insuffisantes mais il semble raisonnable de penser que la nature de ces relations est propre aux SE considérés et contextuelle.

Cette complexité peut être abordée par les méthodes plus complexes de type *machine learning*, néanmoins, l'évaluation qualitative de ces interactions, basées sur le dire d'expert ou une (meta-)analyse bibliographique, offre une alternative intéressante. Les interactions peuvent alors être formalisées sous la forme de matrices de relations entre services ou catégories de services 2 à 2 (ex. Kandziora *et al.*, 2013 ; Lee & Lautenbach, 2015), entre services et scénarios (Dunford *et al.*, 2015), entre services et déterminants biophysiques et anthropiques, entre services et pressions, etc. Parallèlement, Crouzat (2015) a développé un cadre méthodologique, "Influence Network Framework", explicitant les liens entre déterminants (biophysiques et/ou socio-économiques), pressions, fourniture potentielle, réelle et la demande pour un bouquet de services. En pratique, il s'agit de construire un graphique conceptuel du réseau d'influences (i.e. des liens entre les paramètres) à partir de l'analyse qualitative déductive d'entretiens semi-structurés (Figure 12-2).

Figure 12-2. Illustration de l'Influence Network Framework" appliqué à la chasse récréative dans les Alpes françaises (figure extraite de Crouzat, 2015)



12.2.4. Plateformes de modélisation de bouquets et d'analyse d'interactions

Tandis que les expérimentations sont souvent limitées par le nombre de services qu'elles peuvent prendre en compte, la cartographie qualitative des SE et l'utilisation de modèles mécanistiques peuvent produire plus facilement un ensemble de cartes de SE. Cependant, des études récentes montrent que, même si la cartographie est basée sur des hypothèses plausibles, les résultats diffèrent de manière significative entre les études (Schulp *et al.*, 2014).

De multiples modèles existent pour quantifier les bouquets de SE (par exemple, Schröter *et al.*, 2014 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Lamarque *et al.*, 2014 ; Lavorel *et al.*, 2014 ; Hamann *et al.*, 2015). En général, les modèles quantifient un ensemble spécifique de SE pour lesquels les données sont facilement disponibles ou pour lesquels les processus écologiques sont déjà bien établis. Une autre manière est de faire un partitionnement de données spatiales qui permet de combiner de patterns dans des bouquets de SE avec des caractéristiques des unités administratives (Hamann *et al.*, 2015). Les SE culturels sont souvent sous-représentés. Par ailleurs, les modèles sont relativement efficaces pour quantifier les SE de régulation, qui sont difficiles à mesurer sur le terrain et seulement partiellement capturés dans la cartographie.

En pratique, il s'agit souvent de comparer des cartes construites indépendamment les unes des autres, par des groupes de recherche différents, pour des questions et contextes différents. Cela peut soulever plusieurs problèmes techniques (harmonisation de la résolution et du système de coordonnées, décalage dans la temporalité des cartes, etc.) et conceptuels (compatibilité et homogénéité des hypothèses sous-tendant les modèles, fourniture réelle ou potentiel, flux ou stock, etc.).

L'utilisation de plateformes de modélisation permet de contourner ces limitations. Plusieurs plateformes ont été mises en place et sont facilement accessibles en ligne. Ces plateformes "prêtes à l'emploi" sont principalement

utilisées pour évaluer les SE sous différents scénarios, mais la plupart comprend également un module d'évaluation des antagonismes. Ces modèles génériques reposent sur des modes de fonctionnement différents et comportent des avantages et inconvénients différents, mais tous ont en commun d'être applicables sur une large gamme de socio-écosystèmes. ATEAM (Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling, Metzger *et al.*, 2004) est un logiciel de cartographie de la vulnérabilité de secteurs reposant sur les SE à partir de cartes de SE à l'échelle européenne sous différents scénarios d'usage des terres et de changement climatique, basés sur les scénarios SRES de l'IPCC. ATEAM fournit des cartes et des fiches d'information connexes. Cependant, l'analyse des antagonismes, sous ATEAM, reste limitée à la comparaison de ces fiches. ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services, Bagstad *et al.*, 2011 ; Villa *et al.*, 2014) est une suite d'applications web pour visualiser SE, bénéficiaires et flux de service en utilisant le synopsis des scénarios et une modélisation multi-agent. Cependant, ARIES ne fournit pas une évaluation explicite des associations et/ou des bouquets. MIMES (Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services, Boumans & Costanza 2007 ; Boumans *et al.*, 2015) combine une série de modèles spatiaux dynamiques quantifiant les effets de l'usage des terres et de la mer sur les changements de la fourniture des services de l'échelle locale au niveau mondial. MIMES permet d'obtenir des cartes SIG de la fourniture en services. InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs, Sharp *et al.*, 2015) est une boîte à outils basée sur les outils SIG pour quantifier et évaluer la fourniture simultanée de plusieurs services à travers le monde (écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins) et propose un module d'"analyse des antagonismes". InVEST reste la plateforme la plus utilisée à ce jour. L'exploration de la concomitance et des interactions entre SE dans ces modèles peut être complétée par des algorithmes d'optimisation, basés sur l'optimum de Pareto, permettant d'identifier les solutions optimales de gestion des bouquets (Seppelt *et al.*, 2013).

12.2.5. Visualisation des bouquets et des interactions

Visualiser les bouquets et interactions à l'aide de représentations graphiques permet de mieux appréhender et de communiquer sur des relations souvent complexes et multivariées. Cependant, la représentation graphique mal explicitée peut entraîner de mauvaises interprétations des résultats (Hauck *et al.*, 2013).

Il est possible de représenter sur une même carte la fourniture simultanée de plusieurs services (Mouchet *et al.*, 2013 ; Nieto-Romero *et al.*, 2014 ; Van der Biest *et al.*, 2014) ou de bouquets des services (Hamann *et al.*, 2015). Cependant, l'exploration visuelle des bouquets est plus souvent effectuée à l'aide d'outils graphiques comme les diagrammes en étoile (Foley *et al.*, 2005; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). Il est aussi possible d'identifier les bouquets à partir d'une analyse multivariée type ACP et de représenter les corrélations entre SE au travers de l'analyse d'un nuage de points projeté dans un ou plusieurs référentiels à deux dimensions permettant de représenter la variabilité de celui-ci. Les boîtes à moustaches et les histogrammes sont également utilisés pour comparer des niveaux de fourniture de SE d'un bouquet.

Pour formaliser les interactions, il est possible d'établir des courbes représentant la forme (convexe, concave, non monotone) des relations entre SE (ex. Viglizzo & Frank 2006; White *et al.*, 2012), d'utiliser des *bagplot* (version bivariée du boxplot, cf Jopke *et al.*, 2015) ou encore de représenter le sens des relations entre SE au travers de symboles comme des flèches (Kandziora *et al.*, 2013 ; Lee & Lautenbach, 2015). Ces représentations graphiques illustrent les liens entre deux variables (entre un SE et un déterminant ou entre deux SE). La représentation sous forme de réseau lors d'une *Path Analysis* ou d'un réseau d'influence élargit la visualisation des interactions à plus de deux SE (cf. paragraphe 12.3).

12.2.6. Des bouquets de services à l'agrégation des services écosystémiques

Christian Bockstaller

L'étude des associations de services écosystémiques (SE) fait l'objet d'un intérêt croissant (Mouchet *et al.*, 2014). L'association peut porter sur un processus écosystémique à l'origine de différents services (ex : les zones humides jouant un rôle épurateur, limitant les inondations mais contribuant aussi aux émissions de GES) ou sur un facteur influant sur plusieurs services (ex : la minéralisation de l'azote du sol contribuant aux rendements des cultures mais aussi à la lixiviation du nitrate). Les résultats sont généralement présentés sous forme de bouquet (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010) donnant les valeurs des différents services. Différentes méthodes, notamment

des méthodes d’analyse multivariées permettent d’analyser les relations entre les différents SE en lien avec des facteurs explicatifs. Cependant tôt ou tard se pose la question de l’agrégation, i.e. la combinaison de toute l’information sur le bouquet de services pour en faciliter la lecture. Cette étape suscite cependant de nombreux débats en raison notamment des pièges méthodologiques qui peuvent l’accompagner.

12.2.6.1 Différents types d'agrégation

Avant d’aborder l’agrégation proprement dite, il est nécessaire de définir le cadre de l’agrégation, pour ce qui est des services écosystémiques (SE). Un rapport récent de l’ONU (United Nations *et al.*, 2014) distingue l’agrégation :

- des résultats pour un SE de plusieurs écosystèmes
- des résultats de plusieurs SE pour un écosystème
- des résultats de plusieurs SE pour plusieurs écosystèmes

L’agrégation de résultats de plusieurs SE (cas 2 et 3 ci-dessus) est une agrégation composite et apparemment plus complexe que le cas 1 en raison du défi que représente la combinaison d’information de nature totalement différente. Celle du cas 1 se rapproche d’une agrégation spatiale qui peut renvoyer à des questions de changement d’échelle. Des questions similaires du cas 1 se posent pour l’agrégation de résultats dans le temps.

Agrégation composite

Comme évoqué dans le rapport de l’ONU (United Nations *et al.*, 2014), la transformation des valeurs biophysiques des services en une même unité (physique ou monétaire) rend l’agrégation facile par une simple somme. Cependant comme cette étape pose de nombreux problèmes de transformation des variables elle n’est souvent pas mise en œuvre. Se pose alors la question de l’agrégation des valeurs biophysiques des SE.

La combinaison d’informations de natures totalement différentes ne va de soi et ne peut se réduire au calcul d’une somme. C’est pourquoi l’agrégation composite suscite souvent des débats (Nardo *et al.*, 2005, Tableau 1). A ceux du Tableau 12-1, d’autres arguments s’ajoutent comme le côté arbitraire du choix des fonctions (Suter II, 1993) la subjectivité des pondérations (Andreoli *et al.*, 1999), le risque de sommer des « choux et des carottes » (Hertwich *et al.*, 1997). Cependant, d’autres plaident en faveur de l’agrégation composite en amenant les arguments de simplicité pour la prise de décision (Jollands, 2006), pour le suivi dans le temps (Mouchet *et al.*, 2014).

Tableau 12-1. Arguments pour et contre l’agrégation composite (inspiré de Nardo *et al.*, 2005)

Argument en faveur de l’agrégation composite	Argument contre l’agrégation composite
+ Résume des problèmes complexes et multidimensionnels (multicritères) pour la prise de décision	- Peut fournir une information fautive, s’ils sont mal construits, mal interprétés
+ Facilite l’interprétation par rapport à un ensemble de résultats	- La perte d’information peut conduire à une information simpliste si le résultat agrégé est utilisé sans l’information non agrégée
+ Facilite le classement d’actions, situations, systèmes	- La perte d’information peut venir de la compensation entre différentes composantes de l’information agrégée ou d’une non prise en compte de certaines composantes.
+ Facilite le suivi de ces actions, situations, systèmes dans le temps	- L’agrégation si elle n’est pas transparente peut conduire à une instrumentalisation de l’information.
+ Facilite la communication avec les acteurs externes non experts (ex : citoyens)	

Certains auteurs proposent de dépasser ce débat pour ou contre l’agrégation. Ils considèrent que ces deux approches avec l’information non agrégée et agrégée sont complémentaires (Jollands, 2006) et devraient être utilisées en parallèle (Bockstaller *et al.*, 2015), la première permettant d’analyser le système, identifier les points forts et faibles, la seconde de synthétiser et comparer dans un processus de prise de décision. Ainsi selon les recommandations du rapport de l’ONU, toute phase d’agrégation doit être précédée d’une réflexion sur les objectifs de l’agrégation (United Nations *et al.*, 2014).

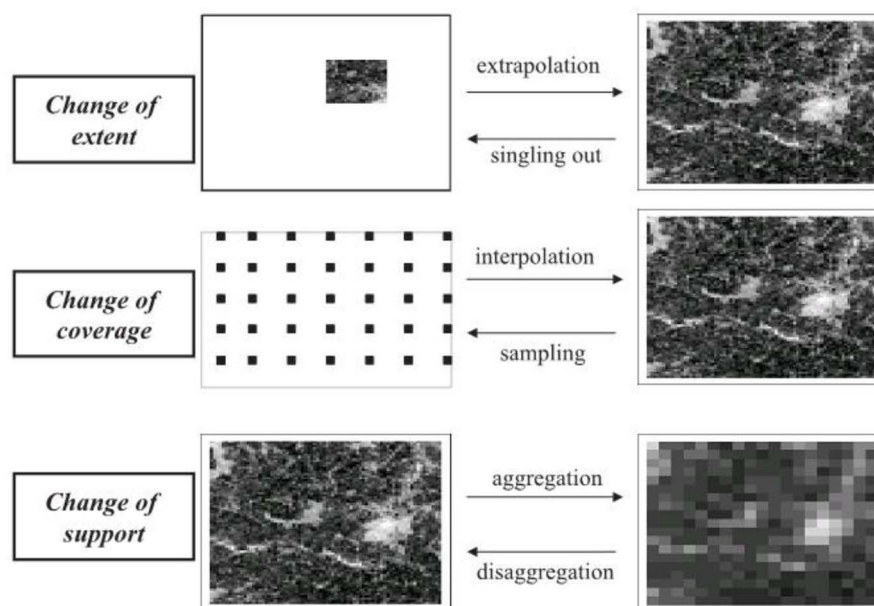
Agrégations spatiales et temporelles

L'agrégation de résultats pour un SE de plusieurs écosystèmes posent des questions d'agrégation spatiale et donc des questions d'échelle. Qu'elle soit spatiale ou temporelle, la notion d'échelle renvoie à plusieurs composantes principales (Faire *et al.*, 2004 ; Purtauf *et al.*, 2005) :

- « l'étendue », l'espace totale ou la période de temps pour lequel les observations, les calculs sont réalisés
- « la résolution » ou le « grain » : qui concerne l'échelle la plus fine à laquelle les observations ou les calculs sont effectivement réalisés.
- le « degré de couverture » est le ratio de la résolution par l'étendue.

Plus récemment, Scholes *et al.*, (2013) ont insisté sur la notion de résolution et ajoute la notion de niveau, souvent confondue avec l'échelle, en prenant pour exemple les niveaux de juridiction. Il fait référence ici à l'échelle organisationnelle. Dans tous les cas, on a à faire à des systèmes hiérarchisés. Ainsi, travailler à la « juste » échelle ne suffit pas pour l'évaluation des services car dans de nombreux cas, les services se déterminent à différentes échelles. Une approche peut être de travailler à plusieurs échelles en même temps (*multi-scale*). L'agrégation des résultats d'un SE pour plusieurs écosystèmes exigera une approche croisant différentes échelles et pose la question des interactions entre échelle (*cross scale*). En effet l'ensemble des écosystèmes formera l'étendue avec une résolution à l'échelle des écosystèmes individuels. Cela conduit à la question du changement d'échelle. La Figure 12-3 montre différents aspects du changement d'échelle. L'agrégation est un des aspects qui nous intéressent ici.

Figure 12-3. Opérations de base impliquant l'étendue, le degré de couverture et le support (la résolution), d'après Bierkens *et al.*, (2000 dans Faivre *et al.*, 2004). Le terme de « support » représente la résolution.



L'agrégation proportionnelle aux surfaces des unités à agréger ou au temps est la plus intuitive (agrégation linéaire) mais n'est pas toujours possible. En effet deux phénomènes viennent complexifier la procédure (Scholes *et al.*, 2013) : la non linéarité des processus (Dalgaard *et al.*, 2003) et les propriétés émergentes dues à la prise en compte de processus nouveau (Bockstaller, 2013).

12.2.6.2 Méthodes d'agrégation composite utilisées pour les SE

Toute agrégation de grandeur hétérogène comme les valeurs biophysiques des SE nécessite une transformation des valeurs des SE en une unité commune ou une normalisation. L'unité commune le plus souvent utilisée est monétaire mais des transformations en une unité physique commune (ex. ha, kg de carbone) sont possibles (United Nations *et al.*, 2014).

Méthodes basées sur une transformation en valeur monétaire des SE

Dans le premier cas, une approche courante est la transformation des grandeurs biophysiques estimant les SE en une valeur monétaire. La monétarisation facilite à première vue l'agrégation par une simple somme. Le fameux article de Costanza *et al.*, (1997) est un exemple fondateur pour l'évaluation économique des SE et a donc conduit naturellement à une estimation mondiale des SE. Mais il a suscité des critiques dont celle d'être arrivé à un chiffre largement supérieur à celui du revenu mondial (Banzhaf and Boyd, 2012). Une des approches les plus populaires de monétarisation est la méthode d'évaluation contingente basée sur le consentement à payer qui suscite de nombreux débats mais n'empêche pas la multiplication des travaux sur cette méthode (van der Heide *et al.*, 2010).

Cependant, d'autres auteurs ont proposé un indice apparemment assez proche de la démarche de Costanza *et al.*, (1997) : l'Ecosystem Services Index (SEI, Banzhaf and Boyd, 2012). Il est assimilé à un PIB « vert » basé sur l'équation :

$$SEI = \sum_i q_i^t \cdot p_i$$

Avec q_i^t le niveau biophysique pour le SE i à un temps t et p_i : la valeur marginale du SE i basée sur un consentement à payer virtuel (basé sur un revenu virtuel des participants).

Les auteurs proposent de soustraire à l'équation un terme sur la dépréciation du stock de services, terme dont le calcul n'est pas facile et doit faire l'objet de travaux de la part des écologues.

Dans tous les cas, pour une approche monétaire des SE, des précautions sont à prendre comme le souligne le rapport de l'ONU (United Nations *et al.*, 2014) : Il faut vérifier :

- l'indépendance des SE ce qui souvent n'est pas le cas (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Holland *et al.*, 2011a; Holland *et al.*, 2011b). Dans le travail de Kienast *et al.*, (2009), seuls des estimateurs de paramètre estimant des fonctions à la base de SE non corrélés ($r^2 < 0,3$) ont été gardés
- la cohérence des méthodes d'évaluation monétaire pour l'ensemble des SE évalués,
- Le degré de couverture des SE qui doit être suffisamment varié pour que le bouquet agrégé ait du sens.

Méthodes basées sur une normalisation des valeurs de SE

Plusieurs des méthodes recensées par Nardo *et al.* (2005) ont été utilisées par différents auteurs pour opérer une normalisation des données par :

- Une catégorisation très simple sous forme binaire : pour un contexte, un point géographique, une composante du paysage, un niveau spatial, le SE est présent (=1) ou non (=0). Ceci peut être fait par des experts et à l'aide la littérature scientifique (Kienast *et al.*, 2009), ou encore par enquête chez des habitants (Fagerholm *et al.*, 2012 ; Plieninger *et al.*, 2013).
- une standardisation des valeurs de SE en des valeurs centrées-réduites (ou z-scores dans Nardo *et al.*, 2005) : $(X - \text{moyenne}) / \text{écart-type}$ qui sont ensuite simplement sommées (Garcia-Feced *et al.*, 2015)
- un recalibrage des valeurs, utilisant le minimum et le maximum des valeurs par service (Gimona and van der Horst, 2007; Lavorel *et al.*, 2011 ; Maes *et al.*, 2012). Cette approche en fonction de la distance entre le minimum et le maximum peut créer des problèmes de distorsion (Nardo *et al.*, 2005).
- le calcul d'une distance par rapport à une valeur de référence, en l'occurrence le maximum dans le cas de l'étude de Raudsepp-Hearne *et al.*, (2010). Les valeurs peuvent aussi être exprimées par rapport à la valeur initiale dans le cas d'un suivi temporel (Mouchet *et al.*, 2014).

Ces valeurs sont ensuite agrégées par simple somme équipondérée par la majorité des auteurs (Lavorel *et al.*, 2011 ; Maes *et al.*, 2012; Garcia-Feced *et al.*, 2015), par moyenne (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010) ou par somme pondérée (Gimona and van der Horst, 2007). Ces derniers n'ont pas organisé de consultation de porteurs d'enjeu pour déterminer des poids mais ont simplement testé des scénarios de poids différents pour leurs trois services (même poids, 1 service deux fois plus important que les deux autres, soit 4 scénarios).

Dans le cas d'une catégorisation binaire, les occurrences sont sommées pour calculer une intensité de SE par unité spatiale (Fagerholm *et al.*, 2012 ; Plieninger *et al.*, 2013). Ces auteurs ont aussi calculé une richesse de SE (nombre de SE différents par unité spatiale) et une diversité au moyen de l'indice de Shannon, tandis que Raudsepp-Hearne *et al.*, (2010) ont calculé pour la diversité l'indice de Simpson. Ces indices, combinant intensité et richesse sont couramment utilisés pour estimer la diversité biologique, et ont fait l'objet de nombreuses discussions (Magurran, 2004 ; Bockstaller, 2013).

Autres méthodes

Un certain nombre de travaux ont été réalisés pour cartographier les SE à des échelles supérieures, en utilisant des indicateurs ou proxy assez rudimentaires à l'échelle mondiale (Naidoo *et al.*, 2008), continentale (Metzger *et al.*, 2006 ; Kienast *et al.*, 2009) ou régionale (Chan *et al.*, 2006 ; Egoh *et al.*, 2009). Certains ont été remis en question par des travaux de validation par comparaison avec des données de terrain (*primary data*, Eigenbrod *et al.*, 2010). En fait le travail de changement d'échelle porte sur les questions d'acquisitions et de représentation des données à grande échelle. Très peu est écrit sur l'agrégation éventuelle. Dans l'étude de Kienast *et al.*, (2009), les auteurs ont agrégé de manière linéaire au prorata des surfaces les éléments paysagers relié à un SE donné, ceci à l'échelle de chaque région européenne (NUTS-X).

12.2.6.3 Discussion

Tout naturellement des travaux sur des multiples SE ont conduit à des tentatives d'agrégation notamment pour comparer la fourniture de SE à la biodiversité (Maes *et al.*, 2012), à l'abondance des surface-semi naturelles (Garcia-Feced *et al.*, 2015) ou encore identifier des points chauds pour les SE (Gimona and van der Horst, 2007). Le recours à des SE dépend donc des objectifs poursuivis comme recommandé dans le rapport des Nations Unies (United Nations *et al.*, 2014).

Cependant les articles à notre disposition contiennent peu de réflexions méthodologiques à la différence des travaux sur la durabilité, l'évaluation environnementale (cf ; Jollands, 2006 ; Bockstaller *et al.*, 2015). Ceci s'explique par les efforts nécessaires pour évaluer les SE aux échelles d'études, l'acquisition de données et l'analyse des relations entre SE (Mouchet *et al.*, 2014). Ces auteurs signalent deux problèmes méthodologiques :

- la fixation des seuils dans le cas des normalisations par catégorisation sur une échelle binaire pour estimer si le service est fourni ou non. Certains auteurs ont préféré garder les valeurs brutes d'ES (Lavorel *et al.*, 2011). Derrière se pose la question qui fixe le seuil, si ce sont les scientifiques (Kienast *et al.*, 2009), ou d'autres acteurs tels les habitants de la région étudiée (Fagerholm *et al.*, 2012 ; Plieninger *et al.*, 2013). Dans ce cas, les seuils ne sont pas explicites. Un autre problème est le caractère binaire oui/non de toute approche booléenne. L'introduction de sous-ensemble flous (calculant des valeur d'appartenance entre 0 et 1) permet d'éviter ce problème (Bockstaller, 2013)
- La prise en compte de SE exprimé qualitativement qu'il faut exprimer sur des échelles discontinues en classes. Ceci ramène au point précédent.

En dehors des travaux sur une monétarisation des SE qui facilite l'agrégation par somme – non sans questionnement sur les méthodes de transformation et non sans précaution à prendre – les travaux cités font appel généralement à une normalisation des données. Des approches qualitative (ex. mise en classe et arbre de décision avec le logiciel DEXi) ou avec sous-ensembles flous ou d'autres (Nardo *et al.*, 2005; Bockstaller, 2013) n'ont pas fait l'objet de tentatives pour les SE dans les articles étudiés.

De même pour l'agrégation spatiale, il reste beaucoup à défricher et faute de connaissance et de données disponibles permettant d'appréhender les processus non linéaires, on en reste à des approches linéaires. Pour aller plus loin, des travaux sur l'organisation des données, la modélisation des processus à des échelles fines sur de larges étendues, sont à mener pour l'évaluation des SE, à l'instar de ce qui se fait dans les approches d'évaluation économiques et environnementales

12.3. Méthodologie d'évaluation proposée

Experts coordinateurs : Maud Mouchet, Olivier Therond

Contributeur scientifique : Ilse Geijzenborffer

Ingénierie de données : Anne Meillet, Maud Mouchet, Thomas Poméon

12.3.1. Enjeux méthodologiques de l'évaluation de bouquets de services écosystémiques

L'analyse de bouquets de services écosystémiques (SE) rendus par les écosystèmes est classiquement réalisée à l'échelle d'un territoire. A cette échelle spatiale, des écosystèmes de différentes natures peuvent coexister (ex. forestiers, aquatiques, urbains, agricoles...). Même en cas de dominance par un type d'écosystème (agricole par ex.), ce dernier peut prendre différentes formes dans un même paysage (maraîcher, pâturage, etc.). Aussi, pour réaliser une analyse de bouquets de SE, il est nécessaire d'avoir un jeu d'indicateurs d'évaluation adapté à tous les types d'écosystèmes présents dans les unités spatiales analysées. Autrement dit, il est nécessaire d'avoir des variables d'évaluation pour chaque SE du bouquet qui fassent sens pour chaque type d'écosystème. Pour certains SE, cela ne pose pas de problème majeur. Ainsi les SE du type "Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion" ou de "Régulation du climat global" peuvent être évalués via l'utilisation de variables qui ne sont pas spécifiques à un type d'écosystème (ex. tonne de sol fixé, tonne d' $e\text{qCO}_2$). Pour d'autres SE, en revanche, il peut être nécessaire de décliner les variables utilisées en fonction de la nature des écosystèmes. Ainsi, les variables utilisées pour l'évaluation des régulations des ravageurs ou des adventices doivent être adaptées à chacun des écosystèmes. Par exemple, il est nécessaire d'utiliser une (ou des) variable(s) relative(s) aux régulations des insectes ravageurs et des adventices des grandes cultures, et une (ou des) variable(s) relative(s) aux ravageurs des prairies et des espèces envahissantes de celles-ci. Il semble que dans la littérature actuelle sur l'évaluation des bouquets ce problème soit occulté et qu'une pratique courante soit de considérer que le niveau de SE est nul pour un type d'écosystème donné quand la variable n'est pas adaptée pour ce type d'écosystème (ex. indicateur de régulation biologique en grande culture appliquée aux écosystèmes prairiaux ou forestiers) (approche employée par Burkhard *et al.*, 2009 par ex. ; cette limitation est discutée par Eigenbrod *et al.*, 2010 ; Sousa *et al.*, 2016 ; Clec'h *et al.*, 2016 notamment). Ce raccourci méthodologique nous semble abusif dans le sens où il implique que l'absence réelle de fourniture soit placée au même plan qu'une donnée manquante en raison de l'absence d'indicateur adapté.

S'il n'est pas possible de définir un jeu de variables pour chaque SE valable pour tous les écosystèmes considérés, alors il est nécessaire d'effectuer l'analyse des bouquets par type d'écosystème, séparément, en sélectionnant le sous-ensemble d'indicateurs pertinents pour chacun d'entre eux. Par exemple, il est possible de réaliser, d'une part une analyse des bouquets de SE relatifs aux grandes cultures et d'autre part une analyse des bouquets de SE relatifs aux prairies. Cependant, cette option pose plusieurs problèmes conceptuels et méthodologiques. D'un point de vue conceptuel, comment intégrer l'analyse des bouquets de SE pour un type d'écosystème correspondant à une partie de l'espace des unités spatiales d'analyse (ex. les surfaces de grandes cultures) dans l'analyse de bouquets à l'échelle d'un paysage. Cette question est d'autant plus aiguë que les SE relatifs aux espaces couverts par des écosystèmes de grande culture peuvent dépendre des caractéristiques du paysage environnant ces espaces. Nous proposons un premier niveau de réponse à cette question dans l'analyse présentée ci-après. Le deuxième problème conceptuel est de définir les critères permettant de sélectionner les unités spatiales retenues pour l'analyse des bouquets de SE pour chaque type d'écosystème. Si la sélection d'unités spatiales qui ne sont couvertes que par un type d'écosystèmes ne pose pas de problème, quels critères utiliser pour sélectionner les Petites Régions Agricoles (PRA) mixtes ? Doit-on ne sélectionner que les PRA dominées par le type d'écosystème considéré ou au contraire sélectionner largement les PRA comportant majoritairement ou minoritairement ce type d'écosystèmes afin de prendre en compte les effets de paysages contrastés sur les SE analysés ? Cette question, restée ouverte lors de la rédaction de ce chapitre de l'étude, nécessite des investigations supplémentaires. L'évaluation des biens agricoles pose également certains défis méthodologiques : comment prendre en compte le fait que la production de biens animaux issus des ruminants dépend à la fois de la production de biens végétaux des écosystèmes de grande culture et de prairies ? Là encore la question est restée ouverte lors de la réalisation de l'analyse présentée ci-après.

12.3.2 Conditions de réalisation et objectifs de l'évaluation des bouquets

La réalisation d'une analyse de bouquets de SE rendus par les écosystèmes peut être structurée en 7 grandes étapes principales :

- 1- Quantification de chaque SE, analyse de la cohérence des résultats, identification du domaine d'application et des limites de l'évaluation individuelle
- 2- Choix des critères de construction des bouquets (ex. par bénéficiaire) et de la résolution spatiale de l'analyse des bouquets
- 3- Agrégation (ou, plus rarement, désagrégation) des valeurs de chaque SE à la résolution spatiale d'analyse des bouquets et analyse des résultats de changement d'échelle
- 4- Standardisation des résultats d'évaluation des différents SE à la résolution spatiale de l'analyse des bouquets
- 5- Evaluation des relations deux à deux entre SE à la résolution spatiale d'analyse des bouquets de SE (optionnelle mais facilite l'analyse des résultats des étapes suivantes)
- 6- Identification et analyse des bouquets
- 7- Analyse des relations entre bouquets de SE et déterminants biophysiques ou facteurs exogènes

Ces différentes étapes doivent être réalisées chronologiquement. Cela implique la finalisation complète d'une étape avant d'entamer la suivante. Du fait de contraintes de temps et de moyens engagés dans l'étude, l'étape 1 s'est poursuivie jusqu'à l'échéance de l'étude (31 mars 2017). De ce fait, il a été décidé de lancer le processus d'analyse des bouquets sans attendre la stabilisation de l'étape 1, afin de présenter le potentiel de ce type d'approche et d'identifier les questions conceptuelles et méthodologiques que cela pose. Les résultats d'évaluation de plusieurs SE, bien que non stabilisés, ont été utilisés "en l'état". **Aussi, l'objectif de ce chapitre est de présenter le type de résultats et d'analyse associée qu'une démarche d'évaluation de bouquets de SE permet d'obtenir. L'objectif n'est pas de présenter les premiers résultats d'une analyse des bouquets. Les résultats présentés ci-après sont donc à considérer comme des illustrations et pas comme des données et des informations sur les bouquets de SE rendus par les écosystèmes agricoles.**

L'étape 1 correspond à l'analyse et l'évaluation par SE et type de biens présentées dans la Partie 3. Seules les aspects méthodologiques et les types de résultats des étapes 2 à 7 sont présentés ci-après. Le détail des méthodes mis en œuvre est décrit dans la note technique en annexe de ce chapitre.

12.3.3. Périmètres de l'évaluation, critères de construction et résolution spatiale des bouquets de SE

EFESE-écosystèmes agricoles s'est focalisée sur les SE et biens fournis par les écosystèmes de grande culture et de prairies (polyculture et élevage compris). Lors du lancement de l'analyse des bouquets très peu de résultats d'évaluation individuelle des SE et biens relatifs aux prairies étaient disponibles (étape 1). De ce fait, seuls des résultats d'évaluation d'indicateurs de SE et biens relatifs aux écosystèmes de grandes cultures ont été utilisés. Comme mentionné ci-dessus, ces résultats étaient temporaires et n'ont donc été utilisés qu'à titre illustratif. Considérant la focalisation de l'analyse des bouquets sur les écosystèmes de grandes cultures, la production de biens animaux issus des ruminants, très dépendante des surfaces en herbe, et, plus largement, tous les indicateurs de production de biens animaux n'ont pas été considérés. Aussi, la procédure présentée ci-après correspond à une analyse des bouquets de SE spécifiques à un type d'écosystème, et non à une analyse "transversale" à différents types d'écosystèmes (cf. section précédente).

L'analyse des bouquets a été réalisée à la résolution de la Petite Région Agricole (PRA) considérant cette échelle spatiale comme un bon compromis entre précision spatiale de l'analyse, compatibilité avec la résolution spatiale d'évaluation de chaque SE, contraintes sur le nombre d'unités spatiales en termes de traitements numériques et lisibilité des représentations cartographiques.

Focaliser l'analyse des bouquets sur les écosystèmes de grande culture dans les PRA conduit à analyser les bouquets de SE liés à ce type d'écosystème considérant les caractéristiques des paysages dans lesquels ils sont insérés. Il est donc question ci-après des **bouquets de SE et biens s'exprimant au sein des écosystèmes de grande culture considérant leurs caractéristiques propres** (déterminants biophysiques) **et celles des facteurs exogènes et du paysage** (cf. première question de la section précédente).

Se pose alors la question de la sélection des PRA sur lesquelles conduire l'analyse des bouquets considérant cette focalisation sur les écosystèmes de grande culture. Comme indiqué dans la section précédente, il faut à la fois considérer la présence du type d'écosystème analysé et la composition et configuration du paysage qui déterminent le niveau de certains SE. Plusieurs critères ont été considérés. Les critères et les seuils utilisés sont présentés à titre d'exemple. Leur justification et méthodes de détermination relèvent de questions de recherche non traitées dans EFESE-écosystèmes agricoles (*cf.* section précédente).

Trois critères relatifs aux caractéristiques des PRA ont été utilisés pour réaliser cette sélection :

- PRA significativement agricoles : PRA dont la surface en grandes cultures (GC) et prairies (RA2010) couvre au moins 25% de la surface totale de la PRA,
- PRA dans le domaine d'étude d'EFESE-écosystèmes agricoles : PRA dont plus de 25% de la surface RPG de GC et prairies (y compris landes) est située hors zone de montagne telle que définie par le groupe écosystèmes de montagne d'EFESE et hors estives collectives telles que représentées dans le RPG,
- PRA ayant une part significative de grande culture : PRA dont les GC représentent plus de 33% de la surface en GC + prairies.

En outre, deux autres critères relatifs à la disponibilité des données pour l'évaluation des différents SE ont été considérés :

- PRA dont la majorité des surfaces en GC et prairies des UPC sont caractérisées par des séquences de culture ou prairies issues de l'analyse des RPG 2006-2012,
- PRA dont la surface en GC des UPC avec des GC simulées représentent plus de 25% de leur surface en GC.

L'application de ces 5 critères a permis de retenir 331 PRA pour l'analyse des bouquets de SE relatifs aux écosystèmes de grande culture.

Considérant les différents bénéficiaires pris en compte dans EFESE-écosystèmes agricoles, deux types de bouquets ont été analysés : les bouquets de SE rendus au gestionnaire de l'écosystème agricole (agriculteur) et les bouquets de SE rendus à la société. **Deux jeux d'indicateurs différents ont été sélectionnés pour l'analyse de chacun des deux types de bouquets.** Les SE et indicateurs associés sont présentés dans le tableau 12-2. La distinction de différents types de bouquets en fonction des bénéficiaires concernés permet d'analyser les possibles divergences ou convergences entre les SE rendus à ces différents types de bénéficiaires (ici agriculteurs et société). **L'analyse de bouquet par type de bénéficiaire, et plus encore, l'analyse des divergences et convergences entre types de bouquets est peu réalisée dans littérature** (voir exemples dans García-Nieto *et al.*, 2015 ; Martín-López *et al.*, 2012 ; Stoll *et al.*, 2015)

Les codes des indicateurs utilisés dans l'analyse des bouquets ci-après sont également présentés dans le tableau 12-2. Il faut noter que dans cette analyse, en dehors de l'indicateur de transpiration des cultures de rente ("Transpi"), tous les biens et services bénéficient directement ou indirectement à la société et qu'une majorité de biens et services sont communs aux deux bénéficiaires (Tableau 12-2).

12.3.4. Procédures de changement d'échelle

L'analyse des bouquets implique que les indicateurs de services soient quantifiés à la même résolution spatiale (et temporelle), ici la PRA. Comme plusieurs indicateurs de biens et services ont été quantifiés à une résolution plus fine, une procédure de changement d'échelle (agrégation en l'occurrence) a été appliquée afin d'estimer une valeur d'indicateur par PRA. Les méthodes de changement d'échelle utilisées peuvent avoir un effet important sur l'estimation du niveau de fourniture des SE par PRA. Par exemple, la fourniture moyenne d'un service à l'échelle d'une PRA peut masquer des valeurs très contrastées à l'échelle locale. Les méthodes de détermination des procédures de changement d'échelle et de leurs effets sur les résultats de l'analyse des bouquets relèvent aussi de questions de recherche qui n'ont pas été traitées dans EFESE-écosystèmes agricoles. Aussi, les procédures utilisées dans cette analyse sont des procédures classiques basées sur le calcul de moyennes, pondérées par la surface, des valeurs initiales d'indicateur (avant changement d'échelle). Ces procédures sont présentées dans le tableau 12-3. Une fois les procédures de changement d'échelle réalisées, il est important d'analyser, SE par SE, l'effet des procédures de changement d'échelle sur la distribution des résultats. Étant donné que les résultats sont présentés ici à titre illustratif, les statistiques descriptives, SE par SE, de la distribution des résultats du changement d'échelle ne sont pas présentées ici.

Tableau 12-2. Présentation des biens et services retenus dans l'analyse des bouquets

Biens/Services	Indicateurs	Description	Code	Unité	Bouquet de SE		Résolution initiale	Procédure de changement échelle à la PRA
					agriculteur	société		
Biens végétaux	Production végétale totale	Production végétale pour l'alimentation humaine et les usages industriels statistique (exclusion de celle à destination de l'alimentation animale)	prod_BV	10e-3 megacal/ha	X	X	PRA	Moyenne pondérée par les surfaces de la production végétale par culture exprimée en énergie
Pollinisation	Potentiel de pollinisation relatif	Potentiel de pollinisation relatif calculé par le JRC (adaptation procédure INVEST)	pollin	sans unité	X	x	Maille 100 m	Moyenne des valeurs numériques des mailles agricoles majoritairement dans PRA
Régulation des graines d'adventices	Abondance de carabes	Prédiction de l'abondance des carabes <i>via</i> un indicateur de composition du paysage	Carab	nombre d'individus	X	X	Maille 2 km	
	Abondance banques de graines	Prédiction de l'abondance de graines à partir de la nature des séquences de culture	SeedBank	graines/ha	X	X	Maille 2 km	
Régulation des insectes ravageurs	Indicateur de régulation de pucerons	Indicateur de régulation des pucerons en céréale à paille fondé sur la différence de taux de croissance des pucerons en présence/absence d'ennemis naturels	Puce	sans unité	X	X	Maille 2 km	
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Niveau relatif de SE : niveau de SE effectif exprimé en % du niveau de SE maximal	Arbre de décision fonction de la topographie, du climat, du sol et du couvert végétal qui estime un classe de risque d'érosion ; cette classe est ensuite traduite en tonne de sol/ha. niveau de SE effectif = différentiel de taux d'érosion entre situation « couvert actuel » et situation « sol nu » niveau de SE maximal = différentiel de taux d'érosion entre situation « prairie permanente » et situation « sol nu »	SolStab	%	X	X	Maille 100 m	
Capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau	Quantité d'eau transpirée par la culture de rente	Estimée par le modèle STICS	Transpi	mm	X	–	UPC	Moyenne pondérée par les surfaces des valeurs agrégées par UPC majoritairement dans la PRA
	Rendement en eau	Estimé par le modèle STICS	Rdt_eau	mm	–	X	UPC	
Fourniture en azote assimilable par les plantes cultivées	Quantité d'azote dans la plante à la récolte	Estimée par le modèle STICS	N_pl	unité d'azote/ha	X	X	UPC	
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N	Azote non lixivié	Différentiel entre entrées d'azote et azote lixivié estimé par le modèle STICS	Regul_N	unité d'azote/ha	–	X	UPC	
Régulation du climat global	Taux d'évolution du stock de carbone du sol	Estimé par STICS	Evol.C	%	–	X	UPC	
	Stock de carbone dans les sols par unité de surface	Stock de C dans les sols par unité de surface issus de Müller <i>et al.</i> , (2016)	SolSt.C	tC/ha	–	X	UPC	
	Stock de carbone dans les formations ligneuses en % du stock total de carbone des écosystèmes	Stock de C dans les formations ligneuses / stock total de C dans le sol et les formations ligneuses Données BD TOPO® et coefficients de stockage ADEME pour formations ligneuses	LignSt.C	%	–	X	UPC	
Activités récréatives sans prélèvement	Potentiel récréatif	Degré d'hémérobie (artificialité) des classes CLC	Hemeroby	sans unité	–	X	Maille 100 M	Moyenne pondérée des taux d'hémérobie des mailles majoritairement dans la PRA

Perspective :

Il serait intéressant de poursuivre le travail réalisé dans EFESE-écosystèmes agricoles par l'évaluation de l'effet de différentes méthodes de changement d'échelle sur la quantification des biens et services et l'identification des bouquets. Ce travail pourrait s'accompagner d'une réflexion autour de la comparaison des évaluations de biens et services à différentes échelles et sur l'identification des bouquets associés.

12.3.5. Standardisation des résultats par SE par PRA

Pour permettre la comparaison des valeurs entre services, il est nécessaire de standardiser les valeurs de biens et services à l'échelle des PRA. Il existe différentes méthodes de standardisation (*z-score* par ex.). Nous avons utilisé ici celle préconisée par Paracchini *et al.*, (2011).

Par ailleurs, afin qu'une plus grande valeur de l'indicateur corresponde à plus haut niveau de fourniture pour tous les SE, les indicateurs "Abondance en banques de graines" (SeedBank) et "Taux d'hémérobie" (Hemeroby) ont été "inversés" en soustrayant la valeur obtenue à l'échelle des PRA à 1 ($X_{transform} = 1 - X_{init}$, X_{init} étant la valeur initiale standardisée de l'indicateur). En effet, des valeurs élevées d'Hemeroby et de SeedBank indiquaient, respectivement, une faible régulation des adventices et un fort degré d'artificialisation, donc un faible niveau de SE. Du fait de cette transformation, les fortes valeurs de ces deux indicateurs indiquent à présent une forte fourniture des services concernés.

Les résultats présentés dans les sections suivantes sont basés sur l'analyse des valeurs standardisés de SE.

12.4. Illustration de quelques résultats et des principaux outils de visualisation

Experts coordinateurs : Maud Mouchet, Olivier Therond

Contributeur scientifique : Ilse Geijzenborffer

Ingénierie de données : Anne Meillet, Maud Mouchet, Thomas Poméon

12.4.1 Relations entre SE/biens deux à deux

La convergence et la divergence dans la fourniture de biens et SE a d'abord été établie en calculant le coefficient de corrélation de Spearman entre paire de biens et SE. La figure 12-4 permet de visualiser les corrélations entre indicateurs de SE. Par exemple, sur 91 coefficients de corrélations sur le jeu de données utilisé à titre illustratif, seuls 14 coefficients de corrélation sont supérieurs à 0.5 (en valeur absolue).

Dans notre illustration de l'analyse des bouquets, les coefficients les plus élevés sont plus souvent associés à des valeurs positives, indiquant une convergence entre les niveaux de SE au sein des PRA. On constate que les corrélations les plus fortes (et significatives) sont les suivantes :

- Corrélations positives : prod_BV avec Hemeroby ($\rho=0.5$) et Transpi ($\rho=0.57$); Transpi avec N_pl ($\rho=0.67$) et Quali_eau (0.73) ; LignSt.C avec pollin ($\rho=0.8$) et SolStab ($\rho=0.5$) ; SolStab et Puce ($\rho=0.55$) ; SolSt.C et Rdmt_eau ($\rho=0.62$)

- Corrélations négatives : pollin avec prod_BV (-0.47), Hemeroby (-0.53) et Carab (-0.63) ; Carab et LignSt.C (-0.56) ; EvolC avec Rdmt_eau (-0.65) et SolSt.C (-0.74)

La représentation des coefficients de corrélation sous forme de réseau permet d'aller au-delà de l'analyse 2 à 2 et d'identifier de potentiels groupes de biens et SE liés par corrélations positives ou négatives (Figure 12-5).

Figure 12-4. Intensité des relations entre services 2 à 2 basée sur les coefficients de corrélation de Spearman.

Le code couleur reflète l'intensité de la corrélation (bleu foncé pour des corrélations positives proches de 1, rouge foncé pour des corrélations proches de -1).

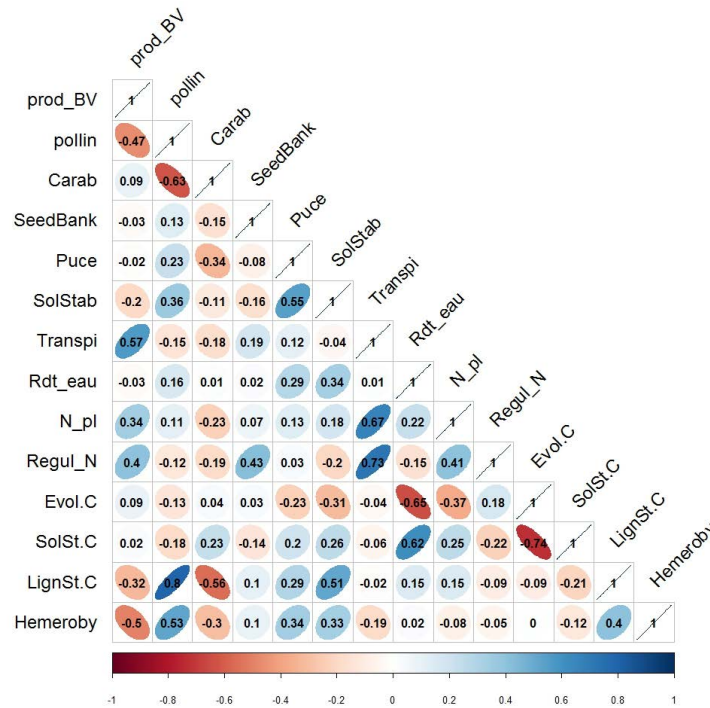
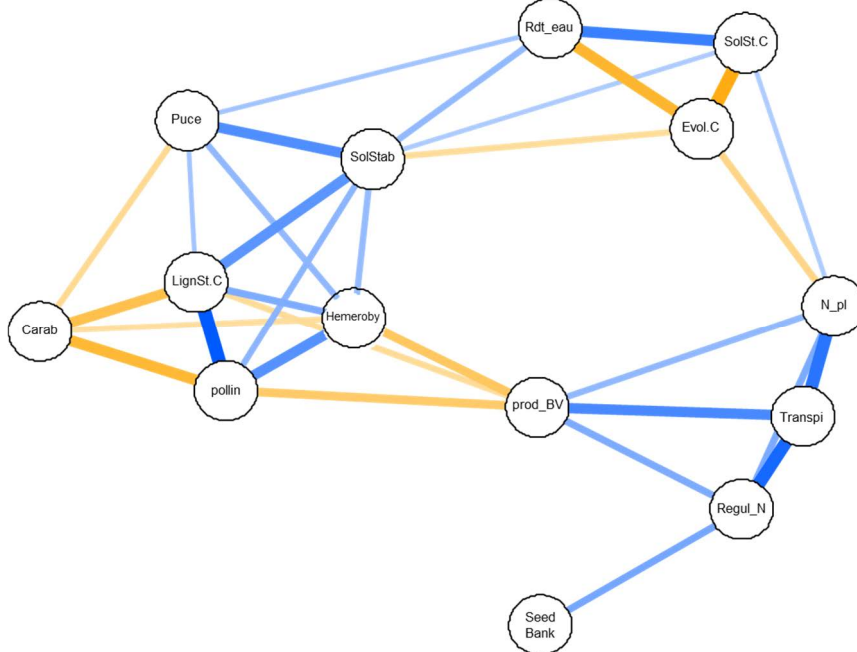


Figure 12-5 Représentation en réseau des corrélations entre biens & SE.

La force du lien est symbolisé par l'épaisseur du lien tandis que la couleur indique le signe du coefficient de corrélation (jaune : coefficient négatif, bleu : coefficient positif). Les coefficients inférieurs à $|0.25|$ ne sont pas représentés dans le réseau.



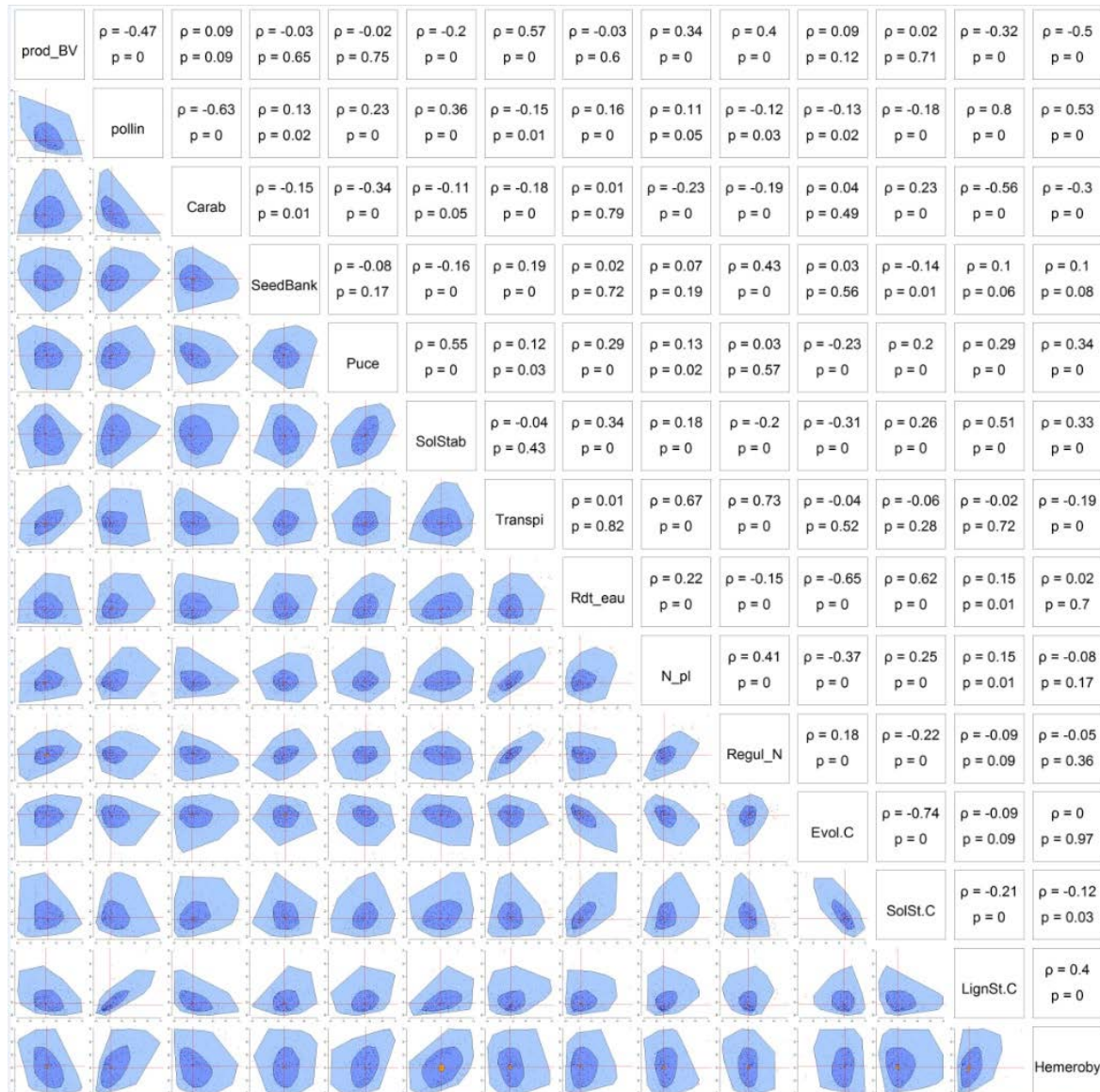
Nous observons trois complexes des biens et SE liés par des coefficients positifs :

- Un complexe regroupant des services essentiellement liés à la régulation l'eau et de l'azote dans l'écosystème et la production végétale : N_pl, Transpi, Regul_N, tous positivement corrélés
- Un complexe regroupant des services dépendant de la présence d'éléments semi-naturels ou de la nature des couverts végétaux : SolStab, Hemeroby, pollin, LignSt.C, Puce, positivement corrélés les uns aux autres, et Carab, négativement corrélés à tous les biens et SE de ce groupe
- Un complexe lié aux flux et stock de carbone dans l'écosystème : SolSt.C, Rdt_eau, positivement liés, et Evol.C, négativement liés aux deux précédents

Il est également possible de noter l'isolement d'un indicateur dans ce réseau de corrélation, comme ici celui de SeedBank ou le fait qu'un indicateur soit à l'interface entre deux groupes de services, comme ici prod_BV. Par ailleurs, cette représentation permet de visualiser des indicateurs corrélés négativement à un ensemble d'autres corrélés positivement entre eux, comme ici Carab et Evol.C dans leur groupe respectif.

Perspective :

La relation entre paires de service est couramment explorée dans la littérature sur les services écosystémiques à l'aide du "bagplot". Le bagplot est une extension de la "boîte à moustaches" (boxplot) à deux dimensions (c'est-à-dire deux variables) et permet de représenter la distribution conjointe des valeurs de 2 SE comme le montre l'illustration ci-après :



Des auteurs comme Jopke *et al.*, (2015) ont proposé de subdiviser le bagplot en 4 régions par deux axes, perpendiculaires, se croisant au point médian des deux distributions : zone "gagnant-gagnant" et zone "perdant-perdant" selon que les valeurs des deux SE sont élevées et faibles, respectivement, et deux zones "gagnant-perdant" lorsque les valeurs sont élevées pour un SE et faible pour le second. Ces zones sont généralement déterminées par des axes définis statistiquement et non en fonction de la demande pour chaque SE (demande qui peut varier selon les bénéficiaires). Pour utiliser ce type d'approche, il serait nécessaire de conduire une analyse sur la signification de ces axes dans le contexte des services et par bénéficiaire. **Nous préconisons que l'usage de ces bagplots dans de futurs travaux d'EFESE-écosystèmes agricoles soit accompagné d'une détermination quantitative ou à dire d'experts de ces axes afin d'adapter leur signification relativement à l'objectif de l'analyse.**

12.4.2. Évaluation des bouquets de biens et services par type de bénéficiaire

L'analyse des bouquets de SE est réalisée ci-après en deux grands temps : (i) analyse de la concomitance spatiale de niveaux de fourniture en biens et services par bénéficiaire, et identification de groupes de PRA présentant un profil similaire en termes de fourniture de biens et services et (ii) analyse de la congruence spatiale des différents bouquets associés aux deux types de bénéficiaires.

L'analyse des bouquets par type de bénéficiaire consiste à étendre l'approche par paire de SE à l'analyse de n SE. Ici, nous déterminons indirectement les bouquets de biens et SE en partitionnant les PRA en sous-ensembles (ou "clusters") homogènes partageant les mêmes caractéristiques (*i.e.* PRA fournissant plusieurs SE et biens à un niveau similaire) en employant la méthode des cartes auto-adaptatives (Kohonen 1990). Afin d'optimiser le temps computationnel, le nombre de clusters a été déterminé au préalable, en comparant les partitions de 2 à 330 clusters obtenus à l'aide de la méthode des K-moyennes et des indices de Calinski-Harabasz et Silhouette. Ainsi, nous avons identifiés 3 clusters dans le cas des SE à destination des agriculteurs (Figure 12-6) et 4 clusters de PRA dans le cas des SE à destination de la société (Figure 12-7).

Nous pouvons déjà noter que le nombre de clusters identifiés est du même ordre de grandeur entre les bénéficiaires, ce qui peut résulter du choix des services associés à chaque type de bénéficiaire (*cf.* l'explication des limites de l'approche plus loin). Nous pouvons également observer une agrégation spatiale marquée des clusters de PRA pour les deux types de bénéficiaire.

Par exemple, sur le jeu de données utilisé à titre illustratif, concernant les clusters pour l'agriculteur, il est possible de caractériser le :

- Cluster A1 : plus grand nombre d'ES fournis, en moyenne, de manière élevée (Transpi, SeedBank et N_pl) et la plus faible fourniture pour Carab
- Cluster A2 : une fourniture globalement intermédiaire entre A1 et A3 en moyenne, la plus forte fourniture de Carab, les plus basses fournitures pour Puce, SolStab et pollin
- Cluster A3 : plus bas niveaux de fourniture, en moyenne, pour prod_BV, Transpi, SeedBank et Carab mais les plus élevés pour SolStab et Puce.

Sur ce jeu de données utilisé à titre illustratif, concernant les clusters pour la société :

- Cluster S1 : en moyenne, les plus hauts niveaux de fourniture pour Hemeroby, Evol.C et Puce et les plus faibles pour prod_BV, N_pl, Regul_N, SolSt.C et LignSt.C
- Cluster S2 : parmi les plus faibles niveaux de fourniture pour une majorité de SE, Evol.C excepté
- Cluster S3 : niveaux en moyenne les plus élevés pour le plus grand nombre de SE mais le plus bas pour Carab
- Cluster S4 : Puce, SolSrab et SolSt.C fournis fortement en moyenne, mais faible fourniture pour SeedBank, Regul_N et Evol.C.

Les clusters S1 et S4 correspondent à des niveaux de fourniture intermédiaires par rapport au cluster S2, qui tend à être le cluster fournissant en moyenne les plus bas niveaux de la plupart des SE, tandis que S3 tend à être le cluster fournissant en moyenne les plus hauts niveaux de SE.

Figure 12-6. Clusters de PRA selon les biens et services rendus à l’agriculteur.

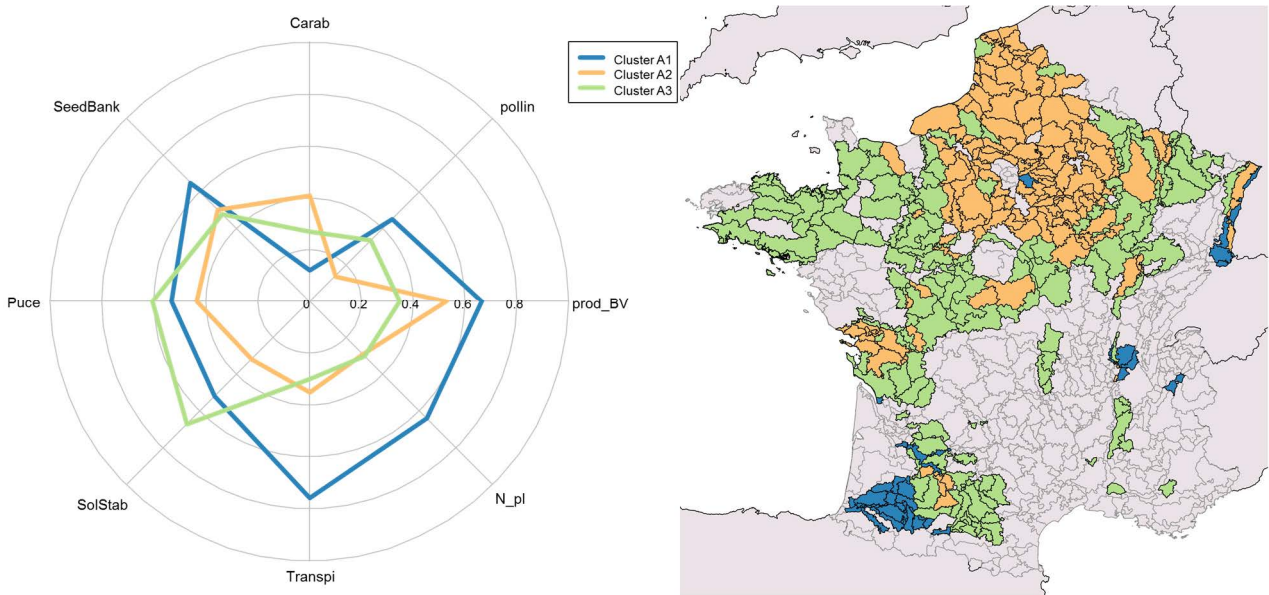
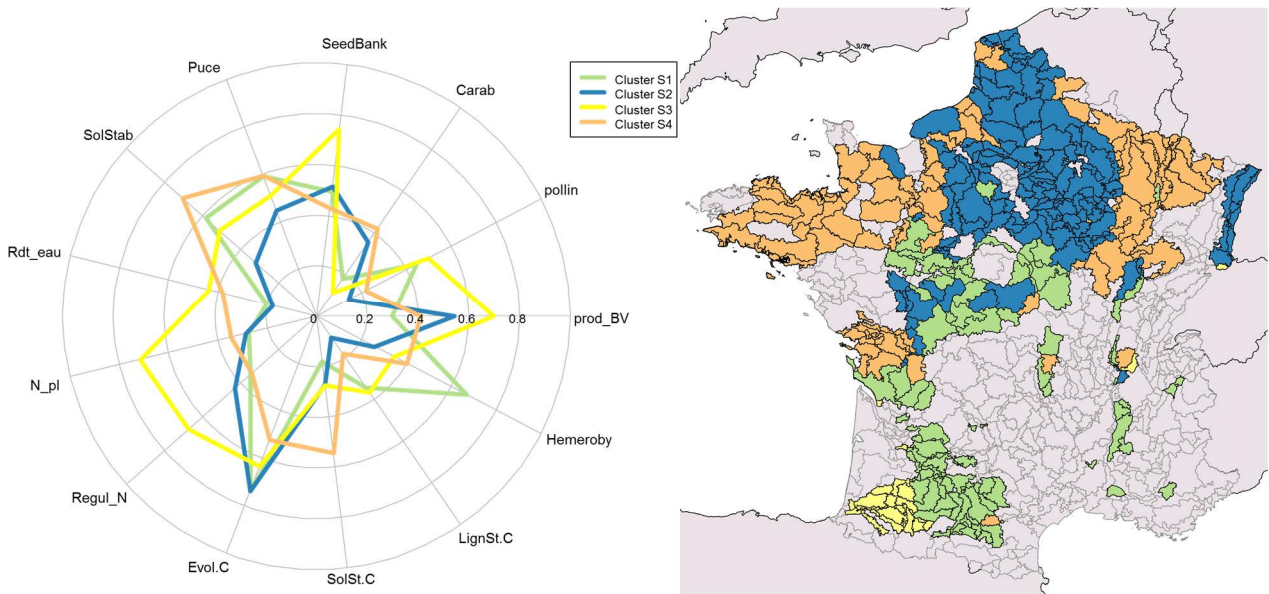


Figure 12-7. Clusters de PRA selon les biens et services rendus à la société



Limites de la méthodologie :

La démarche méthodologique employée ici ne permet qu’indirectement d’identifier les bouquets à partir des profils moyens en fourniture de SE émergents de chaque cluster et non en se basant sur la connaissance des mécanismes écologiques responsables des antagonismes et synergies entre SE. **Il serait intéressant de confronter les bouquets obtenus via les clusters de PRA à l’avis d’expert, ou à des bouquets formés sur dires d’expert sans a priori sur les données utilisées ici.** Comme mentionné plus haut, les bénéficiaires partagent de nombreux biens et services. Il est donc attendu qu’il y ait une similarité entre les bénéficiaires sur le nombre de clusters identifiés et les profils de fournitures de biens et services pour chaque cluster.

Par ailleurs, l’assignement des PRA se trouvant en limite de plusieurs clusters peut être lié au caractère séquencé de l’affectation des PRA à un cluster dans le processus itératif de la méthode des cartes adaptatives. Une perspective d’analyse serait d’identifier les PRA attribuées alternativement à différents clusters au cours du processus itératif de manière à estimer l’incertitude d’affectation de celle-ci à un cluster donné. Par ailleurs, il serait intéressant d’explorer l’intérêt des méthodes de partitionnement flou (*fuzzy clustering*) pour réaliser ces affectations.

Nous devons aussi souligner que **les profils de clusters en fourniture de services ne permettent absolument pas d’inférer la co-variation des services dans le temps**. Ainsi, si deux PRA présentent des niveaux similaires de fourniture de SE, cela ne démontre pas que ces services soient en synergie ou antagoniste. Cela indique uniquement une concomitance spatiale (pas forcément temporelle) dans la fourniture de plusieurs biens et services, au sein des PRA d’un même cluster.

Enfin, dans le type d’analyse présentée ci-avant l’interprétation de la qualité des bouquets de SE est, le plus souvent, réalisée en relatif, c.-à-d. par comparaison d’un bouquet par rapport à un autre par type bénéficiaire. Or un plus faible niveau de SE ne correspond pas obligatoirement à un niveau de SE trop faible relativement à la demande au sein du ou des territoires concernés. Autrement dit, l’interprétation des bouquets de SE devrait être réalisée au regard de la demande locale pour chacun des SE du bouquet. Deux grandes options sont possibles pour conduire ce type d’analyse comparative. Une première est basée sur la comparaison des bouquets de SE rendus par les écosystèmes agricoles aux bouquets de demandes de SE (voir un exemple de détermination de bouquets de demande de SE dans Martin-Lopez et al. (2012) et Garcia-Nieto et al. (2015)). Une deuxième option est basée sur l’utilisation d’indicateurs du niveau de SE en relatif de la demande ou de l’enjeu. Ainsi, les propositions réalisées pour développer des indicateurs de niveau des SE de « Fourniture en azote » et de « Stockage et restitution de l’eau » en relatif des besoins des plantes cultivées ou encore du SE de « Stabilisation des sols et contrôle de l’érosion » en relatif du potentiel d’érosion, vont dans ce sens (CF. sections 8.7 et 8.5)

12.4.3 Congruence entre bouquets "société" et "agriculteur"

Cette étape est aussi une originalité de la méthodologie proposée par EFESE-écosystèmes agricoles. Elle a pour objectif d’identifier les PRA multifonctionnelles (fournissant des avantages aux agriculteurs et à la société) des PRA spécialisée sur un type de bouquet pour un type de bénéficiaire.

Pour cela, nous avons estimé la congruence (ou concomitance spatiale) entre les 4 bouquets "société" et les 3 bouquets "agriculteur". Autrement dit, nous avons réalisé un tableau de contingence des PRA à l’intersection de chaque couple de bouquets, agriculteur et société, et réalisé une cartographie de leur distribution spatiale. Sur notre jeu de données test, nous observons une forte congruence entre les clusters A2 et S2, A3 avec d’une part S1 et d’autre part S4, qui ont en commun de nombreuses PRA (Figures 12-8 et 12-9).

Figure 12-8. Congruence entre les bouquets de services des bénéficiaires "agriculteur" et "société"

La taille des bulles est donnée par le nombre de PRA communes à chaque paire de clusters. La couleur des bulles correspond à la combinaison des deux codes couleurs utilisés pour représenter les deux bouquets société et agriculteurs correspondants. Par exemple, une PRA étant en bleu sur la cartographie des clusters société et orange sur la cartographie des clusters agriculteur, sera représentée par des points orange sur un fond bleu.

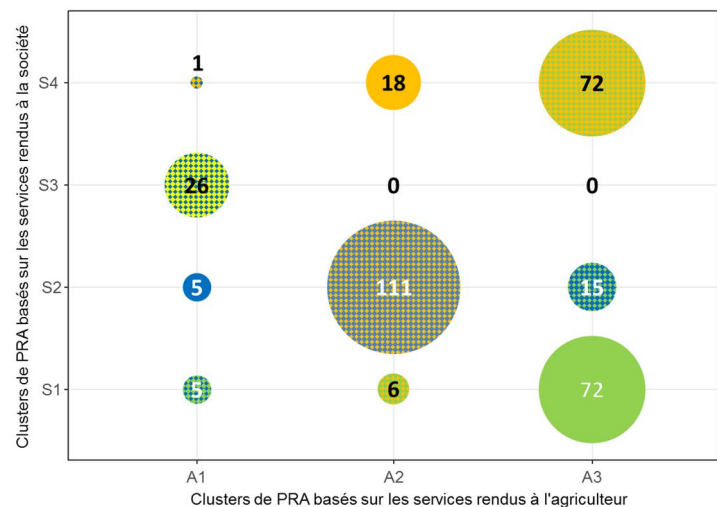
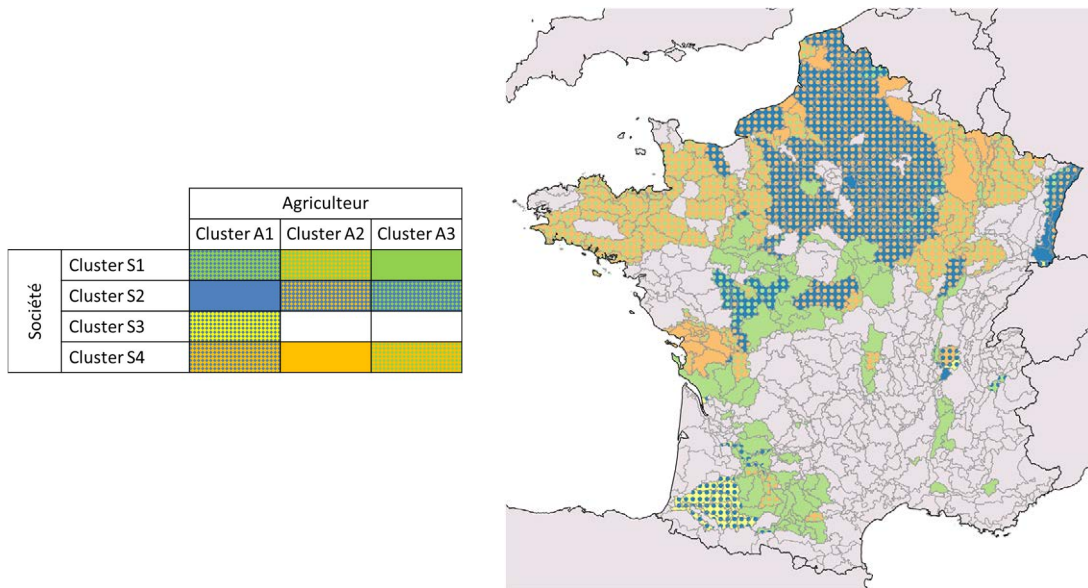


Figure 12-9. Cartographie de la distribution spatiale des combinaisons de bouquets de biens et services société-agriculteur



12.4.4 Relations entre bouquets de SE et caractéristiques des PRA

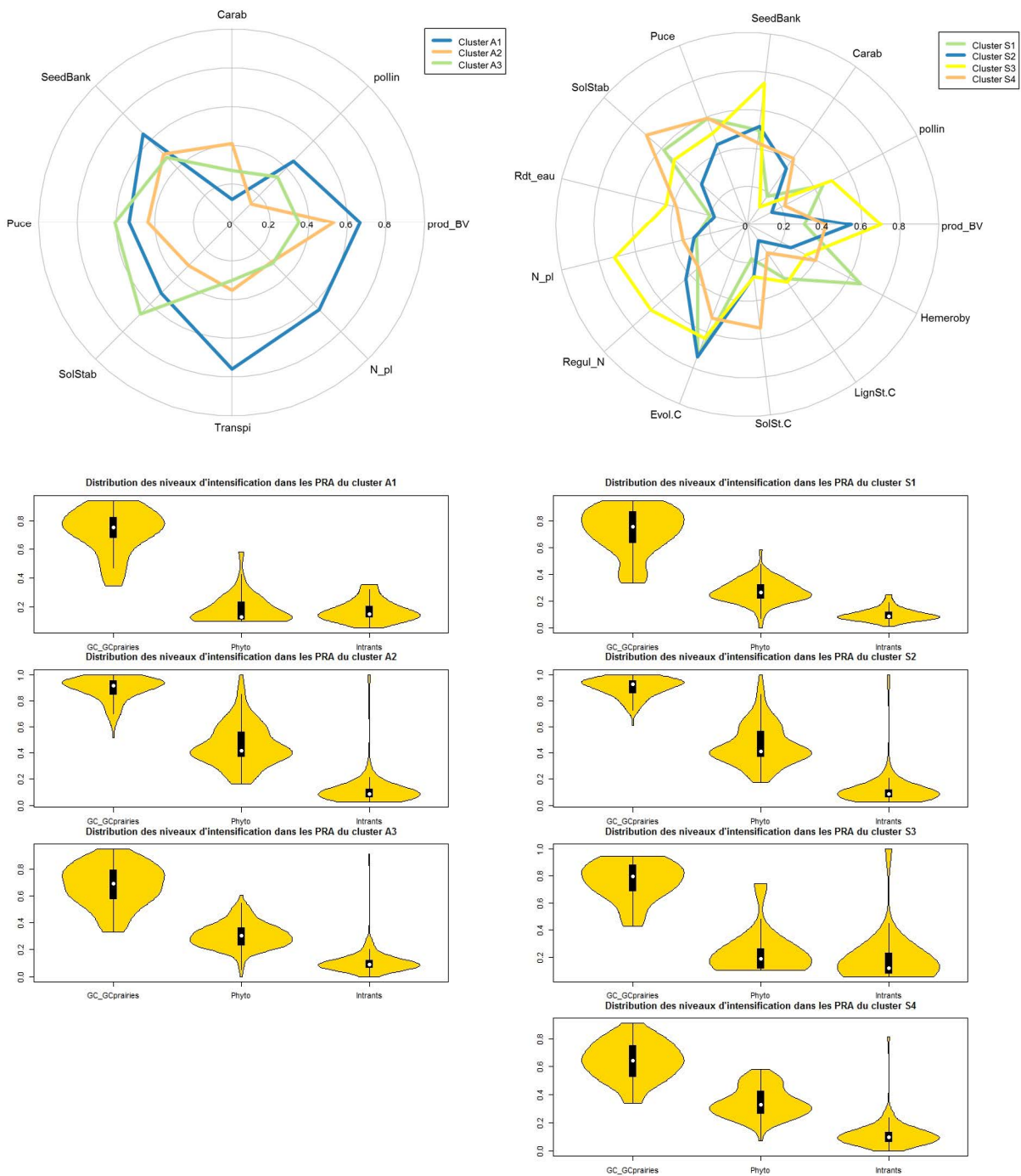
Dans notre illustration de la démarche d’analyse, nous avons utilisé 3 indicateurs des caractéristiques des écosystèmes agricoles étudiés afin d’analyser les relations entre bouquets de services et ces caractéristiques (Tableau 12-4). Nous avons retenu un indicateur du poids des écosystèmes de grande culture dans la PRA et deux indicateurs, de facteurs exogènes : coûts moyen des intrants par ha et dépense en produit phytosanitaire par ha. Là encore, ces indicateurs sont utilisés à titre illustratif. Les deux indicateurs sur le coût des intrants et des phytosanitaires sont estimés à la résolution de la région administrative ou basés sur des données représentatives à cette échelle. Ils sont donc à une résolution peu adaptée pour une analyse à l’échelle des PRA. Il est important de noter, qu’il existe un manque important de données sur les pratiques agricoles à une résolution spatiale fine.

Tableau 12-4. Présentation des indicateurs de gestion des PRA

Indicateurs	Description	Code	Unité
Dépenses en produits phytosanitaires	Non décomposables par type de pesticide (insecticides, herbicides, fongicides) Décomposable par type de culture	Phyto	€/ha
Coût des intrants	Prend en compte les engrais, aliments pour animaux, pesticides, semences, carburant, produits vétérinaires et eau d’irrigation Toutes les PRA ne sont pas concernées car seules 5 OTEX ont été considérées par les auteurs	Intrants	€/ha
Parts des surfaces de grandes cultures dans la surface de grandes cultures et prairies	Basé sur RPG 2010 Exprimé sous forme de ratio	GC_GCprairies	sans unité

La figure 12-10 permet de comparer les profils de distribution des PRA de chaque cluster vis à vis des niveaux des trois indicateurs de caractérisant les PRA. Par exemple, sur le jeu de données utilisé à titre illustratif, nous pouvons observés que les PRA fournissant le plus de biens et services (A1 et S3) ont, en moyenne, moins d’apport en produits phytosanitaires. Au contraire, les PRA fournissant, en moyenne, les plus bas niveaux pour une majorité de services (A2 et S2), sont caractérisés par une proportion de grandes cultures et un apport en phytosanitaires plus élevés que dans les autres PRA. Il semble en revanche difficile de lier clairement le niveau d’intrants à un bouquet spécifique. Des figures supplémentaires sont présentées dans la note technique.

Figure 12-10. Comparaison des caractéristiques des écosystèmes agricoles par bénéficiaires et clusters



Perspectives :

La quantité et la qualité des données sur les services produites dans EFESE-écosystèmes agricoles ouvrent de nombreuses perspectives d’analyse de bouquets. Cependant, le manque de données précises et pertinentes sur les facteurs exogènes au sein des PRA (ici les pratiques agricoles de gestion de la biomasse et des sols) limite grandement l’étude des relations entre SE/biens et caractéristiques des PRA. Si ces données étaient disponibles l’analyse de ces relations pourraient être réalisée en utilisant des méthodes statistiques de type régression afin d’expliquer la variabilité observée dans la fourniture de services en termes de différences dans les caractéristiques des PRA. Plusieurs stratégies sont envisageables :

- utiliser une régression multinomiale ou un arbre de décision afin de prédire l’assignement des PRA à un cluster en fonction des caractéristiques de la PRA,

- prédire un niveau de multifonctionnalité, estimé par un indicateur synthétique, à partir des caractéristiques de la PRA.
- étudier la co-variation dans la fourniture des services et les caractéristiques des PRA à partir d'analyses de co-inertie ou canonique.

Toutes ces pistes permettent uniquement de lier la variation dans la fourniture de services à la variation des caractéristiques des PRA, c'est-à-dire d'établir la co-variation (spatiale ou temporelle) entre ces deux jeux d'indicateurs. Déterminer les relations causales impliqueraient d'énoncer des hypothèses sur les mécanismes liant ces deux types de variables puis de tester ces hypothèses par des modèles mécanistiques, voire des modèles d'équations structurelles, ou au sein de dispositifs expérimentaux.

12.5. Contraintes et limites d'une approche bouquet de SE

Comme nous l'avons vu dans ce chapitre, de nombreux outils sont mobilisables pour identifier les bouquets de services ainsi que leurs interactions avec chacun leurs qualités et faiblesses. Le choix d'une méthode doit évidemment être guidé par la cohérence avec le cadre conceptuel de l'analyse ainsi que les hypothèses à tester. Dans EFESE-écosystèmes agricoles, l'évaluation des bouquets s'est basée sur la quantification biophysique des services à l'échelle de la petite région agricole. Les méthodes d'analyse, la résolution ainsi que la couverture géographique sont contraintes par la disponibilité et la nature des données. Le choix de la résolution spatiale est en grande partie dicté par les questions abordées. Par exemple, si l'on cherche à déterminer l'effet relatif de la gestion et de la composition du paysage sur les bouquets de SE, l'échelle des PRA semble pertinente.

Une analyse robuste des bouquets sur l'ensemble des écosystèmes agricoles français aurait nécessité la quantification de la fourniture de services sur l'ensemble des écosystèmes agricoles et ce, dans toutes les régions afin de prendre en compte les différents types d'écosystèmes agricoles et les variations régionales des paramètres écologiques (ex. nature du sol, climat, matrice paysagère) et des pressions sur ces services (ex. pratiques agricoles). Du fait du manque de données et des contraintes de temps EFESE-EA n'a pas produit une cartographie de chaque service complète pour l'ensemble des écosystèmes agricoles et des territoires agricoles français.

Le choix des méthodes est contraint par la nature des indicateurs des différents SE et le degré d'hétérogénéité dans la cartographie des SE (ex. résolution spatiale, taux de couverture). Par conséquent, l'analyse des bouquets présentée dans ce rapport a été menée sur un pool de PRA qui n'est représentatif de tous les écosystèmes agricoles et/ou de toutes les particularités régionales. C'est pourquoi le présent rapport insiste sur le statut illustratif des résultats présentés.

L'exercice réalisé repose sur l'estimation ponctuelle de la fourniture des SE. Cartographier une estimation ponctuelle peut fournir une première indication sur leur concomitance spatiale au sein des systèmes agricoles français. Cette cartographie doit être analysée avec précaution car elle ne reflète pas la variabilité temporelle dans la fourniture des SE, variabilité qui dépend de la gestion et de la variabilité des conditions environnementales. Par exemple, le changement dans les rotations culturales ou la gestion ou encore les transitions d'usages des terres ne sont pas capturés par ce type d'évaluation.

Actuellement, la plupart des évaluations des SE est basée sur une quantification des bouquets à un temps t. Un des défis futurs pour EFESE sera d'identifier la méthodologie permettant de capturer les changements dans la fourniture au cours du temps d'une manière efficace (voir un exemple dans Renard *et al.*, 2015). Tandis que le suivi temporel des SE devrait conduire à une quantification de chaque SE individuellement, le suivi des bouquets devrait, au contraire, renseigner sur l'évolution temporelle des relations entre SE. Pour une analyse solide des interactions, une connaissance approfondie des fonctions écologiques, des relations biophysiques entre les SE et de l'effet de la gestion sur la fourniture, est nécessaire. Se baser sur les évaluations à dire d'experts et/ou un état de l'art de la littérature est une première approche. Néanmoins, seule une évaluation répétée dans le temps permettra d'identifier de manière robuste les bouquets et interactions stables dans le temps, l'espace, et selon le contexte environnemental et le type d'exploitation.

Références bibliographiques citées dans le chapitre 12

- Anderson, B. J., et al. (2009). "Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities." *Journal of Applied Ecology* 46(4): 888-896.
- Andreoli, M., Rossi, R., Tellarini, V., 1999. Farm sustainability assessment: some procedural issues. *Landscape and Urban Planning* 46, 41-50.
- Bagstad, K.J., Villa, F., Johnson, G.W., & Voigt, B. (2011) ARIES – Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A guide to models and data, version 1.0. ARIES report series n.1.
- Bai, Y., et al. (2011). "Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed." *Ecological Complexity* 8(2): 177-183.
- Banzhaf, H.S., Boyd, J., 2012. The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index. *Sustainability* 4, 430-461.
- Bateman, I. J., et al. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science*, 341(6141), 45-50.
- Bennett, E. M., et al. (2009). "Understanding relationships among multiple ecosystem services." *Ecology Letters* 12(12): 1394-1404.
- Bockstaller, C., 2013. Evaluation agri-environnementale des systèmes de production végétale à l'aide d'indicateurs. HDR Université de Lorraine, p. 232.
- Bockstaller, C., Feschet, P., Angevin, F., 2015. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. OCL 22.
- Boumans, R. & Costanza, R. (2007) The multiscale integrated Earth Systems model (MIMES): the dynamics, modeling and valuation of ecosystem services. In: van Bers, C., Petry, D., Pahl-Wostl, D. (eds.) *Global Assessments: Bridging Scales and Linking to Policy*. Issues in Global Water System Research, pp. 104–107.
- Boumans et al. (2015) The Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services (MIMES): Simulating the interactions of coupled human and natural systems. *Ecosystem Services*, 12, 30-41.
- Bryan, B. A. & N. D. Crossman (2013). "Impact of multiple interacting financial incentives on land use change and the supply of ecosystem services." *Ecosystem Services* 4: 60-72.
- Burkhard, B., et al., (2009) *Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments*. *Landscape Online*, 15: 1–22
- Burkhard, B., et al. (2012). "Mapping ecosystem service supply, demand and budgets." *Ecological Indicators* 21: 17-29.
- Butler, J. R. A., et al. (2013). "An analysis of trade-offs between multiple ecosystem services and stakeholders linked to land use and water quality management in the Great Barrier Reef, Australia." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 180: 176-191.
- Carpenter, S. R., et al. (2009). "Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(5): 1305-1312.
- Carreno, L., et al. (2012). "Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change." *Agriculture Ecosystems & Environment* 154: 68-77.
- Casalegno, S., et al. (2013). "Spatial Covariance between Aesthetic Value & Other Ecosystem Services." *PLoS One* 8(6): e68437.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C., 2006. Conservation planning for ecosystem services. *Plos Biology* 4, 2138-2152.
- CGDD, 2017. L'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) – Cadre conceptuel, Collection Théma – Balises.
- Clec'h, S.L., et al., (2016) Mapping multiple ecosystem services indicators: Toward an objective-oriented approach." *Ecological Indicators*, 69: 508-521.
- Costanza, R., d'Age, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raski, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Couvet, D., Arnaud de Sartre, X., Balian, E., Tichit, M. (in press). Services Écosystémiques : des compromis aux he, I. Geijzendorffer, H. Levrel, V. Marris (eds) *Regards Croisés sur les Valeurs de la Biodiversité et les Services Écosystémiques*, QUAE, Paris.
- Crouzat, E. (2015). "Etude des compromis et synergies entre services écosystémiques et biodiversité : Une approche multidimensionnelle de leurs interactions dans le socioécosystème des Alpes Française." Thèse de doctorat. Université de Joseph Fourier, Grenoble.

- Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture Ecosystems and Environment* 100, 39-51.
- Daw, T. M., et al. (2015). "Evaluating taboo trade-offs in ecosystems services and human well-being." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(22): 6949-6954.
- Dunford, R., et al. (2015). "Ecosystem service provision in a changing Europe: adapting to the impacts of combined climate and socio-economic change." *Landscape Ecology* 30(3): 443-461.
- Egoh, B., et al. (2008). "Mapping ecosystem services for planning and management." *Agriculture Ecosystems & Environment* 127(1-2): 135-140.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Bode, M., Richardson, D.M., 2009. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biol. Conserv.* 142, 553-562.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47, 377-385.
- Fagerholm, N., Kayhko, N., Ndumbaro, F., Khamis, M., 2012. Community stakeholders' knowledge in landscape assessments - Mapping indicators for landscape services. *Ecol. Indic.* 18, 421-433.
- Faivre, R., Leenhardt, D., Voltz, M., Benoit, M., Papy, F., Dedieu, G., Wallach, D., 2004. Spatialising crop models. *Agronomie* 24, 205-217.
- Foley, J. A., et al. (2005). "Global consequences of land use." *Science* 309(5734): 570-574.
- García-Feced, C., Weissteiner, C.J., Baraldi, A., Paracchini, M.L., Maes, J., Zulian, G., Kempen, M., Elbersen, B., Perez-Soba, M., 2015. Semi-natural vegetation in agricultural land: European map and links to ecosystem service supply. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 273-283.
- García-Llorente, M., et al. (2011). "Can ecosystem properties be fully translated into service values? An economic valuation of aquatic plant services." *Ecological Applications* 21(8): 3083-3103.
- García-Nieto, Ana P., et al. "Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles." *Ecosystem Services* 13 (2015): 141-152.
- Geijzendorffer, I. R., et al. (2015). "Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments." *Ecological Indicators* 52: 320-331.
- Gimona, A., van der Horst, D., 2007. Mapping hotspots of multiple landscape functions: a case study on farmland afforestation in Scotland. *Landscape Ecol.* 22, 1255-1264.
- Gos P, Lavorel S (2012) Stakeholders' expectations on ecosystem services affect the assessment of ecosystem services hotspots and their congruence with biodiversity *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8:93-106
- Grace, J. B. (2006). *Structural Equation Modeling and Natural Systems*, Cambridge University Press.
- Guerra, C., et al. (2015). "Policy impacts on regulating ecosystem services: looking at the implications of 60 years of landscape change on soil erosion prevention in a Mediterranean silvo-pastoral system." *Landscape Ecology*: 1-20.
- Guillot, G. & F. Rousset (2013). "Dismantling the Mantel tests." *Methods in Ecology and Evolution* 4(4): 336-344.
- Haase, D., et al. (2012). "Synergies, Trade-offs, and Losses of Ecosystem Services in Urban Regions: an Integrated Multiscale Framework Applied to the Leipzig-Halle Region, Germany." *Ecology and Society* 17(3).
- Hamann, M., et al. (2015). "Mapping social-ecological systems: Identifying 'green-loop' and 'red-loop' dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use." *Global Environmental Change* 34: 218-226.
- Hauck, J., et al. (2013). "“Maps have an air of authority”: Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making” *Ecosystem Services* 4: 25-32.
- Hertwich, E.G., Pease, W.S., Koshland, C.P., 1997. Evaluating the environmental impact of products and production processes: A comparison of six methods. *The Science of the Total Environment* 196, 13-29.
- Hicks, C. C., et al. (2009). "Trade-Offs in Values Assigned to Ecological Goods and Services Associated with Different Coral Reef Management Strategies." *Ecology and Society* 14(1): 18.
- Holland, R.A., Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2011a. The influence of temporal variation on relationships between ecosystem services. *Biodivers. Conserv.* 20, 3285-3294.
- Holland, R.A., Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Thomas, C.D., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Gaston, K.J., 2011b. Spatial covariation between freshwater and terrestrial ecosystem services. *Ecol. Appl.* 21, 2034-2048.
- Huang, J., et al. (2015). "Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture." *Journal of Environmental Management* 149: 138-147.
- Jollands, N., 2006. How to aggregate sustainable development indicators: a proposed framework and its application. *International Journal of Agricultural Resources, Governance, and Ecology* 5, 18-34.

- Jopke, C., *et al.*, (2015). "Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns." *Ecological Indicators*, 49: 46-52.
- Jopke, C., *et al.* (2015). "Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns." *Ecological Indicators* 49: 46-52.
- Kandziora, M., *et al.* (2013). "Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise." *Ecological Indicators* 28: 54-78.
- Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., de Groot, R.S., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D., Haines-Young, R., 2009. Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe. *Environ. Manage.* 44, 1099-1120.
- Koch, E. W., *et al.* (2009). "Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection." *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 29-37.
- Kohonen, T. (1990), *The Self-Organizing Map. Proceedings of the IEEE*, 78, 1464–1480.
- Kremen, C. & A. Miles (2012). "Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs." *Ecology and Society* 17(4).
- Kroll, F., *et al.* (2012). "Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics." *Land Use Policy* 29(3): 521-535.
- Lamarque, P., *et al.* (2014). "Plant trait-based models identify direct and indirect effects of climate change on bundles of grassland ecosystem services." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111(38): 13751-13756.
- Landuyt, D., *et al.* (2013). "A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling." *Environmental Modelling & Software* 46: 1-11.
- Lautenbach, S., *et al.* (2011). "Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data." *Ecological Indicators* 11(2): 676-687.
- Lautenbach, S., *et al.* (2013) Optimization-based trade-off analysis of biodiesel crop production for managing an agricultural catchment. *Environmental Modelling & Software*, 48, 98-112.
- Lavorel, S., *et al.* (2014). OPERAs D3.1 "Transferable geo-referenced metrics and GIS based quantification functions - Pathways to the incorporation of biodiversity into ecosystem service biophysical assessment."
- Lavorel, S. & K. Grigulis (2012). "How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services." *Journal of Ecology* 100(1): 128-140.
- Lavorel, S., *et al.* (2015), Ecological mechanisms underpinning climate adaptation services. *Global Change Biology*, 21: 12–31.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M.P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G., Douzet, R., 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *J. Ecol.* 99, 135-147.
- Leathwick, J. R., *et al.* (2006). "Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees." *Marine Ecology Progress Series* 321: 267-281.
- Lee, H. & S. Lautenbach (2015). A quantitative review of relationships between ecosystem services. DOI: 10.1101/017467
- Legendre, P. & M. J. Fortin (2010). "Comparison of the Mantel test and alternative approaches for detecting complex multivariate relationships in the spatial analysis of genetic data." *Molecular Ecology Resources* 10(5): 831-844.
- Lescourret, F., *et al.* (2015). "A social–ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 68-75.
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biol. Conserv.* 155, 1-12.
- Maestre Andrés, S., *et al.* (2012). "Ineffective biodiversity policy due to five rebound effects." *Ecosystem Services* 1(1): 101-110.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Oxford (UK).
- Martín-López, Berta, *et al.* "Uncovering ecosystem service bundles through social preferences." *PloS one* 7.6 (2012): e38970.
- Metzger, M.J., Rounsevell, M.D.A., Acosta-Michlik, L., Leemans, R., Schrotter, D., 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 114, 69-85.
- Metzger, M.J., Leemans, R., Schröter, D., Cramer, W., the ATEAM consortium (2004) *The ATEAM vulnerability mapping tool. Quantitative Approaches in Systems Analysis No. 27*, CD-ROM publication, Office C.T. de Wit Graduate School for Production Ecology & Resource Conservation (PE&RC), Wageningen, The Netherlands.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press
- Mouchet, M. A., *et al.* (2014)a. "An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services." *Global Environmental Change*, 28: 298-308."

- Mouchet M.A., et al. (2013). VOLANTE D8.2. "Spatially explicit assessment of current ecosystem service supply for Europe."
- Mouchet, M. A., et al. (2014)b. VOLANTE D12.2. "Science-based trade-off and synergy evaluation of hotspots and problem in future ESS supply."
- Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martin-Lopez, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Glob. Environ. Change-Human Policy Dimens.* 28, 298-308.
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., Ricketts, T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105, 9495-9500.
- Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A., Tarantola, S., 2005. Tools for composite indicators building. Joint Research Center, European Commission, Ispra (Italy), p. 134.
- Nelson, E., et al. (2009). "Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales." *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 4-11.
- Nelson, E. J. & G. C. Daily (2010). "Modelling ecosystem services in terrestrial systems." *F1000 Biology Reports* 2: 53.
- Nieto-Romero, M., et al. (2014). "Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments in Mediterranean agroecosystems: Insights for future research." *Environmental Science & Policy* 37: 121-133.
- Paracchini, M.L., *et al.*, (2011) An aggregation framework to link indicators associated with multifunctional land use to the stakeholder evaluation of policy options. *Ecological Indicators*, 11:71-80.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., Bieling, C., 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Pol.* 33, 118-129.
- Purtauf, T., Thies, C., Ekschmitt, K., Wolters, V., Dauber, J., 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecol. Indic.* 5, 295-304.
- Quétier, F., et al. (2007) Plant traits in a state and transition framework as markers of ecosystem response to land-use change. *Ecological Monographs*, 77, 33-52
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 107, 5242-5247.
- Renard D, Rhemtulla JM, Bennett EM (2015) Historical dynamics in ecosystem service bundles. *Proc Natl Acad Sci* 112:13411–13416. doi: 10.1073/pnas.1502565112
- Rodriguez, J. P., et al. (2006). "Trade-offs across space, time, and ecosystem services." *Ecology and Society* 11.
- Sagoff, M. (2011). The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 70(3): 497-502.
- Santos-Martin, F., et al. (2013). "Unraveling the Relationships between Ecosystems and Human Wellbeing in Spain." *PLoS One* 8(9): e73249.
- Scholes, R.J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M.J., Duriappah, A., 2013. Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5, 16-25.
- Schröter, M., et al. (2014). "Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway." *Ecological Indicators* 36: 539-551.
- Schulp, C. J. E., et al. (2014). "Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale." *PLoS One* 9(10): e109643.
- Seppelt, R., et al. (2011). "A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead." *Journal of Applied Ecology* 48(3): 630-636.
- Seppelt, R., et al. (2013) Identifying trade-offs between ecosystem services, land use, and biodiversity: a plea for combining scenario analysis and optimization on different spatial scales. *Current Opinions in Environmental Sustainability*, 5, 458-463.
- Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., and Bierbower, W. 2015. InVEST +VERSION+ User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Smart, S., et al. 2010. An Integrated Assessment of Countryside Survey data to investigate Ecosystem Services in Great Britain. Technical Report No. 10/07 NERC/Centre for Ecology & Hydrology 230pp.
- Sousa, L.P., *et al.*, (2016) "Ecosystem services provided by a complex coastal region: challenges of classification and mapping." *Scientific Reports*, 6: 22782.
- Stoll, S., et al. (2015). "Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network." *Ecological Modelling* 295: 75-87.

- Suter II, G.W., 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environ Toxicol Chem* 12, 1533-1539.
- Swallow, B. M., et al. (2009). "Tradeoffs, synergies and traps among ecosystem services in the Lake Victoria basin of East Africa." *Environmental Science & Policy* 12(4): 504-519.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. London and Washington, Earthscan.
- Termorshuizen, J. & P. Opdam (2009). "Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development." *Landscape Ecology* 24(8): 1037-1052.
- Ticehurst, J. L., et al. (2007). "A Bayesian network approach for assessing the sustainability of coastal lakes in New South Wales, Australia." *Environmental Modelling & Software* 22(8): 1129-1139.
- United Nations, European Commission, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank Group, 2014. *System of environmental-economic accounting 2012. Experimental ecosystem accounting*. United Nations, New-York, http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/eea_final_en.pdf, p. 198.
- Van der Biest, K., et al. (2014). "EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles." *Ecological Indicators* 37, Part A: 252-265.
- van der Heide, C.M., Powe, N.A., Navrud, S., 2010. Economic Principles of Monetary Valuation in Evaluation Studies. In: Brouwer, F., van Ittersum, M.K. (Eds.), *Environmental and Agricultural Modelling: Integrated Approaches for Policy Impact Assessment*. Springer, Dordrecht, pp. 295-317.
- Viglizzo, E. F. & F. C. Frank (2006). "Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision." *Ecological Economics* 57(1): 140-151.
- Vihervaara, P., et al. (2010). "Ecosystem services-A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland." *Ecological Complexity* 7(3): 410-420.
- Villa F, Bagstad KJ, Voigt B, Johnson GW, Portela R, Honzák M, et al. (2014) A Methodology for Adaptable and Robust Ecosystem Services Assessment. *PLoS ONE* 9(3): e91001
- Wardle, D. A., et al. (2004). "Ecological linkages between aboveground and belowground biota." *Science* 304(5677): 1629-1633.
- White, C., et al. (2012). "Ecosystem service tradeoff analysis reveals the value of marine spatial planning for multiple ocean uses." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(12): 4696-4701.
- Willemen, L., et al. (2010). "Space for people, plants, and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region." *Ecological Indicators* 10(1): 62-73.

Annexe. Note technique pour l'évaluation des bouquets de services

Expert coordinateur : Maud Mouchet, Olivier Therond

Mise en œuvre de l'analyse : Anne Meillet, Maud Mouchet, Thomas Poméon

Représentations visuelles : Maud Mouchet

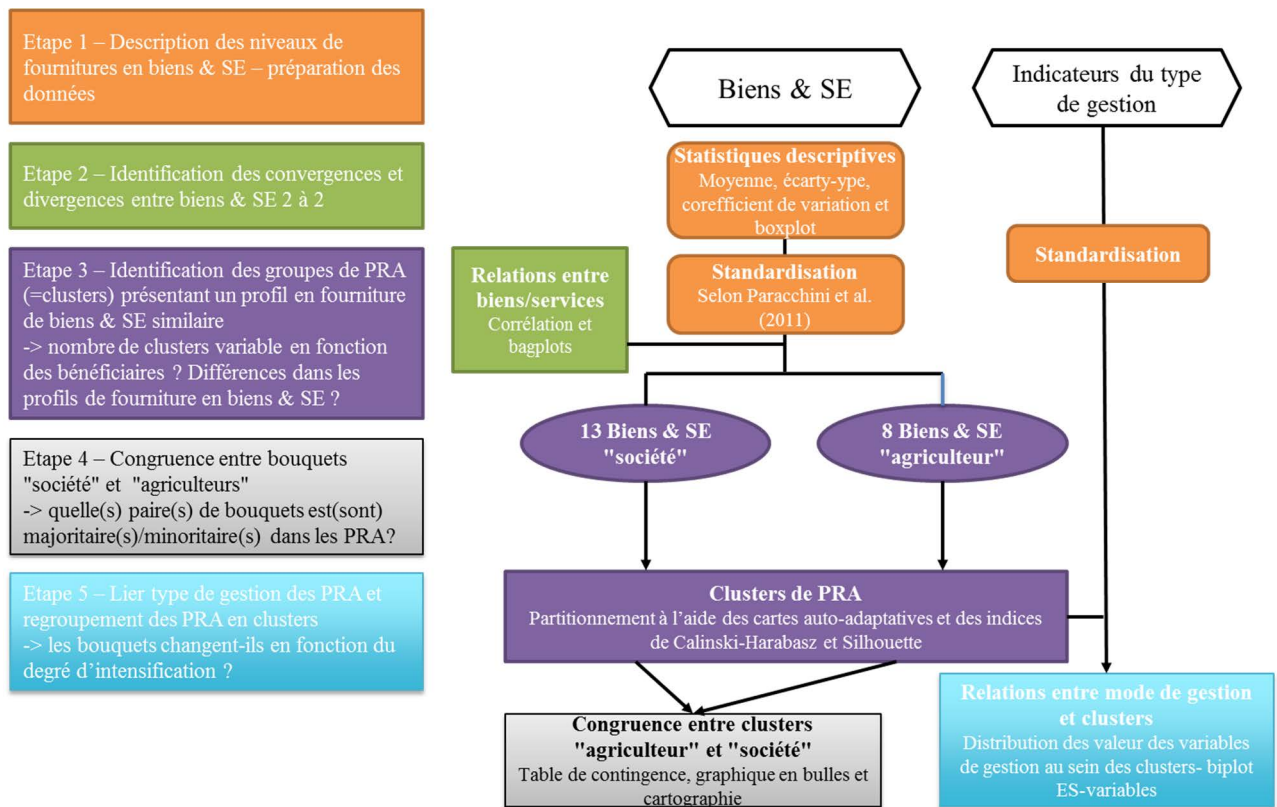
Analyse des résultats : Maud Mouchet

Lors du lancement de l'analyse de bouquets de SE, les résultats d'évaluation de plusieurs SE considérés n'étaient pas stabilisés. Ils ont été utilisés "en l'état", à titre d'exemple, afin de permettre de dérouler une méthodologie basée sur l'enchaînement de méthodes décrites dans le rapport intermédiaire d'EFESE-écosystèmes agricoles. Aussi, l'objectif de ce chapitre est de présenter le type de résultats et d'analyse associée qu'une évaluation de bouquets de SE permet d'obtenir. Les résultats présentés ci-après sont donc à considérer comme des illustrations et non comme le résultat définitif et stabilisé des bouquets de SE rendus par les écosystèmes agricoles.

Schématisation de la chaîne d'analyse

Le cadre méthodologique ainsi que les différentes étapes de l'évaluation des bouquets sont présentés dans la figure 1.

Figure 1. Cadre méthodologique de l'évaluation des bouquets d'EFESE-écosystèmes agricoles.



Travail préparatoire sur les données (étape 1)

Des procédures de changement d'échelle ont été appliquées pour permettre de transférer les valeurs de SE et biens de la résolution spatiale d'évaluation initiale à celle des PRA (cf. tableau des procédures de changement d'échelle dans la section 12.3.5).

Le tableau ci-dessous présente quelques statistiques descriptives, à l'échelle de la PRA des valeurs issues de changement d'échelle :

	Moyenne	Ecart-type	Coefficient de variation
prod_BV	25.026.10e-3 megacal/ha	5,904	23,59%
pollin	0,094	0,046	48,94%
Carab	47,995	26,484	55,18%
SeedBank	17900064 graines /ha	1269619,358	7,09%
Puce	0,063	0,008	12,70%
SolStab	0,519	0,167	32,18%
Transpi	152.889 mm	32,533	21,28%
Rdt_eau	308.98 mm	106,107	34,34%
N_pl	47.303 unités d'azote/ha	11,513	24,34%
Regul_N	239.622 unités d'azote/ha	31,681	13,22%
Evol.C	-172.357 tC/ha	2835,714	1645,26%
SolSt.C	56.853 tC/ha	10,932	19,23%
LignSt.C	0.042 tC/ha	0,025	59,52%
Hemeroby	5,006	0,296	5,91%

Comme indiqué en début de note technique, ces statistiques décrivent la distribution des variables utilisées à titre illustratif (versus les valeurs des SE et biens à l'échelle des PRA). Plusieurs de ces variables ont été modifiées ou affinées postérieurement au lancement de l'analyse des bouquets (ex. Hemeroby ou N_pl).

Trois indicateurs ont été choisis afin de distinguer grossièrement le niveau d'intensification des PRA :

Indicateurs	Description	Code	Unité
Dépenses en produits phytosanitaires	Non décomposables par type de pesticide (insecticides, herbicides, fongicides) Décomposable par type de culture	Phyto	€/ha
Coût des intrants	Prend en compte les engrais, aliments pour animaux, pesticides, semences, carburant, produits vétérinaires et eau d'irrigation Toutes les PRA ne sont pas concernées car seules 5 OTEX ont été considérées par les auteurs	Intrants	€/ha
Parts des surfaces de grandes cultures dans la surface de grandes cultures et prairies	Basé sur RPG 2010 Exprimé sous forme de ratio	GC_GCprairies	sans unité

Toutes les variables ont été évaluées et cartographiées à l'échelle des petites régions agricoles.

Les analyses effectuées dans ce chapitre ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 3.3.2) et des packages `aplpack`, `clusterSim`, `corrplot`, `ggplot2`, `Hmisc`, `kohonen`, `qgraph`, `reshape2`, `vegan`, `vioplot`.

Standardisation des biens et ES

Les indicateurs de biens et services étant tous de nature quantitative et continue, deux méthodes de standardisation ont été envisagées :

- le centrage-réduction ("z-score") : $X_{st} = X_{obs} - \mu_x / \sigma_x$

- la méthode proposée par Paracchini *et al.*, (2011) : $X_{st} = (X_{obs} - X_{min}) / (X_{max} - X_{min})$

Nous avons testé ces deux méthodes et comparé visuellement l'allure de la distribution des valeurs pour chaque indicateur séparément. L'examen visuel n'a pas fait ressortir de grandes modifications entre la distribution des valeurs initiales et celle des valeurs standardisées. Ces deux méthodes de standardisation semblent résulter en une faible variation dans l'allure des données et semblent donner des résultats très similaires. Nous avons donc choisi la méthode de Paracchini qui permet d'obtenir des valeurs variant entre 0 et 1, résultat plus intuitif que les valeurs en $-\infty$ et $+\infty$ des z-scores. Il est indispensable de noter que ce choix méthodologique n'est pas généralisable à toutes les études de services. En effet, il est indispensable de choisir une méthode de standardisation adaptée au type de données (quantitatives, qualitatives, continues...) et qui permette de

respecter au mieux la distribution des valeurs initiales. Ainsi la standardisation peut varier d'un service à l'autre et, de la même manière, d'une évaluation à l'autre.

Suite à cette étape de standardisation, les indicateurs "Abondance banques de graines" (SeedBank) et "Taux d'hémérobie" (Hemeroby) ont été transformés en soustrayant la valeur de chaque PRA à 1 soit $ES = 1-x$, avec x étant la valeur initiale standardisée de l'indicateur. Cette transformation a été décidée afin de faciliter la compréhension des résultats sans modifier la force des liens entre biens et services. En effet, des valeurs élevées d'Hemeroby et de SeedBank indiquaient, respectivement, une faible régulation des adventices et un fort degré d'artificialisation. Suite à la soustraction mentionnée ci-dessus, les fortes valeurs de ces deux indicateurs indiquent à présent une forte fourniture des services concernés. Enfin, il faut noter qu'une valeur nulle pour Evol.C ne correspond à une absence de fourniture du service mais à un taux négatif (cf. section 1.1).

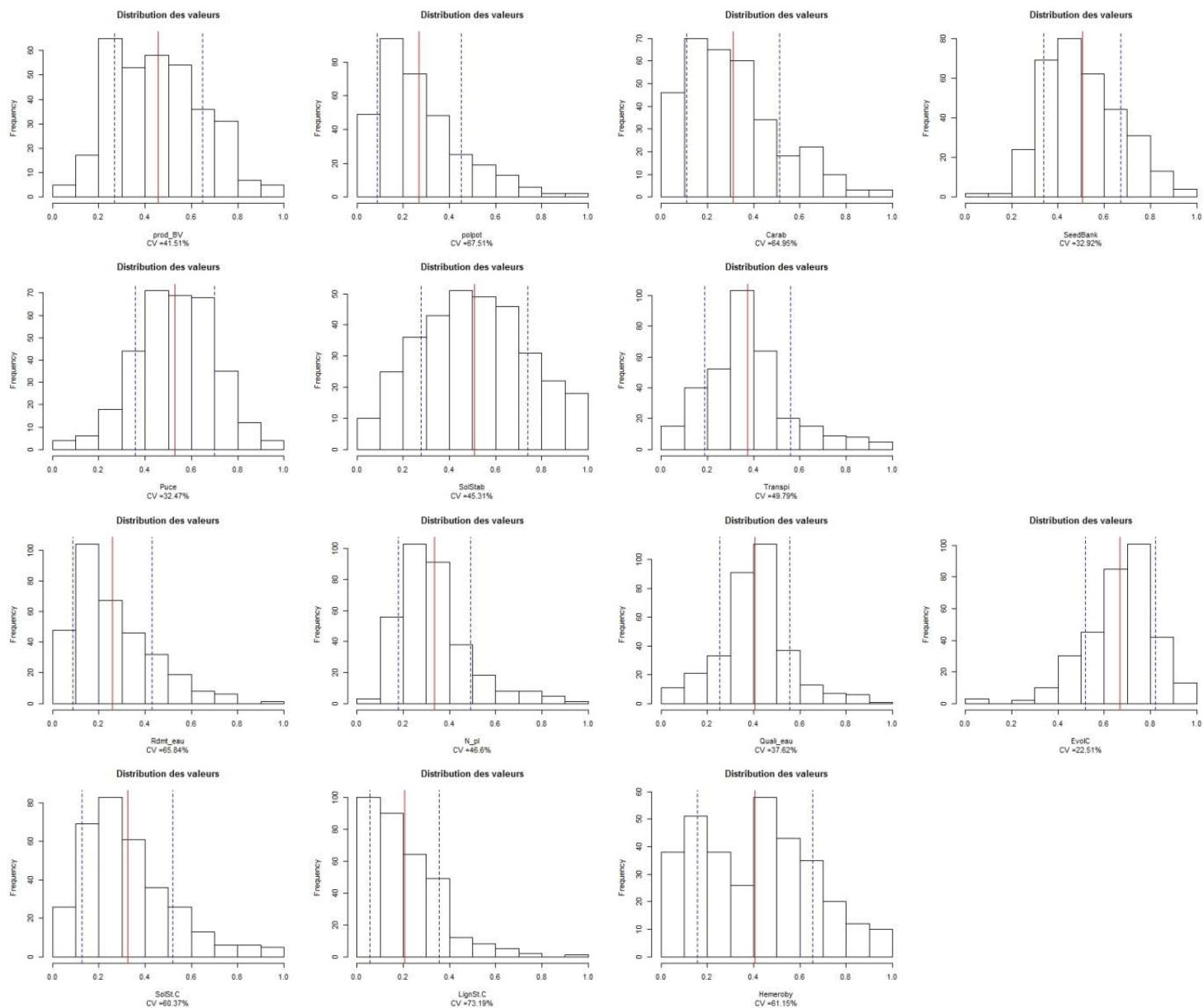
Standardisation des variables de gestion/intensification

Un raisonnement similaire à celui décrit dans le précédent paragraphe a été mené pour les variables décrivant le mode de gestion des PRA. Sachant que la variable GC_GCprairies était exprimée sous forme de ratio, nous avons pris le parti de standardiser les autres variables Phyto et Intrants via la méthode de Paracchini *et al.*, (2011) afin d'obtenir 3 variables variant entre 0 et 1. Cette standardisation pourrait être remise en cause selon les analyses envisagées pour approfondir la relation entre biens et services et ces indicateurs. En effet, la standardisation des variables explicatives est inutile dans de nombreuses méthodes statistiques comme les régressions.

Distribution des valeurs de biens et services

Afin de compléter les paramètres de la distribution donnés dans le chapitre (moyenne, écart-type et coefficient de variation) et pour illustrer le résultat de l'étape de standardisation, nous présentons ici les distributions des valeurs de fourniture pour chaque service (Figure 2).

Figure 2. Distribution des valeurs standardisées de chaque service, sur l'ensemble des PRA étudiées



Relations entre biens/ES (étape 2)

Corrélation de Spearman

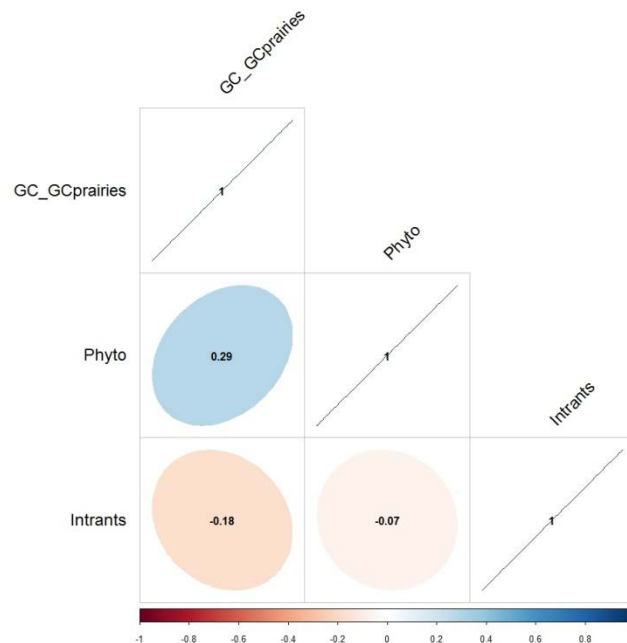
Afin d'investiguer la relation entre chaque paire de biens et services, nous avons estimé le coefficient de corrélation de Spearman, basé sur les rangs des valeurs, entre chaque les valeurs des services 2 à 2. Nous avons choisis d'utiliser les coefficients de Spearman puisque la condition de normalité de la distribution des valeurs, testée à l'aide du test de Shapiro, n'est pas respectée pour une majorité de services.

Par ailleurs, la comparaison des coefficients de corrélation entre les valeurs non-standardisées et standardisées montre que les coefficients sont presque identiques. Cela tend à montrer également que l'étape de standardisation n'altère pas artificiellement la relation entre les services.

Afin de faciliter une première identification des groupes de services, nous avons représenté ces coefficients de corrélation sous forme de réseau. Pour cela, nous avons décidé d'éliminer tous les liens correspondant à des coefficients inférieurs à 0.25 (en valeur absolue). Cette représentation est intéressante mais doit être employée avec précaution car plusieurs configurations du réseau sont possibles.

Nous avons également quantifié les coefficients de corrélation de Spearman (condition de normalité non remplie également) entre les variables dite de gestion. Ces coefficients montrent que la corrélation entre ces trois variables est globalement faible :

Figure 3. Coefficients de corrélation de Spearman entre les variables décrivant la gestion des PRA.



Qu'il s'agisse des corrélations entre services ou entre variables, ces coefficients nous informent sur la présence ou non d'une co-variation des valeurs. En revanche, une corrélation ne prouve pas un lien causal ou mécanistique.

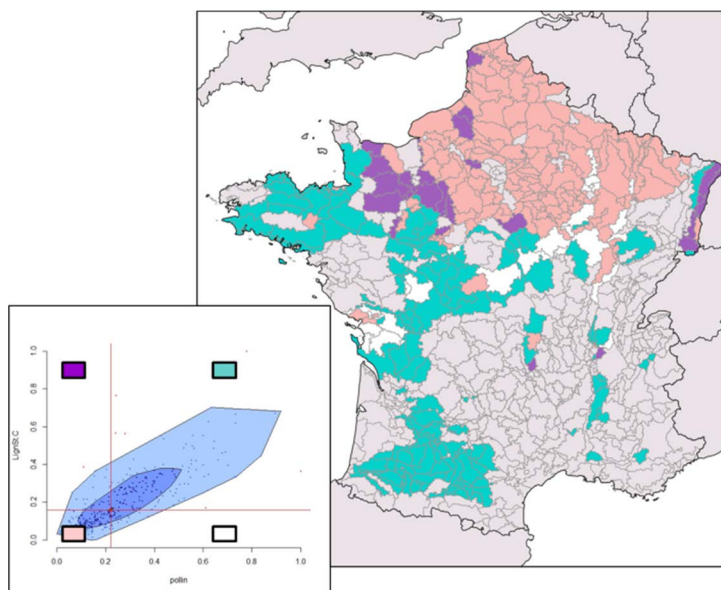
Bagplots

Les relations entre paires de services ont été représentées sous forme de bagplot à partir des valeurs standardisées des services. Ainsi, dans notre étude, la médiane dite "profonde", représentée sur les bagplots, ne passe jamais par (0,0).

Les bagplots sont devenus populaires dans la littérature autour des services écosystémiques. Ils représentent une représentation séduisante des relations en services 2 à 2 et facilement communicables aux acteurs. Plusieurs auteurs, dont Jopke *et al.*, (2015), ont proposé d'utiliser cette représentation pour classer les sites (ou PRA dans notre étude) en 4 groupes : "gagnant-gagnant" (site présentant des valeurs positives ou élevées pour les services A et B), "perdant-perdant" (site présentant des valeurs négatives ou faibles pour les services A et B), "gagnant-

perdant" (site présentant une valeur positive voire élevée pour le service A mais faible voire négative pour le B) et "perdant-gagnant" (site présentant une valeur faible voire négative pour le service A mais positive voire forte pour le B). La figure 4 illustre la mise en application possible dans le cadre d'EFESE. La définition de ces 4 catégories repose sur une séparation de l'espace de nuage de points à partir de deux droites perpendiculaires, se croisant au niveau de la valeur médiane du nuage. Les sites sont donc assignés à l'une de ces 4 situations par un découpage "statistique" du nuage et non en fonction de seuil définis en fonction d'un seuil minimal de fourniture de service pour remplir une demande sociétale. Pour cette raison, **nous avons décidé ne pas aller plus loin dans l'utilisation des bagplots obtenus à partir des données d'EFESE-écosystèmes agricoles.**

Figure 4. Exemple d'exploitation des bagplots. La coloration des PRA est donnée par la zone dans laquelle se trouve la PRA dans le bagplot.



Clusters des PRA (étape 3)

L'identification des bouquets de services peut reposer sur deux stratégies : en définissant les bouquets *a priori*, *via* des modèles théoriques ou à partir de dires d'expert, ou bien, en étudiant la co-variation entre services à partir des valeurs de fourniture observées. Dans le cadre d'EFESE-écosystèmes agricoles, les bouquets sont définis de manière indirecte, au travers de l'identification des groupes (ou "clusters") de PRA ayant des profils similaires de fourniture des biens et services. Ces clusters sont obtenus à l'aide de méthodes numériques de partitionnement.

Il existe différentes méthodes de partitionnement des données (classification hiérarchique, maximisation de l'espérance, centroïdes, etc.). Ces méthodes doivent être couplées à des indices spécifiques afin de déterminer objectivement le nombre optimal de clusters. Nous avons donc réalisé une première étape de partitionnement des PRA, sur leur profil en fourniture de services, à l'aide des k-moyennes (basée sur les centroïdes) simple à paramétrer et peu gourmande en temps de calcul, pour trouver le bon nombre de clusters grâce aux indices Calinski-Harabasz et Silhouette. Puis nous avons utilisé des cartes auto-adaptatives (basée sur les réseaux de neurones).

Détermination du nombre optimal de clusters

Le partitionnement en k-moyennes permettant de grouper des observations (dans notre cas, les PRA) en k clusters, de façon à minimiser la somme des carrés des différences entre une observation et le centre de gravité (ou moyenne des observations) de son cluster. Le nombre de clusters est spécifié préalablement. L'algorithme commence avec le choix de k points représentant la position initiale moyenne des k clusters. Chaque PRA est ensuite affectée à un cluster en fonction de sa proximité au centre de gravité. Il s'agit d'un processus itératif où les centres de gravité des k clusters sont recalculés à chaque itération jusqu'à ce qu'il y ait convergence. Par conséquent, une PRA se trouvant à égale distance des centres de gravité de deux clusters sera placée dans l'un

ou l'autre de ces clusters. Afin de limiter ces problèmes d'attribution des PRA aux clusters, nous avons paramétré l'algorithme afin d'effectuer de nombreuses itérations (1000). A l'aide de cette méthode, nous avons construit 329 partitions allant de 2 (nombre minimal) à 330 (nombre maximal) clusters.

Puis, afin de déterminer la partition comportant le nombre optimal de clusters, nous avons calculé la valeur de deux indices complémentaires, l'indice de Calinski-Harabasz (Calinski & Harabasz 1974) et de Silhouette (Rousseeuw 1987). Il existe de nombreux indices permettant d'estimer la compacité (faible dispersion autour du centre, diamètre) et la séparabilité (éloignement des centres pris 2 à 2, diamètre de la réunion des deux clusters) des clusters. Nous avons choisi les deux indices les plus couramment utilisés (e.g. Milligan & Cooper 1985, Tibshirani *et al.*, 2001, Liu *et al.*, 2010, Arbelaitz *et al.*, 2013, Lord *et al.*, 2017)

L'indice de Calinski-Harabasz est donné par le ratio de la variance globale inter-cluster variance (séparabilité) sur celle intra-cluster (compacité). Cet indice compris entre 0 et $+\infty$ présente une valeur élevée lorsque le nombre de groupes est optimum, c'est-à-dire quand les clusters sont les plus compacts et séparables. Un inconvénient de cet indicateur est qu'il tend à augmenter de façon monotone avec le nombre de clusters. A la différence du Calinski-Harabasz, l'indice Silhouette est un indicateur estimant la cohésion plutôt que la séparation. Il permet donc d'évaluer si chaque PRA, individuellement, a été bien classée. Une valeur de Silhouette est calculée pour chaque PRA à partir de sa distance intra-cluster moyenne (compacité) et de sa distance moyenne au cluster le plus proche (séparabilité). La valeur globale de Silhouette d'un cluster correspond à la moyenne des Silhouettes des PRA du cluster. Sa valeur varie entre -1 et 1.

L'utilisation de ces indices sur les 329 partitions a montré une convergence autour (Fig 5 et 6) :

d'une partition à 4 clusters pour les services liés à la société : indice de Calinski-Harabasz = 74.12 (4^e rang) et Silhouette = 0.22 (1^{er} rang)

d'une partition à 3 clusters pour les services liés à l'agriculteur : indice de Calinski-Harabasz = 93.8 (3^e rang) et Silhouette = 0.22 (1^{er} rang)

Figure 5. Valeurs de l'indice Silhouette

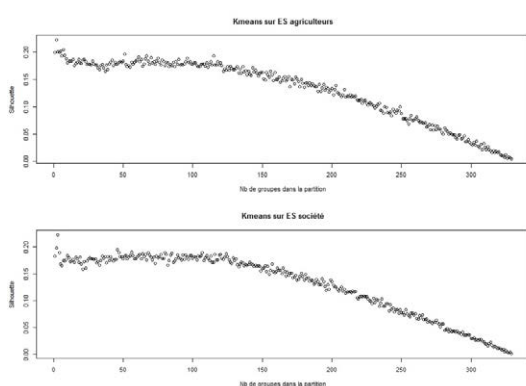
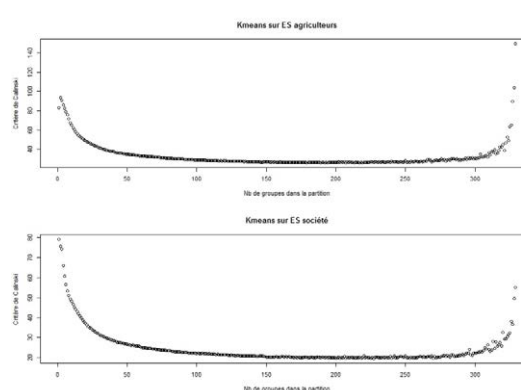


Figure 6. Valeurs de l'indice de Calinski-Harabasz



Dans la mesure où les valeurs des indices ne concordaient pas parfaitement, nous avons choisi un compromis entre les partitions étant les mieux classées avec le Silhouette puis avec Calinski-Harabasz car ce dernier indice classait en premier des partitions ayant un trop grand nombre de clusters (330-329 clusters).

Etablissement des clusters de PRA et bouquets associés

Une fois le nombre de clusters définis, nous avons appliqués la méthode des cartes auto-adaptatives (ou *Self-Organizing Maps* en anglais, Kohonen 1982, 1990), méthode d'apprentissage non-supervisée basée sur les réseaux de neurones artificiels. Le nombre de clusters (ou neurones) est fixé au préalable. L'algorithme débute donc par l'initialisation de la carte de voisinage avec une sélection aléatoire des neurones. A chaque itération, l'insertion d'une nouvelle donnée induit un auto-ajustement de la carte par la modification du vecteur de référence du neurone le plus proche de la donnée d'entrée ainsi que ses voisins directs. Dans l'étude, nous avons établi une carte auto-adaptative pour les PRA sur la base des services liés à la société, et une carte pour les PRA sur la base des services liés à l'agriculteur, en paramétrant le nombre de clusters, ou neurones-vecteurs, à partir du nombre de clusters optimal identifié précédemment.

Cette méthode est mise en avant pour traiter des données hautement multidimensionnelles et des jeux de données complexes dans un contexte d'intensification des sols agricoles ou de changement d'usages (e.g. Levers *et al.*, 2015, Zanden *et al.*, 2016).

Nous avons ensuite construit les profils moyens en fourniture de chaque cluster en calculant la valeur moyenne de fourniture de chaque service sur l'ensemble des PRA du cluster. Ces valeurs ont ensuite été représentées graphiquement grâce à des diagrammes en étoile.

Limitations de la démarche

Comme mentionné plus haut, l'assignement des PRA se trouvant en limite de plusieurs clusters représente une limite pour l'analyse fine des clusters des PRA. En effet, il faudrait identifier les PRA attribuées alternativement à plusieurs clusters au cours du processus itératif. Des méthodes de partitionnement flou (*fuzzy clustering* en anglais) pourraient être mises en œuvre. Des contraintes de temps et de compétence nous empêchent de tester l'efficacité de ces méthodes.

La démarche méthodologique employée ici ne permet qu'indirectement d'identifier les bouquets de clusters. Il serait intéressant de confronter les bouquets obtenus via les clusters de PRA à l'avis d'expert, ou à des bouquets formés sur dires d'expert sans *a priori* sur les données utilisées ici.

Enfin, nous devons souligner que les profils des clusters en fourniture de services ne permettent pas d'inférer la co-évolution des services dans le temps. Ainsi si deux PRA présentent des niveaux similaires de fourniture de 2 services, cela ne prouve pas que ces services soient en synergie (ou antagonisme). Cela montre seulement que des PRA d'un même cluster possèdent des profils similaires dans leur fourniture de services mais ces profils ne resteront pas forcément similaires dans le temps.

Congruence entre clusters (étape 4)

La congruence entre les clusters de PRA basés sur les services à la société et ceux à l'agriculteur a été établie via la table de contingence des PRA communes à chaque paire de clusters. Les effectifs obtenus ont ensuite été représentés à l'aide d'un diagramme à bulles. La taille des bulles est donnée par le nombre de PRA communes à chaque paire de clusters. La couleur des bulles est donnée par la combinaison du code couleurs utilisé pour cartographier les PRA pour chaque partition. Par exemple, une PRA étant en bleu sur la cartographie des clusters orientés société et orange sur la cartographie des clusters orientés agriculteur, sera représentée par des points oranges sur un fond bleu.

En parallèle, nous avons cartographié cette congruence en colorant les PRA selon le même code couleur que les bulles du diagramme.

Relation entre modes de gestion et clusters (étape 5)

Représentation des liens entre modes de gestions et fourniture en services

Par contrainte de temps et en l'absence de variables de gestion plus adaptées, nous n'avons pas beaucoup poussé cette partie de l'évaluation. Dans un premier temps, nous avons cherché à établir les profils de gestion des PRA au sein des différents clusters identifiés dans les étapes précédentes. Pour cela, nous avons simplement représenté la distribution des variables dites "de gestion" sous forme de boîte à moustaches, prenant en compte la densité des valeurs.

Dans un deuxième temps, nous avons représenté la distribution des valeurs de chaque service le long des gradients de valeurs des variables de gestion. Sur ces graphiques (*cf.* annexes, nous avons simplement distingué les clusters en colorant les points selon les codes utilisés dans la cartographie des clusters. Considérant la faible précision des informations à disposition sur les caractéristiques des PRA, nous n'avons pas essayé d'appliquer de méthodes statistiques. Il s'agit ici plus d'une démonstration des analyses envisageables qu'un réel modèle statistique des liens entre services et gestion.

Pistes pour poursuivre l'analyse

La quantité et la qualité des données sur les services livrées par les experts d'EFESE-écosystèmes agricoles ouvrent de nombreuses perspectives d'étude. Le manque de données précises et pertinentes sur le mode de

gestion et l'intensification au sein des PRA limite grandement l'étude des liens entre caractéristiques des PRA et services. L'étude des relations entre modes de gestion et bouquets pourrait être poursuivie en utilisant des méthodes statistiques de type régression afin d'expliquer la variabilité observée dans la fourniture de services par des différences dans la gestion des PRA. Plusieurs stratégies sont envisageables :

Utiliser une régression multinomiale ou un arbre de décision afin de prédire l'assignement des PRA à un cluster en fonction des caractéristiques de la PRA

Prédire un niveau de multifonctionnalité, estimé par un indicateur synthétique, à partir des caractéristiques de la PRA

Etudier la co-variation dans la fourniture des services et les caractéristiques des PRA à partir d'analyses de co-inertie ou canonique.

Toutes ces pistes permettent uniquement de lier la variation dans la fourniture de services à la variation dans la gestion des PRA. Obtenir des relations causales impliqueraient d'énoncer des hypothèses sur les mécanismes liant services et gestion puis de tester ces hypothèses par des modèles mécanistiques, voire des modèles d'équations structurelles, ou à travers des dispositifs expérimentaux.

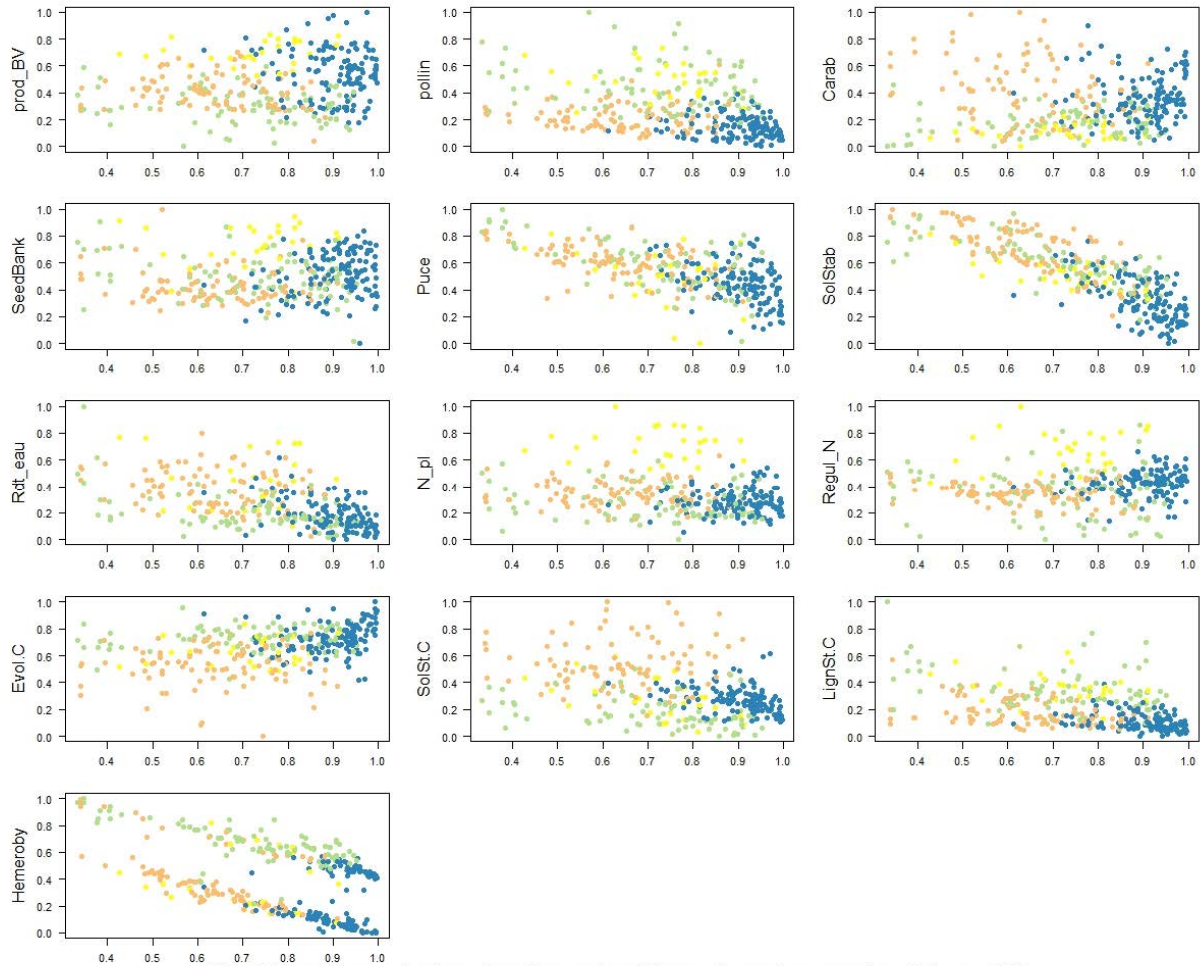
Références bibliographiques

- Arbelaitz, O., *et al.*, (2013) An extensive comparative study of cluster validity indices. *Pattern Recognition*, (46)1: 243–256
- Calinski, T., Harabasz, J. (1974) A dendrite method for cluster analysis. *Communications in Statistics*, 3: 1–27.
- Jopke, C., *et al.*, (2015) Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecological Indicators*, 49: 46-52.
- Kohonen, T. (1982) Self-Organized Formation of Topologically Correct Feature Maps. *Biological Cybernetics*, 46: 59–69.
- Kohonen, T. (1990) The Self-Organizing Map. *Proceedings of the IEEE*, 78: 1464-1480.
- Levers, C., *et al.*, (2015) Archetypical patterns and trajectories of land systems in Europe. *Regional Environmental Change*, doi:10.1007/s10113-015-0907-x
- Liu, Y., *et al.*, (2010) Understanding of Internal Clustering Validation Measures. In 2010 IEEE International Conference on Data Mining, 911-916.
- Lord, E., *et al.*, (2017) Using the stability of objects to determine the number of clusters in datasets. *Information Sciences*, 393: 29-46.
- Milligan, G.W., Cooper, M. C. (1985) An examination of procedures for determining the number of clusters in a data set. *Psychometrika*, 50(2): 159-179.
- Paracchini, M.L., *et al.*, (2011) An aggregation framework to link indicators associated with multifunctional land use to the stakeholder evaluation of policy options. *Ecological Indicators*, 11:71-80.
- Rousseeuw, P.J. (1987) Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 20: 53–65.
- Tibshirani, R., *et al.*, (2001) Estimating the number of clusters in a data set via the gap statistic. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B*. 63(2): 411–423.
- Zanden, E.H., *et al.*, (2016) Representing composition, spatial structure and management intensity of European agricultural landscapes: A new typology. *Landscape and Urban Planning*, 150: 36-49.

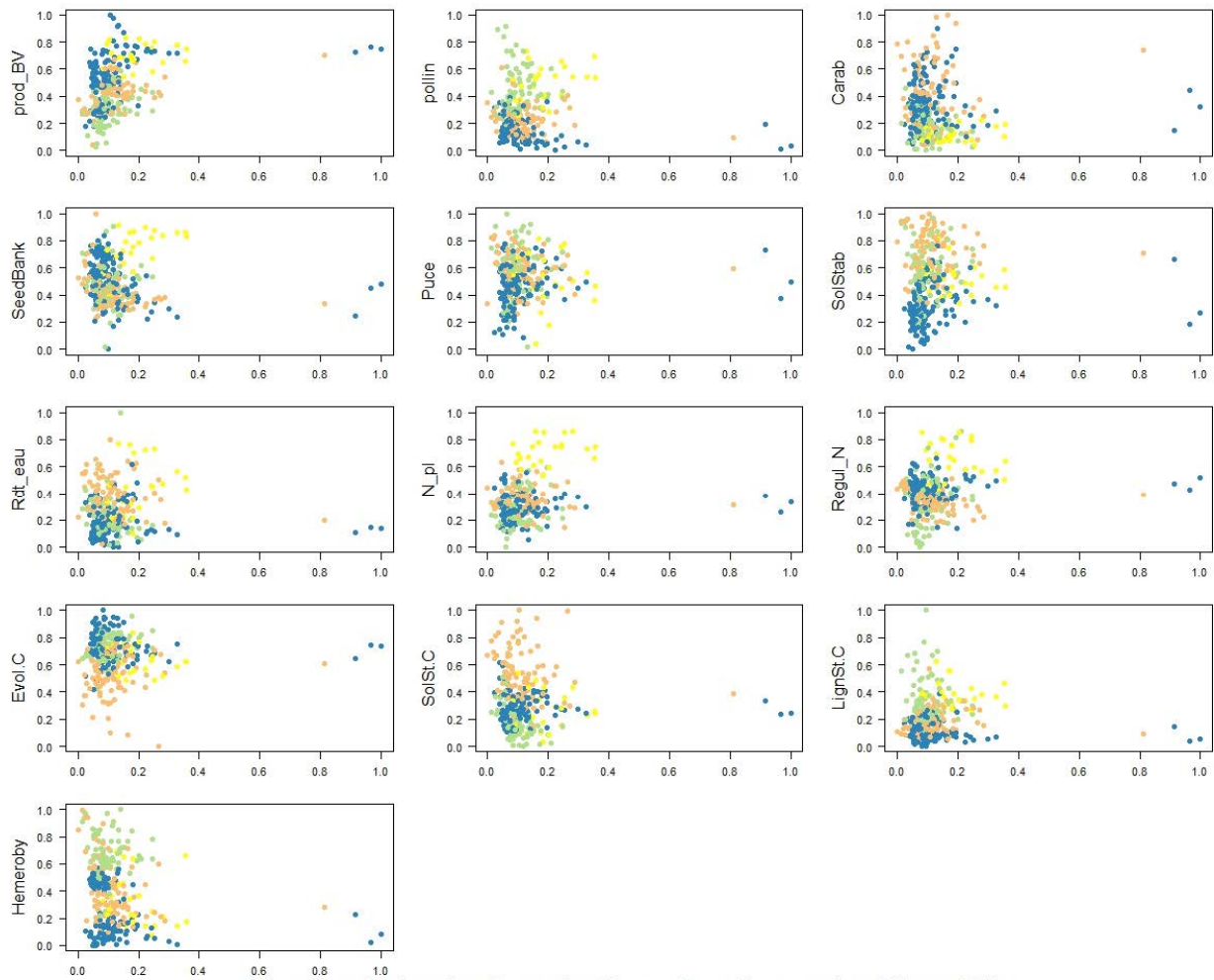
Compléments

Répartition des clusters de PRA en fonction des valeurs des variables descriptives des caractéristiques des PRA

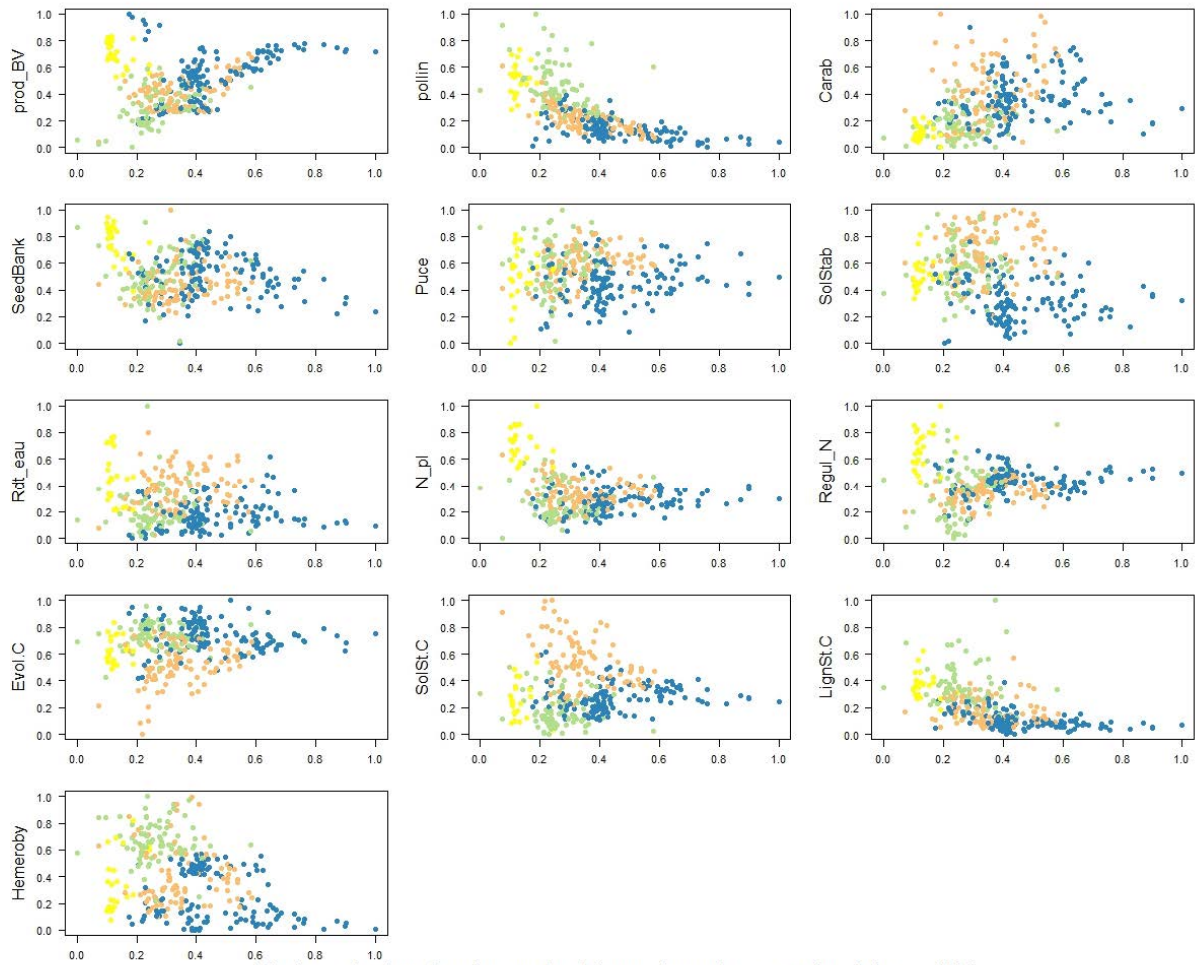
Services pour la société



GC_GCprairies - clusters basés sur les biens et services rendus à la société

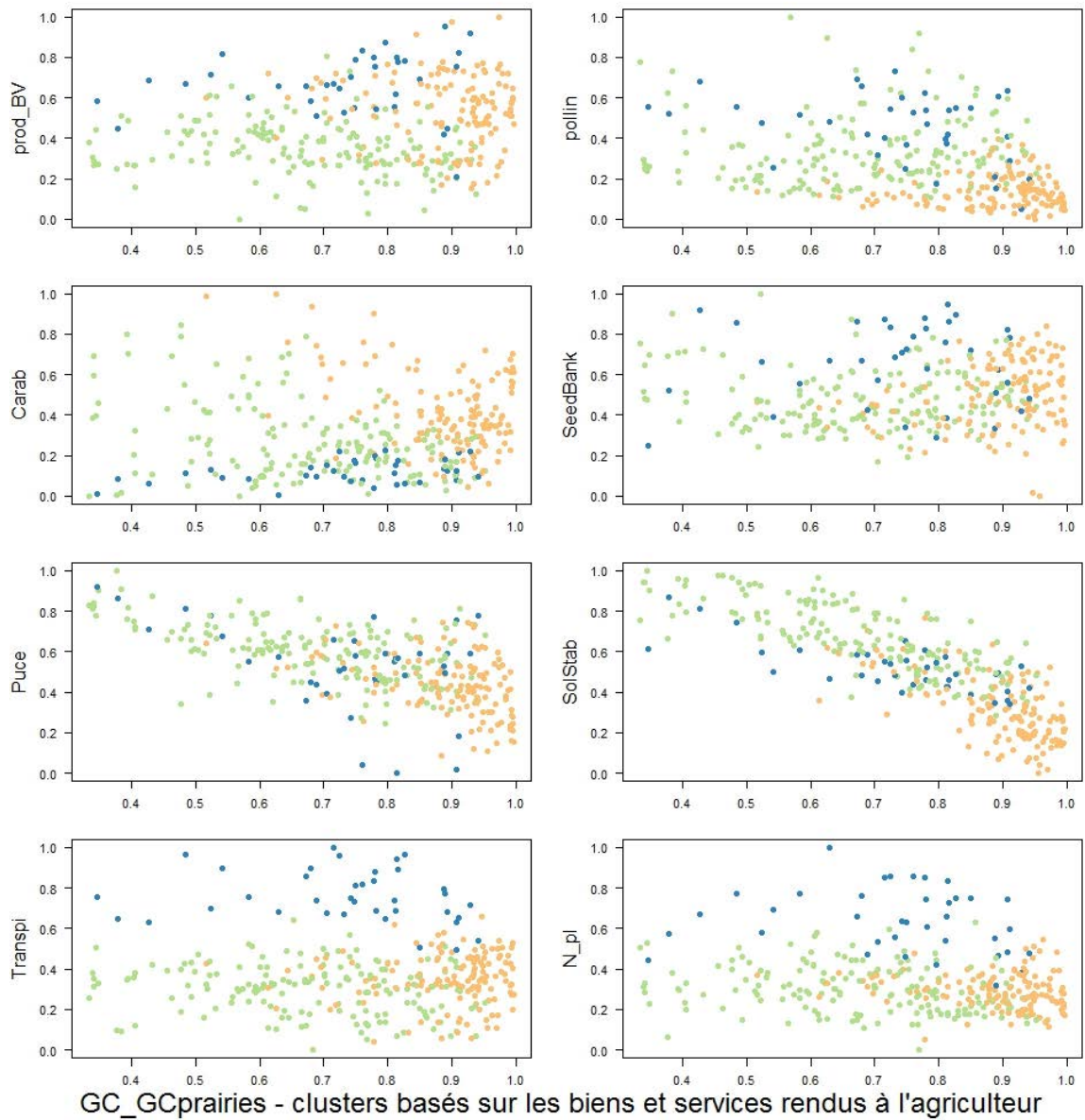


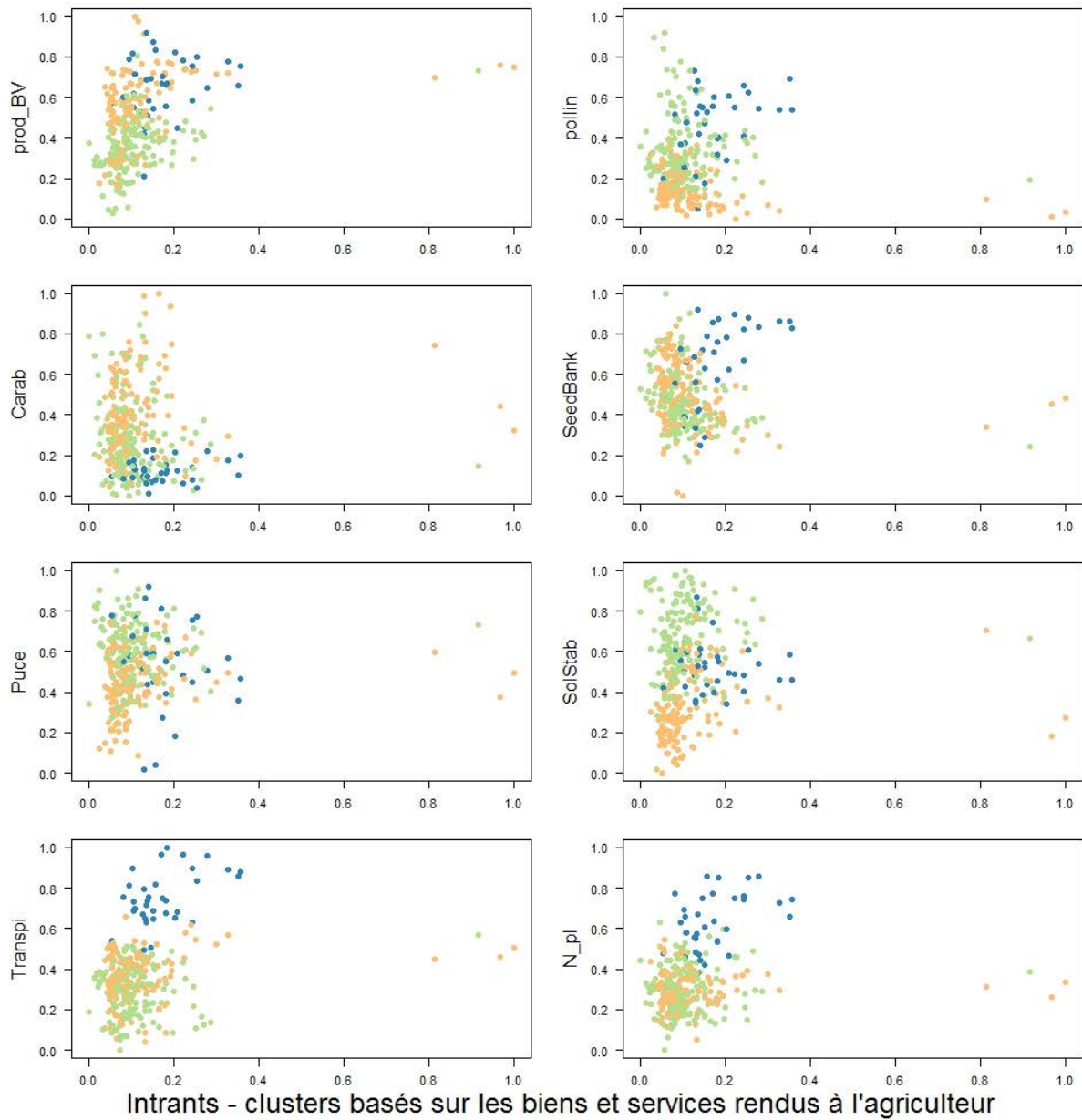
Intrants - clusters basés sur les biens et services rendus à la société



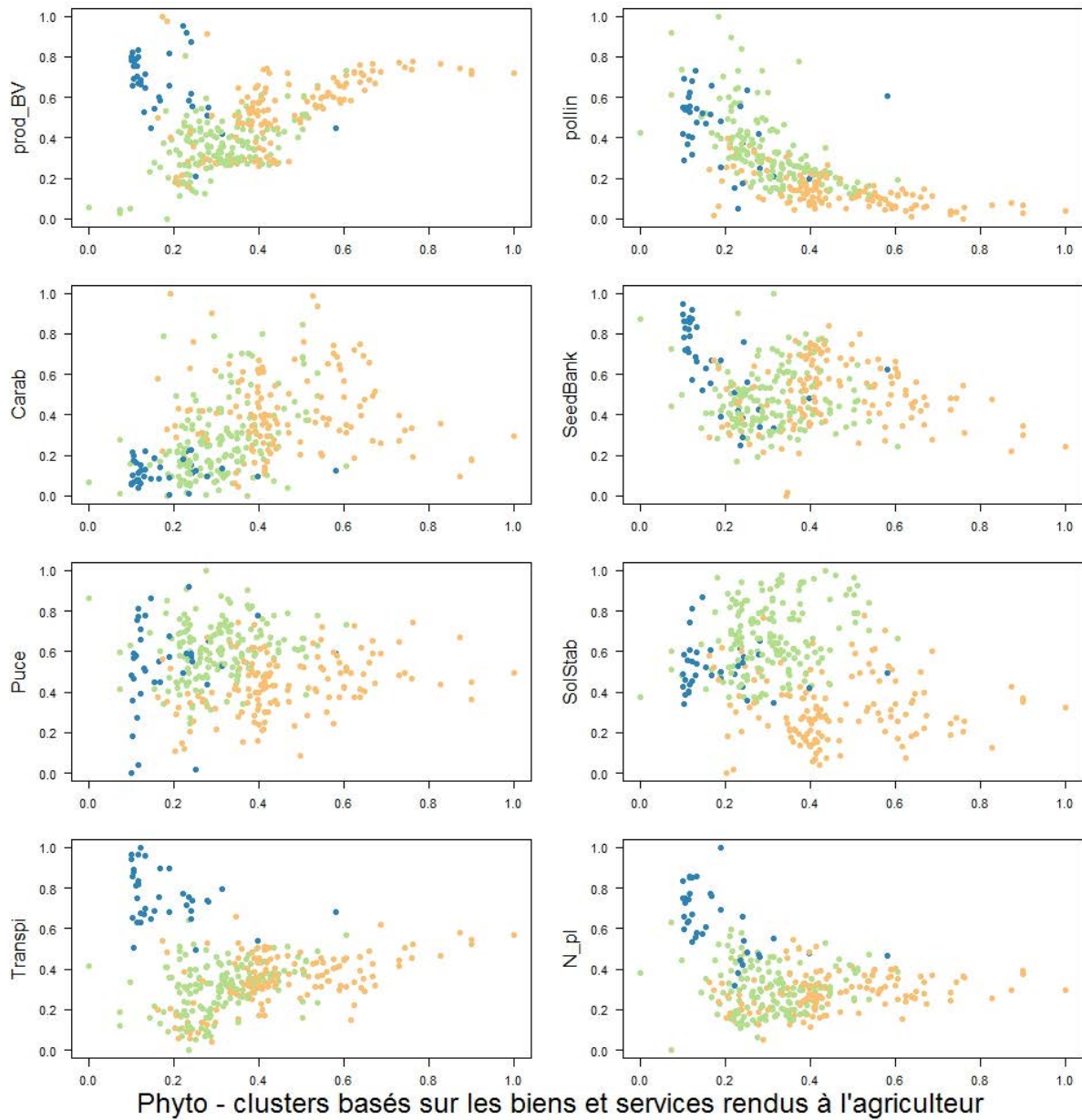
Phyto - clusters basés sur les biens et services rendus à la société

Services pour l'agriculteur





Intrants - clusters basés sur les biens et services rendus à l'agriculteur



Chapitre 13.

Interactions et synergies entre services

Auteur = Olivier Therond

Sommaire

13.1. Synthèse des interactions directes et indirectes entre SE	950
13.2. Perspectives de recherche	954

13.1. Synthèse des interactions entre SE

Dans EFESE-écosystèmes agricoles les déterminants biophysiques et les facteurs exogènes ont été identifiés durant la phase de spécification biophysique de chaque SE. Dans cette analyse par SE, les effets directs d'un SE sur un autre ont également été identifiés. Par exemple, le SE « structuration des sols » a été identifié comme un déterminant biophysique du SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ».

L'objectif de cette partie est de proposer une représentation synthétique et d'analyser les principales relations entre SE *via* des déterminants biophysiques ou des facteurs exogènes communs (Cf. section 12.1). Pour cela, une analyse transversale des spécifications de chaque SE a été réalisée afin d'identifier les déterminants biophysiques communs à plusieurs SE, les facteurs exogènes qui modulent l'expression de plusieurs SE et les différentes relations directes entre SE. Ces déterminants biophysiques et facteurs exogènes communs constituent, respectivement, les cibles et les leviers prioritaires de gestion des écosystèmes agricoles en vue d'augmenter ou de maintenir le niveau de fourniture des SE.

Relations entre les SE via les déterminants biophysiques

Considérant le fait que la biodiversité est au centre des enjeux des politiques et stratégie de gestion des SE nous avons focalisé notre analyse sur les composantes de la biodiversité qui déterminent plusieurs SE et les facteurs exogènes qui affectent la dynamique de celles-ci. En complément, considérant le rôle central joué par la matière organique des sols pour de nombreux SE (Cf. section 8.4) et son lien intrinsèque avec le vivant, ce déterminant biophysique a également été considéré dans l'analyse des interactions. **La liste de déterminants identifiée ici est relative à la liste de SE examinée dans l'étude (qui n'est pas exhaustive).**

La figure 13.1 propose une représentation graphique simplifiée des relations entre les principales composantes de la biodiversité déterminant le niveau de fourniture des SE, la matière organique des sols et les SE instruits dans EFESE-écosystèmes agricoles. Les principales relations indirectes entre composantes de la biodiversité et entre les SE sont également représentées (flèches bleues à gauche). Cette figure traduit le fait que l'écosystème agricole est un système complexe dans lequel de nombreuses interactions entre entités existent, *via* des processus écologiques. Par soucis de simplification, cette figure ne représente pas les boucles de rétroactions (*feedbacks*) des SE vers les composantes de la biodiversité représentées ni vers les autres composantes de la biodiversité (ex. flore ou faune sauvage du paysage, qui n'apparaissent pas non plus dans la figure). Cette représentation, simplifiée au regard des nombreuses interactions existantes, a été conçue dans une logique d'identification des principales « cibles » d'une stratégie de gestion des écosystèmes agricoles qui viserait à développer les SE rendus au gestionnaire de cet écosystème et à la société.

Il est difficile de décrire l'ensemble des relations présentées dans ce schéma du fait de leur nombre et de la complexité « embarquée » par chacune. Aussi, la présentation ci-après est focalisée sur les grands schémas de relations autour des composantes clefs de la biodiversité qui déterminent les niveaux de SE analysés. Cette figure met en lumière l'importance de :

- la **distribution spatiotemporelle et la diversité des couverts végétaux gérés** (couvert cultivé, flore adventice de la parcelle et éléments semi-naturels dans son emprise tels que les haies et les arbres isolés) ;
- l'abondance et la diversité de trois composantes de la biodiversité associée : **auxiliaires des cultures** (pollinisateurs, prédateurs des bioagresseurs), **méso-macrofaune endogée** ; **micro-organismes du sol** ;
- la quantité, qualité et la distribution dans le sol de la matière organique (MO) ;
- la **composition et la configuration du paysage**.

Notons que ces six grands types de déterminants biophysiques ont été établies pour les 14 SE instruits dans le cadre de l'étude (12 SE de régulation et deux SE culturels), et que cette liste pourrait être complétée si d'autres SE venaient enrichir cette gamme de SE (notamment SE de régulation des maladies, de régulation locale du climat local, etc.).

Il est tout d'abord important de noter la place et le rôle centraux que jouent, au sein de la parcelle, la configuration spatiotemporelle des couverts végétaux gérés. Au-delà des couverts cultivés, ces derniers incluent les couverts semées ou plantées à d'autres vocations que la production agricoles (ex. les bandes enherbées et fleuries) et la biodiversité végétale associée gérée telle que les adventices et les habitats semi-naturel présents

dans la parcelle. Les couverts végétaux gérés déterminent directement le niveau de fourniture de 10 des 11 SE de régulation instruits et, indirectement, le 11^{ème} (atténuation naturelle des pesticides) *via* leur effet sur l'abondance et la structure des communautés microbiennes. Cette effet indirect *via* les communautés microbiennes détermine également le niveau de fourniture de cinq autres SE de régulation comme, par exemple, les SE de fourniture en nutriments (N, P, etc.) aux plantes cultivées, de structuration du sol et de régulation du climat global. Les couverts végétaux gérés déterminent également fortement la composition et la configuration des paysages agricoles et donc indirectement les SE qui en dépendent directement (services récréatifs) ou indirectement (SE de régulations biologiques). Bien sûr, au-delà de leur effet direct (régulation dite « bottom-up »), ils déterminent indirectement les trois SE de régulation biologiques *via* leurs effets sur l'abondance des communautés d'auxiliaires des cultures (régulation top-down). Ils déterminent aussi la structure et l'abondance de la méso et macrofaune du sol et donc les SE qui en dépendent, directement (structuration du sol) et indirectement *via* la matière organique (sept SE de régulation).

Il est important de noter que très peu de travaux d'évaluation des SE sur de grandes étendues prennent en compte les effets de la distribution temporelle des couverts végétaux gérés sur les SE, autrement dit, des séquences de couverts végétaux. Par la prise en compte explicite des séquences de culture dans la méthode d'évaluation de nombreux SE, EFESE-écosystèmes agricoles propose une avancée méthodologique majeure et originale pour prendre en compte les effets de ces couverts gérés.

Très peu de travaux d'évaluation des SE sur de grandes étendues prennent en compte les effets de la distribution temporelle des couverts végétaux gérés sur les SE, autrement dit, des séquences de couverts végétaux. **Par la prise en compte explicite des séquences de culture dans la méthode d'évaluation de nombreux SE, une avancée méthodologique majeure et originale est proposée dans la présente étude pour prendre en compte les effets de ces couverts gérés.**

Comme indiqué ci-dessus, la nature, la quantité et la distribution de la MO des sols, vivante et non vivante, détermine directement le niveau de fourniture de sept SE de régulation. Cet état organique des sols est lui-même fortement déterminé, comme indiqué ci-avant, par les couverts végétaux gérés mais aussi par les communautés microbiennes et la méso et macrofaune du sol.

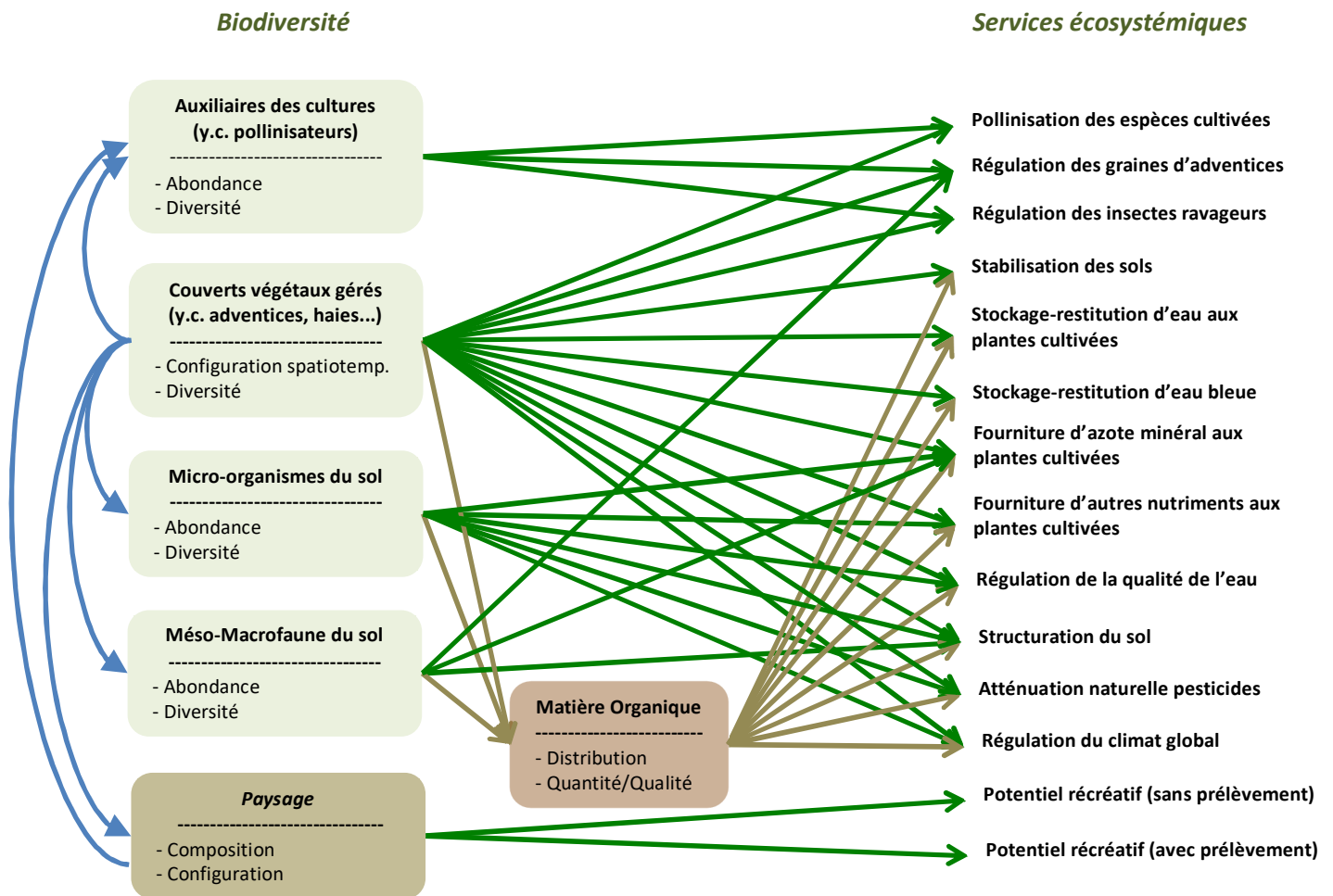
Là encore, des avancées méthodologiques sont proposées dans EFESE-écosystèmes agricoles. La modélisation dynamique des systèmes sol-plantes(-animaux) permet de prendre en compte la dynamique de l'état organique des sols et ses principaux effets sur les SE qui en dépendent. A notre connaissance, peu d'évaluations de SE conduites sur de grande étendue sont basées sur ce type de simulations dynamiques.

Cette représentation permet aussi de mettre en lumière les différents niveaux d'organisation en jeu dans la fourniture des SE étudiés, principalement ceux de la parcelle et du paysage (l.s.). Les SE reposant sur la biodiversité du sol sont rendus par le système sol-plante de la parcelle. Certains processus liés aux flux d'eau latéraux dépendent du fonctionnement du bassin versant (flux d'eaux hypodermiques, ruissellement) mais c'est bien la résultante de ces processus au niveau de la parcelle (quantité d'eau concernée) qui contribue à la fourniture des SE intrants.

Ceux rendus par la faune épigée et aérienne dépendent à la fois de la configuration de la parcelle et de celle de la matrice paysagère qui l'environne (notamment les éléments semi-naturels), qui fournissent un habitat et des ressources alimentaires à ces taxons : bien que ces SE s'expriment à l'échelle de la parcelle agricole (ou d'un ensemble de parcelles), ils sont liés aux caractéristiques du paysage agricole (jusqu'à des distances de 1 à plusieurs kilomètres au-delà des limites de la parcelle).

Au-delà de cette représentation, notons que le SE "stabilisation des sols et contrôle de l'érosion" détermine fortement, *via* le maintien des sols, les SE de "fourniture de nutriments aux plantes cultivées", de "stockage et restitution de l'eau" et de "régulation de la qualité de l'eau". Le SE "structuration des sols", *via* son effet sur la structure des sols, détermine les SE qui dépendent de celle-ci et le SE "stabilisation des sols et contrôle de l'érosion" (et donc, plus indirectement, l'ensemble des SE qui en dépendent). Les SE de "fourniture de nutriments aux plantes cultivées", *via* son effet sur les flux de nutriments, déterminent plus particulièrement le SE de "régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD".

Figure 13-1. Principales relations entre les SE *via* les composantes de la biodiversité et la matière organique des sols. Les boucles de rétroaction entre SE et biodiversité et SE et matière organique ne sont pas représentées.



Cette schématisation du fonctionnement de l'écosystème et de ses interactions avec le paysage, relativement au niveau de fourniture des SE, donne un **premier niveau d'information sur les composantes clés sur lesquelles les agriculteurs (via les pratiques agricoles) et les autres gestionnaires du paysage peuvent intervenir pour modifier ou conserver le niveau des SE**. Elle pointe le rôle très important de la configuration spatiotemporelle de l'écosystème agricole, et du paysage, et donc des pratiques à l'origine de celles-ci. Elle permet d'appréhender les possibles effets des modifications intentionnelles ou non de l'état des composantes de l'écosystème sur différents SE. De façon intégrative, cette représentation met clairement en lumière les très nombreuses interactions indirectes entre SE et donc, le besoin de développement d'outils d'aide à la décision pour une gestion durable de l'état des écosystèmes et des SE associés. Ces outils auraient pour vocation d'instruire beaucoup plus finement les relations des SE suivant les conditions pédoclimatiques locales, voire d'anticiper les possibles effets de changements climatiques.

Cette analyse permet ainsi de "dépasser" les approches générales, peu ciblées, reposant sur des indicateurs "génériques" de maintien du bon état écologique des écosystèmes. Elle peut fournir un cadre pour la conception des dispositifs d'observation de l'état de l'environnement et de la biodiversité, fondés sur des mesures de terrain (ex. Observatoire national pour la biodiversité – ONB) en cours de développement.

Relations entre les SE via les facteurs exogènes

Une fois identifiées les composantes des écosystèmes et du paysage sur lesquelles doivent porter prioritairement les actions de gestion visant à conserver/développer les SE, il est aussi important d'identifier les **leviers opérationnels** permettant d'agir sur ces variables considérant une configuration de l'écosystème et du paysage

données. Dans le cadre d'analyse adopté dans cette étude, ces leviers correspondent aux facteurs anthropiques exogènes à l'écosystème, qui, par leur action sur les déterminants biophysiques, viennent moduler le niveau de fourniture des SE. Dans le cas des écosystèmes agricoles, ces facteurs exogènes anthropiques sont les pratiques agricoles de gestion de la biomasse et des sols (quatre principaux types de pratiques, cf. infra). Dans le cadre de l'étude, ces pratiques n'ont pas été hiérarchisées selon le poids de leurs effets sur les déterminants biophysiques clefs. Plus globalement, déterminer précisément le sens dans lequel chacune de ces pratiques module les caractéristiques de l'écosystème nécessiterait un travail de catégorisation fine de la nature et de l'intensité celles-ci (ex. nature et intensité du travail du sol) et un travail d'analyse des relations entre ces catégories et le niveau de fourniture des SE, travail qui n'a pu être conduit dans le temps imparti à l'étude. Cependant, suivant la même démarche que pour l'identification des composantes clefs de l'écosystème et du paysage, l'analyse transversale des facteurs exogènes de chaque SE a permis d'identifier les grands types de pratiques pouvant constituer des leviers de gestion et leurs relations avec les différents SE analysés.

La **prise en compte des principaux facteurs exogènes à l'écosystème** qui modulent le niveau de fourniture des SE introduit un niveau de complexité supplémentaire dans l'analyse des relations entre SE. La figure 13-2 propose une représentation (très) simplifiée de leur relation indirecte, *via* les déterminants biophysiques, avec les SE. Cette figure permet d'appréhender les nombreuses interactions indirectes entre SE, liées à l'action des facteurs exogènes sur leurs déterminants biophysiques communs. Par soucis de simplification, cette figure se focalise sur l'échelle de la parcelle et donc ne prend pas en compte la composante paysage. De ce fait, les services culturels ne sont pas représentés. Elle ne représente pas non plus les relations directes entre les composantes de la biodiversité et entre les SE qui sont représentées dans la figure 13-1. Comme pour la figure précédente, elle ne représente pas les boucles de rétroactions entre niveau de SE et facteurs exogènes anthropiques *via* le comportement du gestionnaire de l'écosystème, ni celles avec le climat *via* les effets du SE de « régulation du climat global » et du SE de « régulation du microclimat » (non représenté ici et non instruit dans EFESE-écosystèmes agricoles).

Comme précédemment nous nous focalisons sur les relations majeures que permet d'identifier cette représentation.

Les **traitements phytosanitaires** modulent les niveaux de SE de régulations biologiques *via* leurs effets, le plus souvent négatifs, sur la structure et l'abondance des communautés d'auxiliaires des cultures et sur les espèces végétales hôtes de ceux-ci, comme certaines adventices. Ils modulent également l'expression de nombreux SE *via* leurs effets sur les communautés microbiennes des sols et la méso et macrofaune. Ces effets, sont également le plus souvent négatifs. Cependant, les pesticides peuvent avoir des effets positifs sur le niveau de fourniture de certains SE dans certaines situations. Par exemple, un usage régulier d'un même produit phytosanitaire peut avoir un effet positif sur le SE d'atténuation naturelle des pesticides *via* des effets de sélection des communautés en capacité de biodégrader ce produit. Cependant, ce type de pratiques phytosanitaires peut conduire au développement de résistances aux molécules utilisées.

Le **travail du sol** a des effets du même type que les traitements phytosanitaires. Il représente une perturbation du fonctionnement biologique des communautés microbiennes et de la méso et macrofaune des sols et donc peut influencer sur le niveau des SE qui en dépendent. Il peut aussi représenter une perturbation des auxiliaires des cultures y circulant ou utilisant celui-ci comme site de nidification. Enfin, il a un rôle clef sur la distribution de la matière organique dans le sol et sur sa dynamique, et donc sur les SE qui en dépendent.

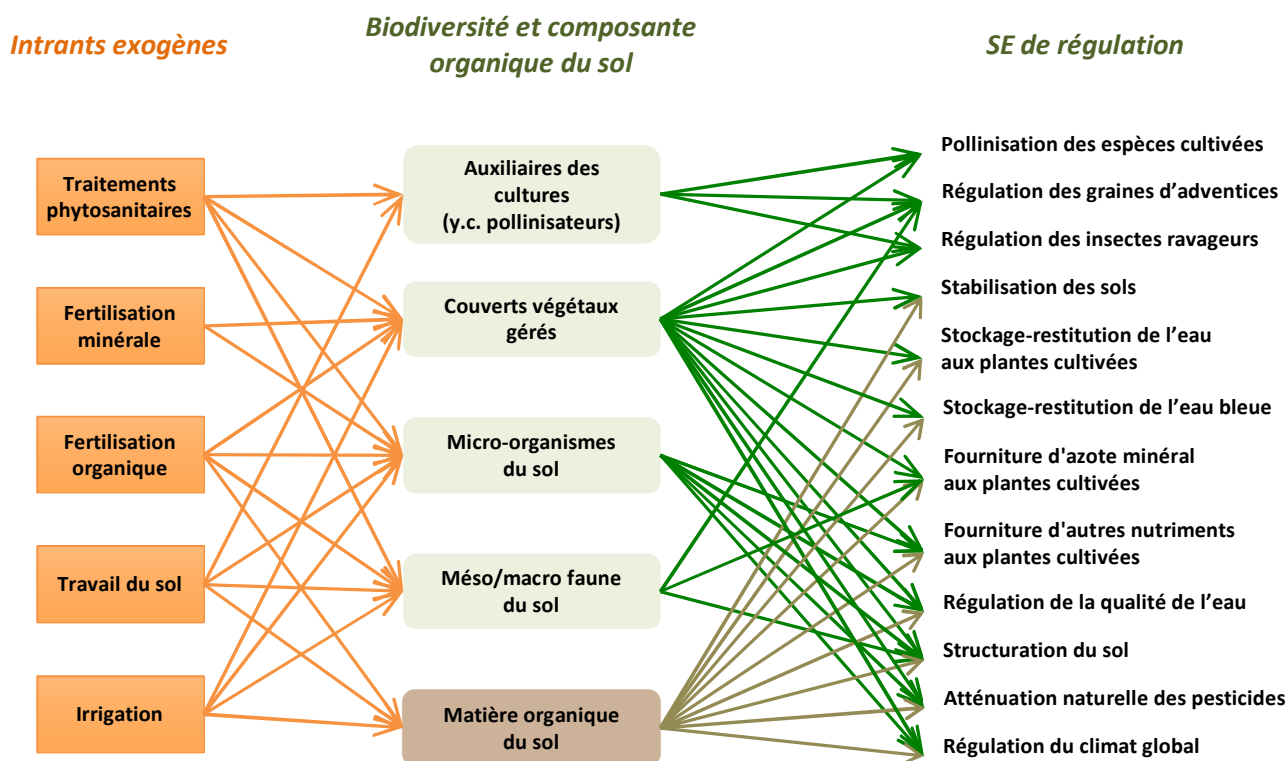
Les **fertilisations minérale et organique** ont un effet sur la croissance des couverts végétaux et donc le niveau de fourniture des nombreux SE liés. La fertilisation organique, plus particulièrement, influence la dynamique des communautés microbiennes, de la méso et macrofaune et les caractéristiques de la matière organique des sols.

L'**irrigation**, *via* sa modification de la teneur en eau du sol, influe sur la croissance des couverts végétaux, le fonctionnement de la vie du sol et la dynamique de la matière organique.

Enfin, **le climat**, est un facteur générique des SE, puisqu'il module la dynamique des communautés d'auxiliaires des cultures, microbiennes et de la méso et macrofaune du sol, ainsi que la dynamique de la matière organique.

Figure 13-2. Principales relations indirectes, à l'échelle de la parcelle, entre les facteurs exogènes anthropiques et biophysiques et les SE de régulation, *via* des composantes de la biodiversité et la matière organique des sols.

Les boucles de rétroaction entre SE et facteurs exogènes, *via* le comportement du gestionnaire de l'écosystème, ne sont pas représentées.



L'analyse des interactions présentée ici reste préliminaire. Elle est fondée sur l'analyse transversale des informations contenues dans les différentes sections de ce rapport. Elle permet de montrer que les différents SE instruits dans cette étude ont de nombreuses interactions indirectes, très intriquées, au sein des écosystèmes agricoles et avec le paysage dans lesquels ils sont insérés.

Plus généralement, à l'échelle de la parcelle, l'enjeu réside dans la conception et mise en œuvre de combinaisons de **pratiques de configuration de l'écosystème et de gestion de la biomasse et des sols**, autrement dit de systèmes de culture et de prairies, qui permettent de développer/conservent les SE attendus par les différents bénéficiaires de ceux-ci. Cette conception, devrait prendre en compte les effets de la composition et configuration du paysage sur les SE qui en dépendent.

13.2. Perspectives de recherche

A court terme, en s'appuyant sur les connaissances des experts impliqués dans EFESÉ-écosystèmes agricoles, il devrait être possible d'enrichir les représentations des relations directes et indirectes entre SE *via* le renseignement du sens des relations, positif ou négatif, voire du poids de celles-ci. Il serait alors possible de construire des diagrammes d'interaction du type « *fuzzy cognitive maps* » et, dans un deuxième temps, d'utiliser ces diagrammes comme des réseaux bayésiens pour inférer l'effet de changements de niveau de facteurs exogènes sur les niveaux des SE (voir exemple dans Aguilera *et al.*, 2011¹). Ce type de représentation permettrait aussi, à terme, de représenter les boucles de rétroactions qui n'ont pas été explicitement traitées dans EFESÉ-écosystèmes agricoles. A moyen terme, ce type d'analyse et de formalisme pourraient permettre de produire

¹ Aguilera, P. A., Fernández, A., Fernández, R., Rumí, R., & Salmerón, A. (2011). Bayesian networks in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software*, 26(12), 1376–1388. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.06.004>

des connaissances sur les antagonismes, effets convergents et synergies entre SE en fonction des caractéristiques des écosystèmes agricoles et des paysages dans lesquels ils sont insérés.

Par ailleurs, l'utilisation de modèles comme STICS et PaSim offre la possibilité de conduire des analyses approfondies des interactions entre les SE simulés en fonction des caractéristiques des situations de production. Ces analyses devraient permettre d'identifier les possibles antagonismes entre les SE simulés. La possibilité de simuler les effets d'une large gamme de configurations d'écosystème et de pratiques agricoles exogènes sur le niveau de fourniture de différents SE devrait permettre d'aider à concevoir des stratégies de gestion des écosystèmes agricoles permettant de réduire ou lever ces antagonismes.

Enfin, l'utilisation de la modélisation dynamique des systèmes sol-plantes et des paysages ouvre la possibilité d'analyser les dynamiques spatio-temporelles des SE et de leurs interactions et, ainsi, de déterminer la variabilité de leurs niveaux de fournitures voire de leur résilience aux changements climatiques et actions anthropiques.

Perspectives de recherche

De nombreuses perspectives de recherche ont été identifiées tout au long de l'étude. Elles sont décrites finement dans chaque section du rapport. Des premiers travaux de recherche devront s'attacher à évaluer la fiabilité de certains résultats générés à l'échelle de la France entière par extrapolation de données régionales ou d'autres pays et, si nécessaire, adapter les méthodes présentées dans cette étude. Au-delà de ces travaux de validation, cette section synthétise les principaux besoins en données et travaux de recherche complémentaires.

1. Identification et spécification des SE

Liste de SE

La liste des SE instruits dans cette étude a vocation à être complétée, voire affinée. Plusieurs SE rendus par les écosystèmes agricoles et associés à de forts enjeux en termes de gestion de ces écosystèmes n'ont pas été analysés dans cette étude et devraient donc l'être *via* des travaux complémentaires. Ainsi, une première liste de SE clefs qui reste à instruire a été dressée durant l'étude :

- la régulation des maladies des cultures et des animaux d'élevage ;
- l'activité de décomposition et de recyclage de la nécromasse et de la copromasse¹ ;
- la régulation locale du climat (à l'échelle de la parcelle ou du paysage) ;
- la régulation de la qualité de l'air ;
- la régulation des inondations.

Comme réalisé dans cette étude, la spécification de ces SE devrait être réalisée en décrivant finement la chaîne Déterminants biophysiques-SE-Avantage(s)-Bénéficiaire(s) et l'effet des facteurs exogènes.

Cette liste des SE qui reste à instruire n'est pas exhaustive. Le processus d'identification des SE est un itératif et nécessite des aller-retour entre identification de catégories de bénéficiaires et identification des SE qui leur sont rendus par les écosystèmes. Autrement dit, la prise en compte de nouvelles catégories de bénéficiaires peut/devrait conduire à l'identification de nouveaux SE.

La liste des SE instruits dans l'étude correspond à une adaptation, parfois profonde, de la classification internationale CICES (2013), reprise dans de nombreux travaux actuels sur les SE. Aussi, il sera important de valoriser le travail réalisé dans cette étude en proposant à la communauté internationale une procédure de spécification et une liste de SE adaptées à l'étude des écosystèmes agricoles.

Indicateurs de SE potentiel et effectif

Le niveau "effectif" de SE – c'est-à-dire le niveau de SE effectivement exploité par son bénéficiaire – n'a pas pu être estimé pour tous les SE instruits ici. Ainsi, pour un certain nombre d'entre eux, seule la capacité de l'écosystème à fournir les SE (ou niveau "potentiel" de SE), voire un proxy de celle-ci, a pu être quantifiée. C'est notamment le cas des SE rendus au gestionnaire de l'écosystème. Dans certains cas, l'écart est susceptible d'être important entre ces deux niveaux de SE. En outre, les Informations sur le niveau effectif de SE et sur l'adaptation des pratiques agricoles en fonction des variations de ce SE sont nécessaires pour conduire une évaluation économique robuste et complète de ce type de SE. Afin de progresser vers l'estimation du niveau effectif de fourniture de ces SE par les écosystèmes, il est nécessaire (i) de construire des indicateurs plus directs du niveau de SE, puis (ii) de disposer d'informations sur la manière dont les bénéficiaires adaptent leur comportement (pratiques agricoles, modes de gestion) lorsqu'ils tiennent compte du niveau de SE fourni par l'écosystème.

¹ Réalisée par des organismes respectivement nécrophages et coprophages, essentiellement invertébrés et mêmes insectes (mais aussi oiseaux charognards pour les grosses carcasses).

En premier lieu, par manque de données et connaissances, certains SE n'ont pas été estimés *via* un indicateur direct du processus qui définit le SE, mais estimés *via* la quantification d'un des déterminants biophysiques de celui-ci. Ainsi, pour le SE de régulation des insectes ravageurs, un indicateur de composition du paysage (déterminant biophysique de ces SE) a été utilisé pour prédire un niveau potentiel de régulation. Pour les SE de pollinisation et de régulation des graines d'adventices par les carabes, l'évaluation biophysique est encore plus indirecte : des indicateurs de composition/configuration du paysage ont été utilisés pour prédire l'abondance d'auxiliaires des cultures, elle-même déterminant biophysique du SE. Or ces deux types de relations entre caractéristiques paysagères et niveau de régulation sont souvent assez lâches, et ne fournissent donc qu'une estimation très indirecte et souvent imprécise du SE. Pour estimer de manière plus robuste le niveau de SE, il serait donc nécessaire de développer des indicateurs plus directs du SE lui-même, autrement dit du niveau de régulation des bioagresseurs (vs. l'abondance d'auxiliaires de culture).

En second lieu, pour tous les SE dont l'avantage est dérivé par introduction de capital humain ou matériel, il est nécessaire d'avoir des informations sur les pratiques des bénéficiaires pour estimer le niveau effectif de SE à partir de la quantification du niveau potentiel de SE. Les pratiques du gestionnaire de l'écosystème peuvent en effet moduler, positivement ou négativement, le niveau potentiel de SE. Ainsi, les pratiques phytosanitaires peuvent réduire le niveau potentiel des SE de régulation biologique. Ces pratiques déterminent aussi le niveau de valorisation du SE potentiel en SE effectif. Par exemple, les méthodes d'estimation du SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées et de prise en compte du niveau de ce SE dans la stratégie d'irrigation déterminent le niveau effectif de SE *in fine*. Concernant plus spécifiquement les SE de contrôle biologique naturel, il s'agirait notamment d'établir les relations entre niveau potentiel de SE et pratiques agricoles. Ceci permettrait d'estimer le niveau effectif de SE, autrement dit le niveau de contrôle biologique naturel dont bénéficie l'agriculteur considérant à la fois ses pratiques (ex. apports de produits phytosanitaires) et le niveau potentiel de contrôle des bioagresseurs. Que ce soit dans le but d'établir des relations entre niveau de SE et pratiques ou encore de réaliser une évaluation économique des SE, l'estimation des pertes de récolte (ex. pertes en quantité ou qualité de production) que les SE de contrôle biologique permettent d'éviter est ici un enjeu majeur. Peu d'informations et de modèles existent sur les relations SE-pratiques-dommages, et leur développement reste un front de recherche.

Plus généralement, pour certains indicateurs de niveau de fourniture des SE instruits, les résultats de l'évaluation ont conduit à discuter leur pertinence et à proposer des améliorations. Ainsi, il semble important de dépasser l'utilisation d'indicateurs de niveau absolu de SE pour aller vers l'élaboration d'indicateurs permettant de quantifier le niveau des SE relativement aux enjeux liés à leur utilisation ou à leur gestion. Des premières propositions d'indicateurs et d'évaluations correspondantes ont été réalisées pour les SE de « Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées », « Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées », évalués relativement aux besoins en azote et en eau du couvert cultivé (voir section 8.7 et 8.8), et « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion », estimé en relatif du niveau de SE maximal qui pourrait être atteint si l'écosystème était de nature différente (voir section 8.5). Ce type d'indicateur est nécessaire pour produire un diagnostic du niveau de fourniture des SE en relatif de la demande des bénéficiaires, et ce, tout autant SE par SE que lors de l'analyse de bouquets de SE.

2. Bases de données pour l'évaluation des SE

L'évaluation du niveau de fourniture de SE rendus par les écosystèmes agricoles à une résolution spatiale fine nécessite de mobiliser des bases de données sur les sols et leurs utilisations (couverts végétaux, chargement animal et pratiques de gestion des sols et de la biomasse). Or l'amélioration future de l'évaluation des SE nécessitera de disposer de données plus fines pour caractériser ces diverses composantes.

Base de données sur les Sols

Le dispositif d'évaluation de l'étude repose sur l'utilisation de données sur les caractéristiques et les propriétés des sols, obtenues par application de règles de pédotransfert aux informations qualitatives contenues dans la Base de

Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000 (Le Bas *et al.*, 1997²). Les incertitudes associées à ces données quantitatives sur les sols, bien que non évaluées à ce jour, sont potentiellement élevées (Le Bas, 2016³). Dans de futures études, l'utilisation de la couverture quasi-exhaustive de la France par la carte des sols au 1/250 000 - qui contient des informations quantifiées sur le type de sol et certaines de ses caractéristiques, notamment la teneur en argile et la teneur en matière organique – permettra une évaluation plus précise des propriétés des sols et réduira l'incertitude sur les sorties du modèle.

Une attention particulière devrait également être portée à la détermination de deux caractéristiques et propriétés clefs du sol, teneur de matière organique et densité apparente, actuellement déterminées sans distinction des types de systèmes de culture et de prairies. Par exemple, l'estimation de la teneur en matière organique sous prairies par Mulder *et al.* (2015⁴, 2016⁵) ne tient pas compte de la durée de ces prairies. Dans la base de données sur les sols, la densité apparente est identique sous grandes cultures et sous prairies. Les informations actuellement disponibles sur la distribution spatiale des séquences de couverts végétaux offrent un bon potentiel d'amélioration de ces données. En effet, il serait possible de coupler les données sur le taux de matière organique et la densité apparente issues du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS⁶), d'une part, et les données sur les séquences de culture, d'autre part, pour affiner l'estimation de ces deux propriétés des sols en fonction du type de séquences de couverts végétaux présent dans la parcelle.

Pratiques de gestion des sols et de la biomasse

La représentation de la distribution spatiale et temporelle des pratiques de semis, fertilisation, irrigation, récolte/destruction pour les différentes cultures constitue la plus importante limite actuelle du dispositif de simulation des systèmes de culture. Les bases de données actuellement disponibles (enquêtes Pratiques culturelles du SSP) et leur conditions d'utilisation (ex. *via* le Centre d'Accès Sécurisé aux Données⁷) limitent très fortement la représentation de la variabilité spatiale et temporelle de ces pratiques agricoles. Les données des enquêtes pratiques culturelles sont réalisées tous les 5-6 ans et ont une représentativité régionale (anciennes régions administratives), alors qu'il faudrait pouvoir accéder (i) à des données annuelles pour inférer la variabilité interannuelle des pratiques en fonction du climat et (ii) à une résolution spatiale plus fine, au moins du type PRA, pour prendre en compte la variabilité de ces pratiques en fonction de la diversité des contextes pédoclimatiques et agricoles. Un groupe de travail du GIS Grande Culture à Hautes Performances Économiques et Environnementales (GC HP2E) est actuellement en train de développer une stratégie pour faire progresser cette question. Il est envisagé de développer un modèle spatialisé des pratiques agricoles à une échelle spatiale fine en couplant les bases de données existantes sur les systèmes agricoles et les pédoclimats.

² Le Bas, C., King, D., Daroussin, J., 1997. A tool for estimating soil water available for plants using the 1:1,000,000 scale Soil Geographical Data Base of Europe. In: Beek, K.J., de Bie, K.J.A.M., Driessen, P.M., eds (Ed.), Geo-information for sustainable land management. International Journal of Aerospace Survey and Earth Sciences, Enschede, The Netherlands.

³ Le Bas, C., 2016. Impact des incertitudes des paramètres sols estimés à partir de la Base de Données Géographique des Sols de France sur les sorties du modèle de culture STICS. Approche méthodologique. Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement. AgroParisTech, Paris, p. 450.

⁴ Mulder VL, Lacoste M, Martin MP, et al. (2015) Understanding large-extent controls of soil organic carbon storage in relation to soil depth and soil-landscape systems. *Global Biogeochem Cycles* 29:1210–1229. doi: 10.1002/2015GB005178

⁵ Mulder VL, Lacoste M, Richer-de-Forges AC, Martin MP, Arrouays D (2016) National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* 263: 16-34. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.035.

⁶ <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmq-34>

⁷ <https://www.casd.eu/>

Couverts végétaux (couverts intermédiaires)

Les séquences de culture représentées dans l'étude sont issues de la base de données développée par l'Inra à partir de l'analyse des Registres Parcelaires Graphiques (RPG) annuels. Cette base de données offre de nombreuses opportunités d'identification des rotations de culture dominantes (sur lesquelles est focalisée la présente étude), mais aussi alternatives à ces premières. Cependant, du fait des informations contenues dans la version simplifiée du RPG accessible par la recherche publique, la base de données sur les séquences de culture ne fournit que des informations sur les grands types de couverts semés (ex. blé, orge et autres céréales). Pour représenter plus finement les couverts semés, il serait nécessaire d'accéder à l'intégralité des informations du RPG qui décrit finement la diversité des couverts semés (ex. les différentes céréales). Par ailleurs, comme le RPG ne contient pas d'information sur les couverts intermédiaires, il serait nécessaire de coupler les informations fournies par cette base de données avec des informations issues de la télédétection sur la présence et la durée de ces couverts. Des travaux en cours, par exemple ceux réalisés par l'UMR CESBIO⁸ sur la cartographie par télédétection de ces couverts, devraient permettre à court terme de fournir ce type d'information à une résolution spatiale fine.

Conduite des prairies

L'une des grandes limites du dispositif de simulation des systèmes de prairies concerne l'estimation du chargement animal instantané, actuellement estimé de façon uniforme à partir des données sur le chargement annuel moyen. Dans un premier temps, une analyse de sensibilité des sorties du modèle PaSim relativement au chargement animal pour des situations contrastées en France permettrait d'évaluer la qualité de cette estimation. S'il s'avère qu'il est nécessaire d'affiner l'estimation de ce chargement instantané, par exemple de le faire évoluer au fil de la saison, il faudrait développer une procédure méthodologique permettant d'estimer ces évolutions, par exemple basée sur les connaissances expertes sur ce phénomène. Par ailleurs, il serait également nécessaire d'actualiser le travail de détermination des modes d'exploitation des prairies à partir de données plus récentes, par exemple celles de l'enquête prairie 2011, afin d'améliorer la représentativité des pratiques actuelles.

3. Dispositifs de modélisation et simulation des systèmes de culture et de prairies actuels

Le dispositif de modélisation et simulation développé pour cette étude fournit la description des caractéristiques des systèmes de culture et de prairies la plus fine possible à partir des données disponibles à l'échelle de la France entière. Les données d'entrées et de sorties de ce dispositif sont en cours d'intégration dans un système d'information pérenne développé et géré par l'US Inra Observatoire du Développement Rural⁹. Ces données pourront donc être réutilisées pour d'autres travaux visant à actualiser les évaluations ou à améliorer les indicateurs proposés.

De nombreuses améliorations possibles du dispositif de simulation ont été identifiées au fil de l'étude (voir le descriptif détaillé en Annexe 8-A). Du point de vue des données d'entrées des modèles de simulations, elles concernent principalement la diversité des rotations des cultures simulées et la représentation de la distribution spatiotemporelle des pratiques culturales afin de mieux prendre en compte les spécificités climatiques de chaque année et le potentiel agronomique de chaque situation pédoclimatique. Concernant les modèles, une chaîne de modélisation couplant modèle de prairies et modèle de grandes cultures pourrait être utilisée pour simuler le

⁸ <http://www.cesbio.ups-tlse.fr/>

⁹ https://odr.inra.fr/intranet/cartographie_joomla/

fonctionnement des prairies temporaires. Le développement actuel de la chaîne de modèle PaSim-CERES au sein de l'Inra devrait permettre d'atteindre cet objectif à court terme. Par ailleurs, l'utilisation de modèles différents (approche multi-modèles) permettrait d'évaluer l'incertitude liée aux formalismes et paramétrage des modèles.

4. Analyse des relations entre paysage, déterminants biophysiques (endogènes), facteurs exogènes et SE

L'analyse des relations entre configuration de l'écosystème et du paysage, pratiques agricoles exogènes, climat, niveau de fourniture des différents SE et niveaux de production de biens agricoles semble rester le front de recherche principal pour produire des connaissances mobilisables par les acteurs pour la conception et gestion des systèmes agroécologiques. De nombreuses questions de recherche plus précises restent à formaliser, comme par exemple : quelles sont les relations entre biodiversité aérienne et souterraine et plus particulièrement entre biodiversité planifiée, ingénieurs du sol et régulations biologiques souterraine et aérienne ? Quel est le rôle du microbiote associé aux espèces végétales/animales dans ces relations ? Quel est le rôle des interactions entre plantes, directes ou indirectes via la biodiversité du sol et aérienne ? Quelles sont les possibilités de piloter ces interactions via la configuration spatiotemporelle des écosystèmes ?

Plus généralement, il semble nécessaire d'orienter les recherches en agroécologie vers une analyse intégrée des interactions entre conditions abiotiques, biodiversité planifiée, apports d'intrants exogènes, caractéristiques du paysage, bioagresseurs, auxiliaires des cultures, dégâts biophysique sur les cultures et dommages qualitatifs et quantitatifs sur la production de biens agricoles. En effet, alors que de nombreux travaux traitent d'une partie de cette chaîne d'interaction (ex. relations entre biodiversité planifiée et régulations biologiques, entre auxiliaire(s) des cultures et bioagresseur(s), entre bioagresseurs et dommages, entre pesticides et bioagresseurs ou auxiliaires), peu de travaux traitent de la chaîne d'interactions complète. Plus particulièrement, il existe un manque de données crucial sur les seuils de nuisibilité des bioagresseurs (Leather et Atanasova, 2017¹⁰), sur les relations entre régulations biologiques (ou niveau de bioagresseurs) et dommages (pertes de rendement) (Nelson, 2017¹¹), et sur les relations entre bioagresseurs, auxiliaires et pesticides. Cela semble fortement limiter la possibilité de traduire les connaissances scientifiques en informations actionnables par les gestionnaires des écosystèmes agriculteurs et les décideurs publics. L'enjeu ici serait d'estimer le niveau et la variabilité des effets potentiels des SE relativement aux niveaux des effets obtenus avec des méthodes de contrôles des bioagresseurs basés sur les intrants exogènes. L'enjeu serait aussi de définir des pratiques agricoles qui ne remettent pas en cause les réseaux trophiques qui sous-tendent le contrôle biologique à court et moyen long-terme. En complément, les recherches sur le poids relatif de la composition et configuration du paysage sur les SE de contrôle biologique pour différents systèmes de culture sont nécessaires (Cf. sections 8.2 et 8.3). Autrement dit, l'enjeu serait de développer des approches intégrées fondées sur l'analyse des réseaux trophiques, l'écologie du paysage et l'écologie fonctionnelle de l'échelle de la parcelle à celle du paysage pour une large gamme de systèmes et paysages agricoles (Bohan *et al.*, 2016¹² ; Hagen *et al.*, 2012¹³). L'utilisation de nouvelles technologies telles que l'analyse des contenus stomacaux, l'analyse automatique de la littérature (*via* des méthodes « *machine learning* ») ou les méthodes de *biomonitoring* basées sur le séquençage haut-débit devraient permettre de déterminer finement la nature et la variabilité des réseaux trophiques au sein des écosystèmes et des paysages.

¹⁰ Leather SR, Atanasova D (2017) Without up-to-date pest thresholds sustainable agriculture is nothing but a pipe-dream. *Agric For Entomol* 19:341–343. doi: 10.1111/afe.12244

¹¹ Nelson A (2017) Crop pests: Crop-health survey aims to fill data gaps. *Nature* 541:464.

¹² Bohan DA (2016) Networking Our Way to Better Ecosystem Service Provision. *Trends Ecol Evol* 31:105–115. doi: 10.1016/j.tree.2015.12.003

¹³ HAGEN M, W. DANIEL KISSLING, RASMUSSEN C, *et al.* (2012) Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world.

Enfin, concernant le cycle des nutriments, il semble nécessaire de développer des recherches sur la nature des configurations d'écosystèmes et pratiques exogènes qui permettent d'augmenter la fertilité physique, chimique et biologique des sols (Cf. section 8.4). Dans cet objectif, de manière convergente avec les objectifs de stockage de carbone pour la régulation du climat, l'amélioration et la gestion de l'état organique des sols semblent être au cœur des questions de recherche (voir par ex. Drinkwater et Snapp, 2007¹⁴). Plus précisément, il s'agit ici de définir une stratégie de configuration de l'écosystème (séquence de couverts végétaux), de travail du sol et de gestion de la biomasse (fertilisation, gestion des résidus, restitution...) par pédoclimat qui permettent d'atteindre un état organique des sols assurant un haut niveau durable des SE de « Fourniture des nutriments » et donc une réduction des apports de fertilisants exogènes *via* le développement puis la conservation d'un important stock de carbone. Autrement dit, il s'agit ici de déterminer des systèmes de cultures et de prairies qui permettent d'atteindre le triple objectif de réduction très significative des apports de fertilisants minéraux, de régulation du climat par stockage du carbone et de réduction des impacts sur le climat, la qualité de l'air et de l'eau liés à cette fertilisation.

Pour ces différents travaux, encore une fois, un des enjeux majeurs est de développer, uniformiser et rendre disponibles les bases de données finement géoréférencées sur les pratiques culturales et les mesures de biodiversité et de dommages réalisées actuellement en France dans différents cadres par différentes institutions.

5. Poids relatif des SE et des intrants exogènes dans la production agricole

De manière originale, cette étude pose les jalons d'une démarche conceptuelle et méthodologique pour déterminer la part de la production de biens végétaux imputables aux SE de « Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » et de « Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » et fournit des résultats associés préliminaires. Différentes perspectives de recherche ont été identifiées pour poursuivre ce travail (Cf. section 10.1).

A court terme, dans la continuité des travaux réalisés, il est nécessaire de consolider les résultats produits *via* l'analyse fine des interactions entre [type de sol x type de climat x type de séquences x pratiques agricoles], en moyenne et en dynamique sur les trente années de simulation. Ainsi, il serait nécessaire d'analyser les interactions entre les SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau pour identifier (i) les antagonismes existant en fonction des situations de production et (ii) des configurations d'écosystèmes agricoles et des pratiques exogènes permettant de les réduire voire de favoriser les synergies entre SE.

Plus généralement, les méthodes de partitionnement des effets respectifs des SE intrants et des intrants exogènes sur le niveau de production agricole, en statique (c.-à-d. pour état initial et une période donnée) et en dynamique, sont à renforcer ou développer. Quelques propositions méthodologiques pour faire face aux limites du dispositif de simulation développé dans le cadre de l'étude ont été formulées. Elles restent à affiner et à mettre en œuvre. Du point de l'évaluation dynamique, l'un des enjeux serait de développer des procédures permettant de rendre compte de la dynamique de ce partitionnement et des effets sur le moyen et long termes des pratiques agricoles (de configuration et exogènes) sur l'état de l'écosystème et les SE intrants liés.

¹⁴ Drinkwater, L.E., Snapp, S.S., 2007. Nutrients in agroecosystems: rethinking the management paradigm. *Advances in Agronomy* 92, 163-186.

6. Interactions, antagonismes et synergies entre SE

L'étude a permis de produire une première représentation synthétique et d'analyser les principales relations entre SE *via* les déterminants biophysiques ou facteurs exogènes communs. A court terme, en s'appuyant sur les connaissances des experts impliqués dans cette étude, il devrait être possible d'enrichir les représentations des relations entre SE *via* le renseignement du sens des relations, positif ou négatif, voire du poids relatif de celles-ci. Il serait alors possible d'utiliser ces diagrammes pour inférer l'effet de changements de niveau de facteurs exogènes sur les niveaux des SE. Ce type de représentation permettrait aussi, à terme, de représenter les boucles de rétroactions qui n'ont pas été explicitement traitées ici. A moyen terme, ce type d'analyse et de formalisme pourraient permettre de produire des connaissances sur les antagonismes, effets convergents et synergies entre SE en fonction des caractéristiques des écosystèmes agricoles et des paysages dans lesquels ils sont insérés.

Par ailleurs, l'utilisation de modèles du fonctionnement des systèmes de culture et de prairies comme STICS et PaSim offre la possibilité de conduire des analyses approfondies des interactions entre les SE simulés en fonction des caractéristiques des situations de production. Ces analyses devraient permettre d'identifier les possibles antagonismes entre les SE simulés (Cf. section précédente). En outre, la possibilité de simuler les effets d'une large gamme de configurations d'écosystème et de pratiques agricoles exogènes sur le niveau de fourniture de différents SE devrait permettre d'aider à concevoir des stratégies de gestion des écosystèmes agricoles permettant de réduire ou lever ces antagonismes.

7. Statut de l'animal

Dans la présente étude, l'animal d'élevage, présent dans l'écosystème (c.-à-d. hors des bâtiments) est considéré comme une des composantes biotiques de l'écosystème. Il relève donc de la composante "biodiversité planifiée" de celui-ci. Par analogie avec la biodiversité végétale, les pratiques agricoles qui déterminent la distribution spatiotemporelle des animaux d'élevage dans l'écosystème relèvent des pratiques dites de configuration de l'écosystème.

Cette première conceptualisation du statut et du rôle de l'animal dans l'écosystème du point de vue des SE reste à affiner et stabiliser, considérant qu'il est à la fois le vecteur direct (support) de la production animale et un organisme vivant support de services écosystémiques. En particulier, le rôle de l'animal (organisme de l'écosystème) dans la fourniture d'un SE de "régulation des maladies de l'animal d'élevage" (ici considérés comme un bien agricole) devrait être examiné. Ainsi, il serait nécessaire d'étudier l'effet sur le niveau de fourniture de ce SE (i) du microbiote de l'animal d'élevage, (ii) de la durée et la nature des interactions entre l'animal d'élevage et le système sol-plantes d'une part et les composantes abiotiques et biotiques des bâtiments d'élevage, d'autre part, et (iii) du type de rationnement.

Par ailleurs, il serait nécessaire de poursuivre les travaux sur l'évaluation de la part de la production de biens végétaux permise par les SE intrants *via* le développement et l'application d'un cadre d'analyse et de méthodes adaptés pour traiter de cette question pour les biens animaux. L'enjeu est de parvenir à l'estimation de la part de la production animale permise par les SE intrants basés sur la biodiversité végétale et animale. A court terme, une première étape serait d'articuler les informations fournies par chacune des deux approches développées ci-avant pour la production végétale et animale. Dans un deuxième temps, il serait nécessaire de développer une approche plus intégrative de l'analyse du système sol-plantes-animaux.

8. Systèmes de culture et de prairies alternatifs

A moyen et long termes, il serait nécessaire d'étendre l'analyse réalisée dans cette étude sur les systèmes de culture/prairies dominants à des systèmes « alternatifs » basés sur une biodiversité planifiée dans le temps et l'espace plus importante, et de prendre en compte, dans les simulations dynamiques, les effets des régulations biologiques et des pratiques phytosanitaires. Deux grandes stratégies de production de connaissances (*sensu lato*) peuvent être identifiées ici.

La première stratégie serait basée sur l'analyse transversale des expérimentations de longue durée ou « systèmes » mises en œuvre (en France) pour étudier les alternatives aux systèmes basés sur les intrants. Pour cela, il serait nécessaire de réaliser un inventaire et une caractérisation fine de celles-ci pour définir et mettre en œuvre un protocole d'analyse qui permettrait d'évaluer les relations entre paysage, pédoclimat, systèmes de culture et SE.

Une seconde stratégie, basée sur la production de connaissances issue de la première et décrite en section 4 ci-dessus, serait de poursuivre le développement de modèles opérationnels permettant de simuler :

- les interactions spatiales et temporelles entre espèces/variétés au sein de l'espace cultivée voire au sein de la parcelle (ex. interaction entre espèces annuelles et formations ligneuses) concernant la compétition pour la lumière, les nutriments et l'eau et leurs effets sur le cycle du carbone ;
- les effets de techniques de non labour, seules ou combinées avec des pratiques de couverture du sol et de diversification des rotations, sur la structure du sol, les cycles du carbone, de l'azote et l'eau ;
- les dynamiques des bioagresseurs, des régulations biologiques et des dommages et l'effet des phytosanitaires sur ceux-ci considérant la biodiversité planifiée dans la parcelle et la matrice paysagère.

9. Évaluation multicritère des systèmes de culture

La clarification de la nécessaire distinction des enjeux, concepts et méthodes d'évaluation des SE, des dis-services, des impacts négatifs des activités humaines, de la conservation de la biodiversité (ex. patrimoniale), réalisée dans l'étude, permet de définir les sous-domaines qu'il est nécessaire d'appréhender dans une évaluation de la durabilité environnementale des agroécosystèmes et des paysages agricoles. Combinés aux indicateurs de durabilité économique et sociale, voire institutionnelle, ces critères de durabilité environnementale dessinent les bases des méthodes d'évaluation multicritère à développer et utiliser pour évaluer la durabilité des systèmes agricoles.

En outre, un autre enjeu sera de développer des méthodes permettant d'analyser les antagonismes et synergies entre critère au sein d'un sous-domaine (ex. entre SE rendus aux agriculteurs et à la société) ou entre eux (ex. entre fourniture de SE et impacts environnementaux) aux niveaux d'organisation adaptés (ex. parcelle, agroécosystème, paysage, etc.).

10. Dynamique des SE

Dans cette étude, le fonctionnement des écosystèmes agricoles a été examiné considérant leur état actuel, et la manière dont ils sont actuellement gérés. Or, les changements de nature d'écosystème, climatiques ou de choix d'aménagement du territoire (ex. urbanisation, reforestation) peuvent avoir un impact sur la fourniture des SE. Identifier les conditions d'une durabilité "dynamique" de la fourniture des SE vis-à-vis de ces différents types de changements nécessite d'identifier les propriétés biophysiques et socio-économiques clefs à l'origine de cette durabilité ; et sur lesquelles l'Homme pourrait agir pour maintenir le niveau des SE ou au contraire orienter l'offre de SE des écosystèmes en fonction des priorités sociétales.

Les travaux récents d'analyse de la littérature et des connaissances expertes sur les relations entre propriétés des écosystèmes et résilience des SE montrent qu'au-delà de la diversité spécifique et fonctionnelle, la connectivité écologique entre les écosystèmes et l'état des variables à dynamique lente (ex. taux de MO des sols) déterminent fortement la résilience des SE rendus par ces systèmes (Biggs *et al.*, 2012¹⁵). La détermination des niveaux adaptés de chacune de ces trois propriétés clefs et de leur combinaison, et la dépendance de ceux-ci au contexte pédoclimatique, voire paysager, relève de fronts de recherche conceptuels et méthodologiques à développer.

D'un point de vue méthodologique, le développement de la modélisation dynamique des systèmes sol-plantes-animaux et des paysages devrait offrir la possibilité d'analyser les dynamiques spatiotemporelles des SE et de leurs interactions et, ainsi, de déterminer la variabilité de leurs niveaux de fourniture voire de leur résilience aux changements climatiques et aux actions anthropiques. Par ailleurs, l'analyse de la dynamique des SE dans des paysages présentant des trajectoires différentes serait aussi à développer. Ainsi, la compilation de matrice paysage x configuration d'écosystème x pratiques de gestion du sol et de la biomasse x Biodiversité x SE permettrait notamment de développer des approches fonctionnelles prenant en compte les traits d'histoires de vie des organismes vivant et leurs liens avec le niveau des SE.

¹⁵ Biggs R, Schlüter M, Biggs D, Bohensky EL, BurnSilver S, Cundill G, Dakos V, Daw TM, Evans LS, Kotschy K, Leitch AM, Meek C, Quinlan A, Raudsepp-Hearne A, Robards MD, Schoon ML, Schultz L, West PC (2012) Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annu Rev Env Resour* 37: 421–448



Photographie de couverture : © G. Brändle, U. Zihlmann (Agroscope) et A. Chervet (Office de l'agriculture et de la nature du canton de Berne)



INRA
SCIENCE & IMPACT

Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Études

147, rue de l'Université

75338 Paris Cedex 07

France

Tél. : + 33 1 42 75 94 90

www.inra.fr

