



HAL
open science

Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme **EFESE**

Anaïs Tibi, Olivier Therond

► **To cite this version:**

Anaïs Tibi, Olivier Therond. Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE. [Rapport de recherche] INRA. 2017, 118 p. hal-02990427

HAL Id: hal-02990427

<https://hal.inrae.fr/hal-02990427>

Submitted on 5 Nov 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.



LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES RENDUS PAR LES ÉCOSYSTEMES AGRICOLES

UNE CONTRIBUTION AU PROGRAMME EFESÉ

SYNTHÈSE 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 :

Tibi A., Therond O. (2017). *Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE*. Synthèse du rapport d'étude, Inra (France), 118 pages.

Le présent document constitue la synthèse du rapport d'une étude co-subventionnée 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 scientifique, source de cette synthèse, a été élaboré par le groupe de travail sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou par l'Inra. La synthèse a été validée par les responsables scientifiques de l'étude. Le contenu du rapport et des documents de synthèse n'engage que la responsabilité de leurs 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

Synthèse issue du rapport scientifique de l'étude
menée par l'Inra de novembre 2014 à mars 2017

Anaïs Tibi, Olivier Therond

Version finale - Novembre 2017

Sommaire

Avant-Propos	5
1. Cadre pour l'analyse des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles	9
1.1. Le concept de service écosystémique et sa transposition au fonctionnement des écosystèmes agricoles	9
1.1.1. L'écosystème agricole : un écosystème anthropisé, géré à des fins de production de biomasse	9
1.1.2. Un cadre d'analyse pour caractériser et évaluer les services écosystémiques	10
1.2. Identification et évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles	12
1.2.1. Typologie des SE rendus par les écosystèmes agricoles	12
1.2.2. Evaluation biophysique des services écosystémiques	14
1.2.3. Evaluation économique des services écosystémiques	17
1.3. Conclusion	17
2. Les services écosystémiques "intrants"	19
2.1. Services écosystémiques "intrants" et potentiel de production végétale	19
2.2. Régulation des conditions biophysiques de la production de biomasse végétale	21
2.2.1. Structuration des sols	21
2.2.2. Fourniture d'éléments nutritifs aux plantes cultivées	22
2.2.3. Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	27
2.2.4. Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	31
2.3. Les régulations biologiques	33
2.3.1. La pollinisation des espèces cultivées	33
2.3.2. Les contrôles biologiques par conservation (adventices, insectes ravageurs)	36
2.4. Synthèse	40
2.4.1. Déterminants et facteurs exogènes clefs des services écosystémiques "intrants"	41
2.4.2. Niveau de fourniture des services écosystémiques "intrants"	43
3. La production de biens agricoles végétaux et animaux	47
3.1. Poids relatifs des services écosystémiques intrants dans la production de biens végétaux	47
3.1.1. Quantification de la part de la production imputable aux services écosystémiques intrants	47
3.1.2. Estimation de la contribution relative des services écosystémiques intrants et des pratiques à la couverture des besoins des cultures	51
3.2. La production animale française : quantification de la part réalisée à partir des matières premières végétales produites localement	54
3.3. Synthèse	59
3.3.1. Un premier pas vers la compréhension des relations entre services écosystémiques intrants, pratiques agricoles et production de biens végétaux	59
3.3.2. Un travail à poursuivre sur le statut et le rôle de l'animal d'élevage et la part de la production imputable aux services écosystémiques	59
4. Services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles à la société	61
4.1. Les services de régulation de la qualité biophysique du cadre de vie	61
4.1.1. Contribution à la régulation de la qualité de l'eau restituée par les écosystèmes agricoles	61
4.1.2. Contribution des écosystèmes agricoles à la régulation du climat	67
4.2. Contribution au potentiel récréatif du paysage	72
4.2.1. La définition de services "culturels" rendus par les écosystèmes	72
4.2.2. Les caractéristiques de l'écosystème agricole supports d'activités récréatives sans prélèvement	73
4.3. Synthèse	75
4.3.1. Contribution des écosystèmes agricoles à la régulation de la qualité biophysique du cadre de vie	75
4.3.2. Potentiel récréatif des écosystèmes agricoles	77

5. L'évaluation économique des services écosystémiques : précautions et difficultés	79
5.1. Méthodes mobilisables pour l'évaluation économique des services écosystémiques	79
5.2. Evaluation économique de la contribution des services écosystémiques intrants à la production agricole	80
5.2.1. Propositions pour les services écosystémiques de fourniture d'azote minéral et de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées	81
5.2.2. Actualisation de l'évaluation du service écosystémique de pollinisation des espèces cultivées	84
5.3. Evaluation économique d'un service écosystémique rendu à la société : exemple de la régulation du climat global	86
5.4. Des évaluations économiques rendues difficiles par défaut d'articulation entre indicateur biophysiques et économiques	87
5.3.1. Les contrôles biologiques par conservation	87
5.3.2. La régulation de la qualité de l'eau drainée	88
5.4.2. La stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion	89
5.5. Conclusion	89
6. Vers la gestion du niveau de fourniture des services écosystémiques	91
6.1. De l'analyse individuelle des services à une approche "multiservices"	91
6.1.1. Identification des bouquets de services écosystémiques	91
6.1.2. Des déterminants biophysiques aux interactions entre services écosystémiques	97
6.1.3. Identifier les leviers potentiels de gestion des services écosystémiques	99
6.2. Services écosystémiques, conservation de la biodiversité et impacts environnementaux	101
6.2.1. Niveau de fourniture de services écosystémiques et conservation de la biodiversité	101
6.2.2. Niveau de fourniture de services écosystémiques et gestion des impacts environnementaux des agroécosystèmes	103
6.3. Perspectives	106
Perspectives de recherche	109
Annexe 1. Composition du groupe de travail de l'étude	113
Annexe 2. Correspondance entre la typologie CICES et la liste des SE instruits dans l'étude	117

Avant-propos

• 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 SCEPT (*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 Ecosystémiques (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.

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*²) 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.

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

² <https://cices.eu/resources/>

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 EcoServ³ (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 d'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.

• Méthode et portée de l'étude

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, 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, 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.

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'ODR⁴. 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'ensemble des informations produites durant l'étude sont consignées dans le **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'Inra⁵ en novembre 2017. Le présent **document de synthèse** a été rédigé sous la coordination de la DEPE à partir de ce rapport entre mai et octobre 2017. Cette 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.

³ <http://www.ecoserv.inra.fr/>

⁴ composition du groupe de travail détaillée en Annexe 1

⁵ <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes>

Encadré 2. Principes et méthodes de travail des exercices conduits par la DEPE de l'Inra

La présente étude a été réalisée par l'Inra, en adoptant les principes et la méthode établis par sa Délégation à l'expertise collective, à la prospective et aux études (DEPE) 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 des assemblages de données dans le cas des études, et rédigent collectivement un rapport scientifique. 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 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 seul juge des suites à donner aux remarques et aux 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...

• Plan du document de synthèse

La synthèse qui suit est structurée en sept sections.

Le chapitre 1 présente le cadre d'analyse élaboré spécifiquement pour l'étude des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles, un écosystème qui se caractérise par son important degré d'anthropisation.

Le chapitre 2 traite des services écosystémiques "intrants" rendus à l'agriculteur en tant que gestionnaire de ces écosystèmes.

Résultante du fonctionnement des écosystèmes agricoles, la production agricole végétale et animale fait l'objet du chapitre 3, dans lequel l'étude a fait un premier pas vers l'identification de la part de la production permise par les services "intrants".

Le chapitre 4 présente les autres services de régulation du fonctionnement des écosystèmes rendus par les écosystèmes agricoles à l'ensemble de la société, et discute la possibilité de définir des "services culturels".

Si les chapitres précédents sont dédiés à l'évaluation biophysique des services écosystémiques, le chapitre 5 expose les méthodes d'évaluation économiques disponibles et les difficultés liées à leur application aux services.

Le chapitre 6 présente une analyse intégrée des différents services présentés individuellement dans les chapitres précédents, et propose des pistes pour raisonner la gestion du niveau de fourniture des services écosystémiques.

Enfin, les principales perspectives de recherche ouvertes par ce travail sont présentées de manière transversale dans une section dédiée.

Ce document de synthèse ne mentionne pas les références bibliographiques analysées par les experts et qui étayent les différents éléments présentés. La liste exhaustive de ces références figure dans le rapport scientifique.

1. Cadre pour l'analyse des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles

Le concept de service écosystémique (SE) est de plus en plus utilisé tant dans le monde scientifique que dans celui de l'action publique, en particulier depuis les travaux du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). De nombreux travaux, notamment engagés depuis la fin des années 2000, ont pour objectif de formaliser le lien entre la nature et le bien être humain et de clarifier le concept de SE afin de standardiser et d'opérationnaliser son utilisation. Néanmoins, les cadres conceptuels proposés sont multiples, en constante évolution, et ne font pas consensus. Les ambiguïtés qui persistent, tant sur le plan biophysique que sur le plan socio-économique, limitent fortement la comparabilité des travaux et l'opérationnalisation du concept de SE pour l'aide à décision et l'action publique. Le premier chapitre de cette synthèse présente le cadre conceptuel et méthodologique développé dans l'étude à partir d'une revue de littérature, et son articulation avec les principaux travaux internationaux et français sur les SE.

1.1. Le concept de service écosystémique et sa transposition au fonctionnement des écosystèmes agricoles

1.1.1. L'écosystème agricole : un écosystème anthropisé, géré à des fins de production de biomasse

Du point de vue des écologues comme de celui des agronomes, l'agroécosystème est composé d'un système écologique (ou biophysique) et d'un système socio-économique en interaction. Dans la présente étude, le terme "écosystème agricole" est employé pour désigner le système écologique de l'agroécosystème, autrement dit l'ensemble des composants biotiques et abiotiques compris ou circulant dans son emprise géographique (hors bâti). Le système socio-économique avec lequel il interagit inclut quant-à-lui les personnes qui gèrent et interviennent sur le système écologique (agriculteurs) ainsi que les moyens artificiels mis en œuvre en vue de produire de la nourriture, des fibres ou un autre produit agricole.

L'écosystème agricole est configuré et géré par l'Homme pour une finalité principale de production de biomasse. L'agriculteur intervient sur la nature et le fonctionnement de l'écosystème au moyen de deux types de pratiques :

- les pratiques qui déterminent la **configuration de l'écosystème agricole** et donc **la nature et le potentiel de production** pour un climat donné : choix des génotypes végétaux et animaux (espèces, variétés, races), des dates et de la densité du semis, des séquences de culture, et de la présence animale dans l'écosystème (part du pâturage dans la stratégie d'alimentation) ;
- les pratiques de **gestion de la production de biomasse** :
 - limitation des stress abiotiques (ex. apport d'eau et d'éléments minéraux) ou modification des conditions physico-chimiques du sol (ex. travail du sol, chaulage...) ;
 - réduction des stress biotiques (ex. traitements herbicides, antiparasitaires...) ;
 - exportation de la biomasse végétale hors de la parcelle (récolte) ou "restitution" au sol.

La composition et le fonctionnement de l'écosystème agricole est différente de celle d'un écosystème "(semi-naturel)" du fait de l'interaction entre deux composantes de la biodiversité en son sein. En premier lieu, l'ensemble des plantes et animaux intentionnellement introduits dans l'écosystème puis prélevés à des fins de production agricole constituent la **biodiversité planifiée** : il s'agit des espèces de plantes cultivées (annuelles, pluriannuelles ou pérennes) et d'animaux d'élevage. En second lieu, la **biodiversité associée** inclut les plantes adventices des cultures (présentes au sein de la parcelle), la faune du sol (macro- et méso-faune endogée, communautés microbiennes du sol), et la macro- et méso-faune épigée et aérienne qui circule dans l'emprise de la parcelle et son environnement. La structure et la dynamique de la biodiversité associée dépend à la fois de la biodiversité planifiée, avec laquelle elle interagit (la biodiversité végétale servant notamment d'habitat et de source de nourriture à la biodiversité animale), des pratiques de gestion de la biomasse et de la structure spatiotemporelle des écosystèmes adjacents (ex. composition et configuration des habitats semi-naturels, espaces forestiers).

NB : Dans la suite de ce document, le terme "écosystème agricole" est fréquemment employé au singulier pour désigner le grand type d'écosystème objet de cette étude. Néanmoins, il est à entendre comme "l'ensemble des écosystèmes agricoles considérant leur diversité".

1.1.2. Un cadre d'analyse pour caractériser et évaluer les services écosystémiques

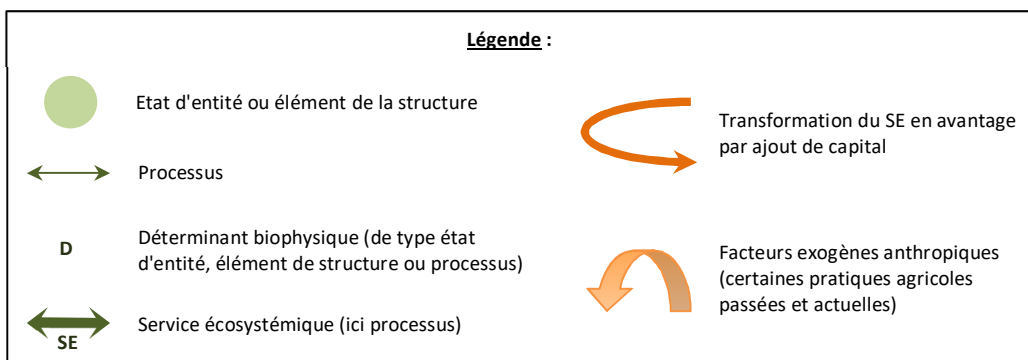
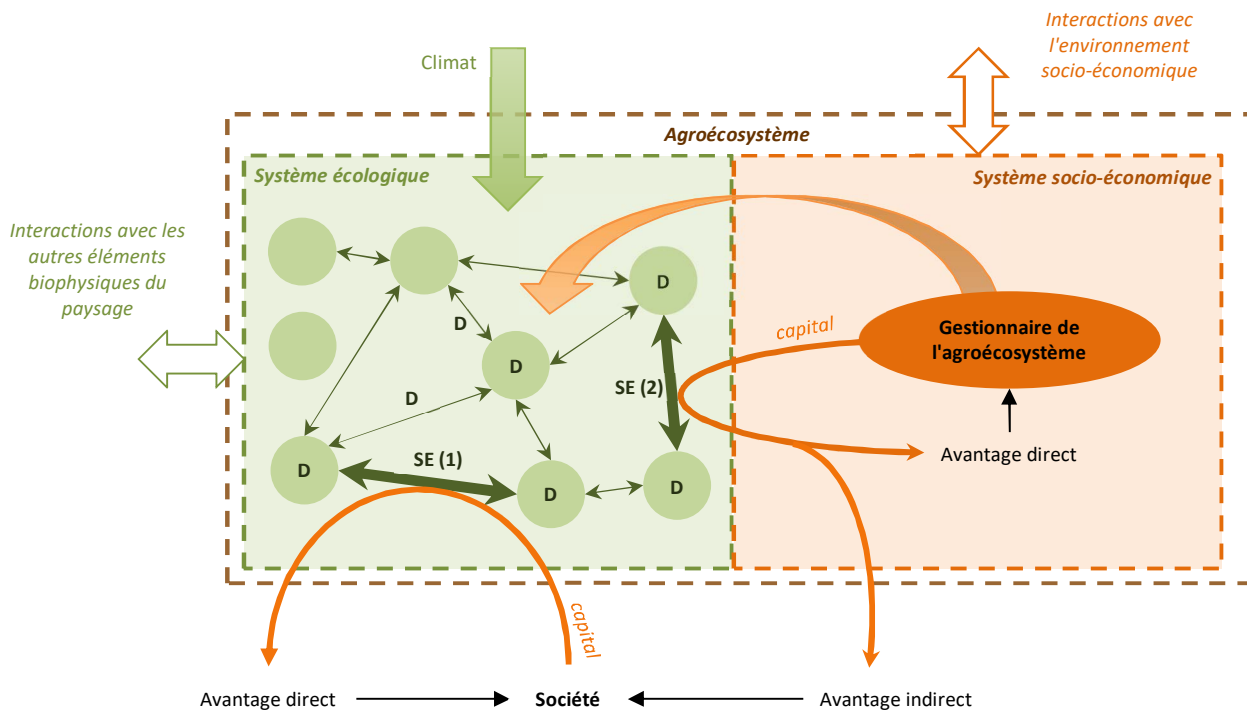
De nombreux cadres conceptuels sur les SE reposent sur l'explicitation d'une chaîne de fourniture du SE, ou cascade, reliant le fonctionnement d'un écosystème au bien-être de bénéficiaires humains en articulant les notions de structure et processus biophysiques de l'écosystème, de SE et d'avantage. Une revue de la littérature internationale publiée en 2012 sur les définitions du concept de SE met en évidence l'existence de deux grands types de définitions : (i) celles dans lesquelles les SE sont des composantes biophysiques de l'écosystème dont sont dérivés des avantages, conceptualisation retenue par les auteurs de la classification internationale des services CICES (*Common International Standard for Ecosystem Services*) et (ii) celles dans lesquelles les SE correspondent aux avantages tirés par l'Homme des écosystèmes, conceptualisation retenue dans le rapport du MEA.

En cohérence avec la CICES, le choix a été fait dans cette étude de conceptualiser les SE comme les "composants" de l'écosystème dont l'Homme dérive des avantages dans le but d'améliorer son bien-être. Cette conceptualisation repose sur la distinction claire entre une série de concepts exposés ci-après, et synthétisés dans la figure 1-1.

Figure 1-1. Représentation des concepts clés manipulés dans l'étude

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



• Avantages et bénéficiaires des services écosystémiques

Les SE sont des processus écologiques ou des éléments de la structure de l'écosystème dont l'Homme dérive des avantages, activement en mobilisant du capital matériel (énergie, eau, produits phytosanitaires...) et/ou cognitif (connaissances, par ex. pratiques agricoles) ou passivement (ex. avantage dérivé du SE de régulation du climat). Les avantages retirés des SE, déconnectés de l'écosystème sur le plan fonctionnel, peuvent être matériels (des biens) ou immatériels (des *services socioéconomiques*¹). Un SE peut être à l'origine de plusieurs avantages.

Les **bénéficiaires** de SE sont les humains qui en dérivent des avantages pour améliorer leur bien-être. Le MEA (2005) distingue différentes composantes du bien-être humain affectées par les avantages tirés des SE. Pour EFESE, les intérêts des sociétés humaines vis-à-vis des écosystèmes s'expriment autour des grandes composantes suivantes : le besoin de sécurité, la santé, le cadre de vie, les relations sociales et les besoins économiques. Notons qu'un même avantage dérivé d'un SE peut contribuer à améliorer différentes composantes du bien-être, et *vice versa*.

Dans une optique d'aide à la décision publique, l'identification des avantages dérivés spécifiquement des SE par certaines catégories d'acteurs au sein de la société (du fait de la fonction propre qu'ils exercent) peut permettre de mieux cibler les enjeux et leviers d'action associés à la gestion des écosystèmes. Dans le cadre de la présente étude, deux catégories de bénéficiaires ont été distinguées : les agriculteurs et la société dans son ensemble. En tant que gestionnaires de l'écosystème agricole, les agriculteurs dérivent de certains SE des avantages spécifiques qui contribuent directement à la production agricole : il est alors considéré que ces SE fournissent un avantage direct aux agriculteurs. La société est bénéficiaire des SE rendus par les écosystèmes agricoles, soit de façon directe (cas du SE de régulation du climat global par exemple), soit de façon indirecte *via* l'avantage dérivé par les agriculteurs (cas des SE de régulation se substituant à l'usage de certains intrants chimiques susceptibles de contaminer l'environnement). Dans ce second cas, l(es) avantage(s) dérivé par la société dépend directement du comportement des agriculteurs. Notons qu'en tant que citoyens, les agriculteurs appartiennent à la deuxième catégorie de bénéficiaires, la société. Les autres catégories d'acteurs de la société n'ont pas été distinguées du fait du focus thématique de cette étude.

• Service écosystémique, déterminants biophysiques et facteurs exogènes

L'écosystème est "composé" d'un ensemble d'**entités** biotiques et abiotiques et de **processus** biophysiques en interaction. La nature des entités et leurs relations spatiotemporelles et fonctionnelles définissent la **structure** de l'écosystème. La structure de l'écosystème et l'état de ses entités déterminent le régime des processus écologiques (ex. dynamique des populations, compétition entre populations) et *vice-versa*. Par exemple, les processus de prédation ou de parasitisme déterminent l'état et la structure des communautés de bioagresseurs qui elles-mêmes déterminent le régime de ces processus et le niveau de dommages sur la biomasse cultivée.

Les SE correspondent au sous-ensemble des processus ou des éléments de la structure de l'écosystème dont l'Homme dérive directement un (ou des) avantage(s). Le niveau de fourniture des SE dépend donc de l'état des entités et du fonctionnement de l'écosystème. Dans EFESE-écosystèmes agricoles, les principales entités et processus biophysiques des écosystèmes qui déterminent le niveau de fourniture des SE sont nommés "**déterminants biophysiques**"². Par exemple, le SE de pollinisation correspond au processus de transfert de grains de pollen entre les fleurs mâles et femelles. Les caractéristiques des communautés de pollinisateurs (structure, composition, abondance) constituent l'un de ses déterminants biophysiques majeurs. Notons que **seuls les processus liés au vivant sont conceptualisés comme des SE**. En corollaire, **la biodiversité est considérée comme un déterminant biophysique des SE**. Certaines entités ou processus abiotiques (ex. texture du sol) sont considérés comme des déterminants biophysiques lorsque leurs interactions avec les entités ou processus biotiques déterminent le niveau des SE.

Par ailleurs, certains processus naturels (le climat) ou anthropiques (activités humaines) extérieurs à l'écosystème, dits "**facteurs exogènes**" dans EFESE-écosystèmes agricoles, exercent une influence positive ou négative sur le niveau de fourniture des SE, directement ou *via* leurs effets sur les déterminants biophysiques. Par exemple, le SE de fourniture de nutriments aux plantes cultivées est modulé par les phénomènes liés au changement climatique ainsi que par les pratiques de fertilisation ; ces facteurs influent directement sur l'état organique des sols, l'un des déterminants biophysiques majeurs de ce SE.

Dans le cas des écosystèmes agricoles, **les pratiques agricoles jouent un rôle différent suivant leur nature** (voir 1.1.1). Dans le cas où elles définissent la nature de l'écosystème agricole, les pratiques de configuration de l'écosystème contribuent à la détermination du niveau de fourniture des SE. Les pratiques de gestion de la biomasse sont

¹ Les termes *biens* et *services* sont ici utilisés au sens de la comptabilité nationale, et désignent l'ensemble des produits fabriqués par les entreprises, les administrations publiques, les organisations. Le concept de *service* au sens de la comptabilité nationale est différent du concept de service écosystémique objet de cette étude.

² Dans le programme EFESE, les déterminants biophysiques de type "processus" sont appelés "fonctions".

considérées comme des facteurs exogènes anthropiques lorsqu'elles modulent 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, *via* leurs effets sur les auxiliaires et bioagresseurs des cultures, modifient le niveau des SE de régulations des bioagresseurs en cours d'année).

• Services écosystémiques, "dis-services" et "impacts des pratiques agricoles"

Le concept de dis-service³ recouvre souvent deux notions distinctes : (1) les effets négatifs de la biodiversité ou de certains processus des écosystèmes sur l'Homme, et (2) les impacts négatifs des activités humaines sur l'environnement.

En premier lieu, il est nécessaire de distinguer d'une part les effets négatifs du fonctionnement de l'écosystème sur l'Homme⁴, et d'autre part une situation de bas niveau de SE. Par exemple, les effets négatifs de la faune "sauvage" sur le fonctionnement de l'agroécosystème ou des zones urbaines, ou encore les émissions de pollen allergènes par la végétation, constituent des dis-services de type (1). Un bas niveau de SE effectif correspond à un processus dont est dérivé un faible niveau d'avantage.

Les dis-services de type (2) sont les impacts négatifs (ou nuisances) des activités humaines sur l'environnement⁵. Transposés au cas des écosystèmes agricoles, ces impacts correspondent essentiellement à des flux de matière, depuis les écosystèmes agricoles vers les autres écosystèmes, liés aux pratiques agricoles. Ainsi, certaines pratiques de gestion de la biomasse (ex. traitement phytosanitaires ou apports de fertilisants) sont par exemple à l'origine de pollutions (ex. pesticides ou nitrates) dispersées au-delà de l'écosystème agricole qui, *in fine*, réduisent le bien être de l'Homme. SE et impacts négatifs des activités humaines sur l'environnement sont deux points de vue différents et complémentaires sur le fonctionnement des écosystèmes. Par exemple, la réduction du protoxyde d'azote (N₂O, gaz à effet de serre) en diazote (N₂) est un SE, alors que l'émission de N₂O liée aux apports de fertilisants azotés est un impact environnemental.

Dans cette analyse des SE et dis-services, il est important de noter qu'un même processus écologique peut être considéré comme un SE pour une catégorie de bénéficiaires et comme un dis-service pour une autre : la définition des SE et dis-services est donc dépendante des catégories d'acteurs considérés. Par exemple, la régulation des ongulés sauvages par les grands prédateurs peut être considérée comme un SE pour les forestiers, mais comme un dis-service pour les chasseurs ou promeneurs. Dans EFESE-écosystèmes agricole, l'analyse est focalisée sur les SE. L'étude des dis-services nécessiterait un travail à part entière qui n'a pas été réalisé ici. Néanmoins, pour certains SE, lorsque cela apporte une information complémentaire, des indicateurs des impacts négatifs des pratiques agricoles ont été construits et quantifiés en plus du niveau de SE (ex. azote fixé et lixivié voir chapitre 6).

1.2. Identification et évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles

1.2.1. Typologie des SE rendus par les écosystèmes agricoles

En cohérence avec de nombreux travaux internationaux et le choix fait dans le programme français EFESE, la classification des SE proposée par la CICES version 4.3 a été utilisée dans cette étude comme typologie de référence et point de départ à l'identification des SE rendus par les écosystèmes agricoles. CICES classe les SE en trois grandes sections :

- les "services d'approvisionnement", qui représentent la production de nutriments, d'eau, de matériaux et d'énergie par l'écosystème ;
- les "services de régulation", correspondant aux processus écologiques qui contribuent à réguler, 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 (ex. crues, qualité physico-chimique) et du transport des matières (ex. érosion) ;
- les "services culturels", dont la société dérive des avantages non matériels, récréatifs, esthétiques et spirituels pour la société.

³ Ou des(-)services, dys(-)services.

⁴ Désignés par le terme "contrainte" dans le programme français EFESE

⁵ Désignés par le terme "pression" dans le programme EFESE.

Après sélection des SE fournis par les écosystèmes agricoles français⁶, le collectif d'experts a spécifié chacun d'entre eux sur la base de la littérature scientifique mondiale, afin de : (i) définir la nature du SE, (ii) identifier les avantages dérivés par la société, et, le cas échéant, le gestionnaire de l'agroécosystème, (iii) identifier les déterminants biophysiques majeurs du niveau de fourniture du SE, et les principaux facteurs exogènes qui modulent cette fourniture. Ce travail de spécification a conduit à affiner la classification voire la nature de certains d'entre eux, et donc à revoir significativement la typologie CICES (Cf. Annexe 2).

En particulier, le **statut de la production agricole** comme un "SE d'approvisionnement" est largement débattu dans les différentes évaluations internationales et la littérature scientifique. En effet, considérant que celle-ci résulte des interactions entre SE de régulation et intrants anthropiques (énergie, irrigation, fertilisation, pesticides), cette conceptualisation implique qu'une augmentation de la production liée à un apport additionnel d'intrants exogènes à l'écosystème est considérée comme une augmentation de SE. Dans la présente étude, comme dans le programme EFSE, le concept de "SE d'approvisionnement" n'a pas été retenu et **la production agricole est conceptualisée comme un bien agricole**, autrement dit un avantage dérivé par le gestionnaire de l'écosystème agricole des interactions entre SE de régulation et intrants anthropiques (voir chapitre 3). Les SE d'"approvisionnement en eau" de CICES ont quant à eux été conceptualisés comme des SE de régulation des flux d'eau (voir chapitre 2).

La **définition de services dits "culturels"** est également discutable. En l'état, la majorité des items identifiés par la CICES dans cette catégorie correspondent davantage à une typologie d'usages et/ou de valeurs des paysages (donc d'avantages) qu'à des SE au sens retenu dans le cadre de la présente étude. En conséquence, seuls les services dits "récréatifs" dans la dénomination CICES ont été instruits (cf. Chapitre 4).

Le tableau 1-1 présente la liste finale des SE examinés dans le cadre de l'étude, ainsi que la nature de l'analyse qui en a été réalisée. Compte tenu des contraintes relatives aux modalités de l'étude (durée du projet, compétences disciplinaires et techniques présentes dans le groupe de travail, disponibilité des données...), certains SE n'ont pu être évalués dans le cadre de l'étude. Pour ces SE, un état de l'art de la littérature disponible a néanmoins été réalisé afin d'identifier les enjeux méthodologiques de leur évaluation et les besoins de travaux et données complémentaires qui permettraient de la réaliser.

Tableau 1-1. Liste finale des SE instruits dans l'étude

Dénomination	Nature de l'analyse biophysique	Nature de l'analyse économique
Pollinisation des espèces cultivées	Quantifié	Évalué
Régulation des graines d'adventices	Partiellement quantifié*	Pistes méthodologiques
Régulation des insectes ravageurs	Partiellement quantifié	Pistes méthodologiques
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Quantifié	Pistes méthodologiques
Structuration des sols	Pistes méthodologiques	
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	Quantifié	Évalué
Stockage et restitution de l'eau bleue	Quantifié	
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	Quantifié	Évalué
Fourniture d'autres nutriments aux plantes cultivées	Pistes méthodologiques	
Atténuation naturelle des pesticides par les sols	Pistes méthodologiques	
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, du phosphore et du carbone organique dissous	Partiellement quantifié	Pistes méthodologiques
Régulation du climat global par atténuation des gaz à effet de serre et stockage du carbone	Quantifié	Pistes méthodologiques
Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)	Partiellement quantifié	
Potentiel récréatif (activités récréatives de plein air avec prélèvement)	Pistes méthodologiques	

* Seules certaines composantes du SE ont été quantifiées

⁶ Les SE marginaux dans le contexte français ou rendus exclusivement par d'autres types d'écosystèmes (par exemple la régulation de la qualité des eaux salées) ont été exclus du champ de l'étude. Par ailleurs, certains SE rendus par les écosystèmes agricoles n'ont pu être instruits par manque de compétences thématiques dans le collectif d'experts.

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 copromasse⁷ ;
- 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.

1.2.2. Evaluation biophysique des services écosystémiques

• Périmètre de l'étude

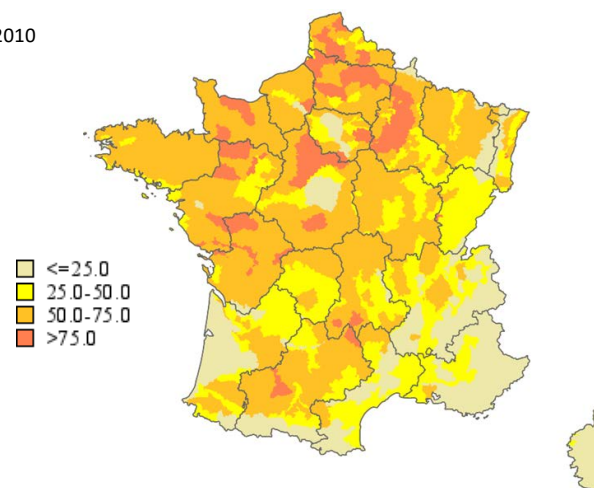
Les écosystèmes agricoles correspondent ici aux **surfaces exploitées majoritairement par l'agriculture**. Le compartiment biophysique examiné correspond au système sol-plantes-animaux, incluant la biodiversité planifiée (y.c. les animaux domestiques) et associée présente ou circulant dans cet espace tridimensionnel. Il n'inclut pas les zones bâties. L'écosystème agricole est principalement composé de parcelles, cultivées ou en prairie, considérées comme les unités fonctionnelles du système écologique examiné, et d'éléments semi-naturels situés dans son emprise (bords de parcelles et de routes, bosquets, mares, haies, bandes enherbées). Il est inséré dans un paysage correspondant à une mosaïque d'écosystèmes en interaction, c'est-à-dire échangeant de la matière et de l'énergie, notamment *via* le déplacement de la biodiversité associée. Lorsque l'écosystème le plus représenté dans cette matrice est de nature agricole, on parle de "paysage agricole".

Délimitation horizontale

La Superficie agricole utilisée (SAU), qui comprend les terres arables, les surfaces toujours en herbe et les cultures permanentes, occupe environ 29 Mha soit 54 % du territoire français. La figure 1-2 représente le part de SAU présente dans chaque Petite région agricole (PRA).

Figure 1-2. Pourcentage de SAU dans la superficie totale par PRA en 2010

Source: données communales RA 2010 et IGN 2010



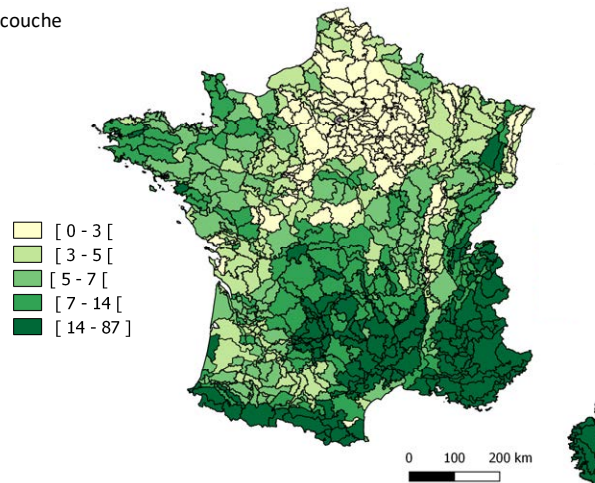
Les zones géographiques dans lesquelles les écosystèmes agricoles sont peu présents (SAU inférieure à 25 % de la superficie des PRA) sont la région landaise (majoritairement occupée par la forêt), la Sologne (caractérisée par la présence de boisements et de marécages), l'ensemble formé par le Vivarais, les Cévennes et les Causses du Larzac, et certains massifs montagneux (le massif Vosgien, les Alpes, les Pyrénées et la Corse).

Les surfaces toujours en herbe, ainsi que les landes et les estives sont incluses dans l'étude dès lors qu'elles sont principalement utilisées pour l'agriculture. Les éléments semi-naturels du paysage tel que les haies, lisières et arbres isolés sont également pris en compte, dès lors qu'ils sont situés dans l'emprise géographique des exploitations agricoles. La Figure 1-3 indique le pourcentage de formations ligneuses dans la surface RPG par PRA en 2012.

⁷ Réalisée par des organismes respectivement nécrophages et coprophages, essentiellement invertébrés et mêmes insectes (mais aussi oiseaux charognards pour les grosses carcasses).

Figure 1-3. Pourcentage de formations ligneuses dans la surface RPG 2012, par PRA

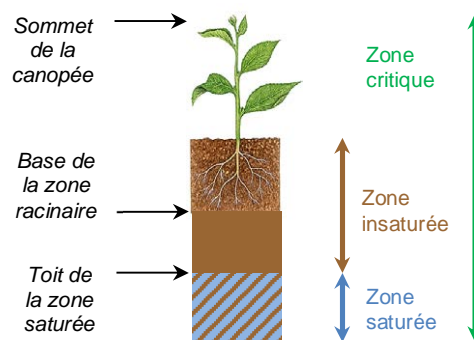
Sources : croisement du RPG 2012 et de la couche végétation de la BD TOPO® de l'IGN



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).

Extension verticale

Dans la perspective de l'analyse et de l'évaluation des SE, l'écosystème agricole peut être assimilé à la "zone critique" (*critical zone* ou *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 (figure 1-4). Elle inclut la zone non saturée et la zone saturée du sol. Néanmoins, l'étude se focalisant sur les écosystèmes agricoles, l'extension verticale de l'écosystème considérée ici est délimitée par le toit de la zone du sol saturée en eau et le toit de la canopée (la zone saturée relevant de travaux concernant des aspects géo-hydrologiques non instruits dans l'étude).

Figure 1-4. Extension verticale de l'écosystème agricole

• **Caractéristiques générales de l'évaluation biophysique**

A partir d'une analyse de la littérature scientifique et des travaux européens sur l'évaluation des SE (menés notamment par le Joint Research Center (JRC) de la Commission Européenne et le groupe de travail MAES), les experts ont identifié les méthodologies (indicateurs, données) permettant de quantifier le niveau de fourniture de chaque SE. S'inscrivant dans la démarche du programme français EFESSE, ces méthodes devaient permettre de cartographier les SE rendus par les écosystèmes agricoles (i) à la **résolution spatiale la plus fine possible**, (i) à l'échelle de la **France entière** et (iii) considérant **l'état actuel de ces écosystèmes agricoles**.

Les méthodes d'évaluation biophysique mises en œuvre dans l'étude ont ainsi été élaborées en considérant le meilleur compromis possible entre la finesse et la pertinence de la résolution spatiale d'évaluation considérant (i) la nature des processus analysés, (ii) la disponibilité des données France entière et (iii) les limites conceptuelles et techniques. Chaque (groupe de) SE a donc été évalué selon une méthode et à une résolution spatiale qui lui est propre.

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 chapitre 2, Encadré 2-1). 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.

Tous les types d'écosystèmes agricoles français sont *a priori* concernés par cette étude. Cependant, 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 dans le cadre de l'étude par manque de données permettant de les caractériser. De plus, du fait de contraintes techniques, certains SE n'ont 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**.

Enfin, l'effet de la variabilité interannuelle du climat et de la configuration de l'écosystème (rotation des cultures) sur le niveau moyen de fourniture des SE a été pris en compte en utilisant des séries temporelles de données lorsque ces dernières étaient disponibles. La majorité des résultats présentés dans les chapitres suivants correspondent donc à des **moyennes annuelles**.

Encadré 1-1. Principales bases de données mobilisées dans l'étude

La modélisation (représentation) de la distribution spatiale des modes d'**occupation du sol** repose essentiellement sur l'utilisation de deux bases de données :

- Le Registre Parcellaire Graphique⁸ (RPG) 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 TOPO⁹ réalisée par l'Institut Géographique National⁹ a été utilisée pour caractériser les éléments semi-naturels situés dans l'emprise des parcelles (haies, arbres isolés, 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 (Leenhardt *et al.*, 2012¹⁰).

Les données sur les choix de gestion opérés par l'agriculteur (ex. durée de pâturage, chargement animal) et les **pratiques agricoles** sont essentiellement issues de l'analyse de deux enquêtes réalisées par le Service de la statistique et de la prospective (SSP) du ministère en charge de l'Agriculture et dont les résultats sont mis à disposition par Agreste :

- le Recensement Agricole 2010¹¹ à la résolution du canton ou de la Petite Région Agricole (PRA).
- les enquêtes Pratiques culturelles 2006 et 2011¹² à la résolution de la région administrative (de l'année d'enquête). **Cette base de données, utilisée pour obtenir des informations sur les pratiques culturelles de semis et de fertilisation, représente le principal facteur limitant de l'étude en termes de résolution spatiale puisque son échelle de représentativité statistique officielle est la région administrative.**

Enfin, la majorité des **cartographies** générées 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 l'étude sont présentées avec un masque additionnel des autres écosystèmes agricoles. Ces masques ont été construits par croisement des données RPG et CORINE Land Cover (CLC)¹³.

Au-delà de la quantification biophysique des SE, identifier la contribution de l'écosystème à la production agricole constitue actuellement un front de recherche. Des propositions méthodologiques nouvelles ont été construites et mises en œuvre dans la présente étude, et des premiers résultats sont proposés en chapitre 3 pour la production de biens végétaux (plantes cultivées, fourrages) et animaux (viande, lait, œufs, animaux d'élevage).

⁸ <https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/registre-parcellaire-graphique-rpg-2010>

⁹ <http://professionnels.ign.fr/bdtopo>

¹⁰ 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.

¹¹ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/>

¹² <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturelles/>

¹³ <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/corine-land-cover-occupation-des-sols-en-france/>

1.2.3. Evaluation économique des services écosystémiques

L'objet "service écosystémique" constitue l'un des maillons d'une chaîne de concepts visant à relier l'état et le fonctionnement de la nature aux composantes du bien-être humain. Si l'analyse biophysique des SE vise à décortiquer les interactions entre le fonctionnement des écosystèmes et les SE, l'approche économique cherche à établir le lien complémentaire entre les SE et le bien-être humain. Bien que les deux approches soient fortement connectées par le concept d'avantage, dérivé des SE par les bénéficiaires de ceux-ci, les articuler est souvent considéré comme un défi dans la littérature scientifique. En effet, l'approche biophysique débouche le plus souvent sur des indicateurs de SE qui ne sont généralement pas facilement et directement utilisables par les économistes. En outre, l'approche économique vise souvent à quantifier les avantages dérivés des SE, plutôt que les SE eux-mêmes, afin d'attribuer une valeur à ces derniers. Or, comme expliqué en section 1.1.2, l'évaluation des SE, fonctionnellement connectés à l'écosystème, ne correspond pas à l'évaluation des avantages, fonctionnellement déconnectés de l'écosystème et relevant du sous-système socio-économique. Évaluer les avantages nécessite de prendre en compte les apports de capitaux (matériels, humains, institutionnels, financier) mis en œuvre pour dériver ces derniers des SE.

Par ailleurs, identifier les avantages dérivés des SE par l'Homme n'est pas chose aisée. En effet, "la société" bénéficiaire des SE est en réalité composée d'une multitude d'agents économiques qui *a priori* ne bénéficient pas tous de la même manière des SE, notamment en raison des interactions économiques existant entre les agents. Par exemple, le gestionnaire de l'écosystème agricole bénéficie directement du SE de "fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées", l'avantage qu'il en dérive étant une économie d'usage d'engrais azotés de synthèse. Indirectement, à l'échelle de la société dans son ensemble, l'utilisation du SE par l'agriculteur permet d'éviter les impacts environnementaux associés à l'apport d'azote minéral de synthèse. En conséquence, il a été fait le choix, dans la présente étude, de limiter l'analyse aux seuls avantages directement dérivés des SE par la société dans son ensemble ou par le gestionnaire de l'écosystème agricole (seule catégorie de bénéficiaires examinée spécifiquement étant donnés les enjeux des politiques publiques associés à la gestion de ces écosystèmes).

Dans cette étude, le travail a porté séquentiellement sur (1) l'identification et spécification d'une liste de biens agricoles et services écosystémiques, (2) l'évaluation biophysique (quantification du niveau de fourniture) des biens et services identifiés à l'étape (1), et (3) l'évaluation économique des SE. Considérant que l'évaluation économique des SE ne peut être abordée qu'une fois que leur niveau de fourniture est quantifié, le collectif d'experts a donné la priorité, dans le temps imparti à l'étude, aux étapes (1) et (2).

Il résulte de cette priorisation du travail que l'évaluation économique n'a été instruite que pour les SE pour lesquels la quantification biophysique a été menée à son terme. Le volet d'évaluation économique est donc peu développé en comparaison du volet biophysique. De plus, l'instruction de l'évaluation économique vise avant tout à pointer les enjeux propres à ce volet, les difficultés conceptuelles et méthodologiques s'y rapportant et les perspectives de recherche à développer pour mener à bien ce chantier.

Dans ce document de synthèse, l'évaluation économique des services écosystémiques est abordée dans le chapitre 5 de façon transversale, en s'appuyant sur des exemples examinés dans le cadre de l'étude.

1.3. Conclusion

L'écosystème agricole est un écosystème fortement anthropisé, modifié par son gestionnaire (l'agriculteur) au moyen de pratiques pour produire des biens agricoles. L'un des enjeux forts associés à la compréhension des SE rendus par ces écosystèmes est la conception de systèmes de production reposant sur les SE, peu consommateurs en intrants exogènes et répondant aux enjeux de société. Le cadre d'analyse des SE rendus par les écosystèmes agricoles et de la production de biens agricoles doit donc permettre de clarifier le statut et de spécifier les rôles respectifs des SE, liés au fonctionnement du système "sol-plantes-animaux" et du paysage, et des pratiques dans la production agricole.

Ainsi, le cadre d'analyse proposé dans la présente étude distingue, d'une part, les déterminants biophysiques des SE, endogènes à l'écosystème, et, d'autre part, les facteurs exogènes à l'écosystème qui viennent moduler l'expression du niveau des SE et de la production agricole. Cette conceptualisation offre la possibilité d'analyser le potentiel de SE délivré par une configuration spatiotemporelle d'écosystème donnée et la façon dont les pratiques agricoles d'apport d'intrants exogènes amplifient ou réduisent le potentiel de SE. Pour autant, elle 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 termes de production agricole, de développement des SE rendus à l'agriculteur pour réduire les intrants exogènes, et de fourniture de SE à la société.

2. Les services écosystémiques "intrants"

La principale finalité de l'écosystème agricole est de produire des biens végétaux (production primaire) et animaux (production secondaire, élaborée à partir de la production végétale). La production primaire ne résulte pas du seul fonctionnement de l'écosystème, mais des interactions entre certains SE de régulation et les intrants anthropiques (énergie, irrigation, fertilisation, pesticides) apportés par l'agriculteur. En conséquence, les biens agricoles peuvent être considérés comme "co-produits" par l'écosystème et les activités de l'Homme.

Les SE de régulation qui déterminent la production primaire végétale peuvent être considérés comme des facteurs de production. A cet égard, certains travaux les dénomment "SE intrants". En tant que gestionnaire de l'écosystème agricole, l'agriculteur en est le bénéficiaire direct. Du fait de leur substitution à l'usage d'intrants de synthèse, ces SE intrants contribuent indirectement à la réduction des pollutions environnementales, ce qui constitue un avantage pour la société dans son ensemble.

Après avoir identifié puis présenté les différents SE de régulation qui déterminent la production végétale, ce chapitre en réalise une lecture transversale.

2.1. Services écosystémiques "intrants" et potentiel de production végétale

L'écosystème agricole est modifié et géré par l'agriculteur dans le but, d'une part, d'y introduire des espèces végétales et animales dont la biomasse sera exportée hors de l'écosystème après une phase de croissance, et, d'autre part, de moduler les caractéristiques physico-chimiques du sol et le niveau des stress abiotiques et biotiques qui empêchent d'atteindre le niveau de production attendu (manque d'eau, carences en nutriments, déficit de pollinisation, dommages causés par les bioagresseurs). Tout comme les apports d'intrants exogènes par l'agriculteur (travail du sol, usage d'intrants de synthèse, etc.), au cours du cycle biologique de production (cycle cultural), un certain nombre de SE interviennent dans l'élaboration du rendement en agissant sur le niveau d'expression des facteurs qui le limitent voire le réduisent (tableau 2-1) :

- les **SE de régulation de la "fertilité" du sol**, qui déterminent les caractéristiques physico-chimiques du sol et donc le niveau des stress abiotiques ;
- les **SE de régulations dites "biologiques", liés aux composantes de la biodiversité associée "aérienne"** (au sens large), qui englobent à la fois la pollinisation par les animaux (contribuant à la reproduction sexuée d'environ 2/3 des espèces cultivées) et les SE qui régulent les bioagresseurs des cultures.

Tableau 2-1. Pratiques agricoles et SE "intrants" contribuant au contrôle des caractéristiques abiotiques et biotiques de l'écosystème qui limitent ou réduisent la production de biens végétaux

	Pratiques agricoles	SE de régulation (SE "intrait")
Caractéristiques abiotiques :	<ul style="list-style-type: none"> → Travail du sol → Apports d'engrais minéraux et organiques → Irrigation → Pratiques d'aménagement et de protection physique des sols → Autres pratiques multi-objectifs : restitution de biomasse (résidus de culture) au sol, apports d'amendements organiques 	<ul style="list-style-type: none"> → Structuration des sols → Fourniture de nutriments aux plantes cultivées → Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées → Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion
Stress biotiques :		
Dommages causés par les adventices et les ravageurs des cultures	<ul style="list-style-type: none"> → Apport de produits phytosanitaires → Contrôle biologique par introduction ou apports de stimulants de la santé des plantes → Désherbage mécanique 	<ul style="list-style-type: none"> → Contrôles biologiques par conservation : régulation des graines d'adventices, régulation des ravageurs
Déficit de pollinisation	(→ Pollinisation manuelle)	→ Pollinisation des espèces cultivées

Par ailleurs, en interagissant avec les caractéristiques de l'écosystème, les SE de régulation et les pratiques, le **climat** participe à la définition du potentiel de production en un lieu donné. En effet, le niveau d'exécution (ou régime) des processus à l'œuvre au sein de l'écosystème agricole, parmi lesquels les SE "intrants", est lié au climat.

Notons qu'à l'échelle de la parcelle, le climat peut être régulé par la structure de l'écosystème agricole et de la matrice paysagère environnante qui, en modifiant localement certains paramètres climatiques (température, vitesse de déplacement de l'air...), créent un microclimat plus ou moins favorable à certains processus, donc à l'exécution de certains SE de régulation et, *in fine*, au niveau de production agricole. Cette régulation locale du climat peut être considérée comme un SE rendu par l'écosystème agricole.

Les sections ci-après présentent les SE "intrants" de la production agricole instruits dans le cadre de l'étude. Le tableau 2-2 récapitule la liste des SE intrants et la nature de l'analyse réalisée dans le cadre de l'étude. Lorsque cela était possible, le niveau de fourniture de ces SE a été quantifié. Deux de ces SE, régulation des maladies des cultures, et régulation du climat local, connus pour contribuer à la production agricole, n'ont néanmoins pas été instruits car leur analyse nécessite des compétences disciplinaires spécifiques non présentes au sein du collectif d'experts. Par ailleurs, le tableau 2-2 présente également les principaux avantages directement dérivés par l'agriculteur de ces SE, ainsi que, le cas échéant, les avantages indirects voire directs que le reste de la société peut en retirer. C'est notamment le cas pour le SE de "stabilisation des sols et contrôle de l'érosion" (voir section 2.2.4).

Tableau 2-2. Liste des SE "intrants" instruits dans l'étude

Les avantages sont exprimés en relatif d'une situation d'agriculture conventionnelle fondée sur l'utilisation d'intrants exogènes.

En souligné : avantages directement dérivés des SE par les bénéficiaires.

En italique : avantages indirects, dérivés des SE intrants par le bénéficiaire "société", du fait d'une modification du comportement du bénéficiaire "gestionnaire de l'écosystème agricole".

Service écosystémique "intrant"	Avantage(s) directs dérivés par le gestionnaire de l'écosystème agricole	Avantage(s) directs et indirects dérivés par la société	Evaluation biophysique
Structuration des sols	<u>Réduction du travail du sol</u>		Pistes méthodologiques
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	<u>Réduction de la quantité d'eau à apporter par irrigation</u>	<i>Réduction des déficits en eau liés à l'irrigation</i>	Oui
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	<u>Réduction de la quantité de nutriments à apporter sous forme d'engrais exogènes</u>	<i>Réduction des pollutions liées à l'usage des engrais</i>	Oui
Fourniture d'autres nutriments aux plantes cultivées			Pistes méthodologiques
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	<u>Préservation du potentiel agronomique de la situation de production</u>	<i>Réduction des phénomènes de coulées boueuses ; Augmentation de la qualité des eaux de surface par réduction de leur charge solide</i>	Oui
Pollinisation des espèces cultivées	<u>Augmentation de la production végétale et stabilisation temporelle du rendement ; Réduction des coûts de mise en œuvre d'autres dispositifs de pollinisation (location de ruches, pollinisation manuelle).</u>		Oui
Contrôles biologiques par conservation (adventices, ravageurs des cultures)	<u>Protection du rendement ; Réduction de l'usage de produits phytosanitaires et/ou des opérations de désherbage mécanique</u>	<i>Réduction des pollutions liées à l'usage des pesticides</i>	Oui

2.2. Régulation des conditions biophysiques de la production de biomasse végétale

2.2.1. Structuration des sols

La classification CICES propose deux sous-groupes de SE de régulation liés à la formation et au maintien des conditions biogéochimiques du sol. Le premier correspond aux processus relatifs au maintien de la fertilité du sol, du stockage des nutriments et de maintien de la structure du sol et inclut les processus d'altération (biologique, chimique et physique) du sol et de pédogenèse. Le second se réfère aux processus de décomposition /minéralisation de la matière organique, de nitrification/dénitrification, de fixation de l'azote... Cette typologie n'est pas adaptée au cadre d'analyse adopté dans la présente étude. En effet, du fait de la diversité des processus inclus dans chaque catégorie, il est difficile d'associer un bénéficiaire humain et des avantages dérivés aux SE ainsi définis. De plus, certains des processus considérés dans le SE, comme la pédogenèse, se manifestent sur de très longues échelles de temps, rendant difficile l'évaluation concrète du SE et sa manipulation relativement aux autres SE de régulation. Enfin, les SE de régulation du cycle des éléments minéraux n'apparaissent pas clairement dans cette typologie, alors qu'ils comptent parmi les processus les plus cités dans la littérature relative aux sols.

Par ailleurs, parmi les travaux qui traitent des SE auxquels contribuent les sols, rares sont ceux qui ne mentionnent pas un SE spécifique en lien avec la structure ou la formation du sol. La structure du sol, définie comme l'organisation de ses constituants liquides, solides et gazeux, constitue en effet une propriété clef du sol. Elle est identifiée par de nombreux auteurs comme une composante essentielle de la qualité ou de la santé du sol, et comme un indicateur écologique fondamental de son état. Les premiers écrits sur les SE en lien avec les sols définissent ainsi un SE "Structure du sol", qui, plus qu'un SE *sensu stricto*, correspond à l'état de la structure du sol à un instant donné.

En conséquence, dans le cadre de la présente étude, les deux SE proposés par la CICES ont été redéfinis et remplacés par des SE en lien avec la structure du sol, d'une part, et les cycles des nutriments, d'autre part. Les SE liés aux cycles des nutriments sont présentés en section 2.2.2. La présente section est centrée sur le SE de "structuration des sols", qui, en accord avec plusieurs travaux récents, est définie ici comme la **capacité de l'écosystème à générer et maintenir une structure du sol permettant à celui-ci de remplir ses fonctions de support, habitat, filtre, et stockage**. Dans une perspective agricole, ce SE bénéficie directement au gestionnaire de l'écosystème agricole, *via* la réduction des opérations mécaniques de structuration du sol (ex. labour).

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

L'état structural du sol résulte d'un ensemble de processus physiques et biologiques qui conduisent respectivement à la création de pores (fissuration, perforation...) et à leur disparition (battance, encroutement, tassement...).

On note tout d'abord un lien très fort entre la structure/structuration du sol et son **activité biologique**. Si la structure du sol détermine les caractéristiques de l'habitat de la faune (macrofaune, mésofaune, microfaune) et de la flore, cette dernière la modifie en retour. Les **"ingénieurs du sol"** (vers de terre, fourmis, termites...) participent ainsi à la perforation et à l'agrégation du sol. Le **couvert végétal** a également une action mécanique (perforation par les racines) et biochimique (micro-agrégation sous l'action des exsudats racinaires) sur les différents horizons du sol. A une échelle plus fine, les **microorganismes** participent également au processus d'agrégation.

Parmi les déterminants abiotiques, la **texture** et la **teneur en matière organique** du sol constituent des propriétés clefs, dont dépendent directement l'**organisation du réseau poreux** et la **stabilité structurale**.

Facteurs exogènes

La structure du sol évolue également en permanence sous l'effet de facteurs exogènes qui créent des vides ou qui les font disparaître. Des alternances d'humectation/dessiccation du sol sous l'effet du **climat** peuvent ainsi conduire à fissurer le sol, tant à l'échelle de la saison que de l'année. A plus court terme, une croûte de battance peut se développer en quelques heures à la surface du sol sous l'action d'une forte pluie.

Les **pratiques agricoles** jouent un rôle essentiel dans la dynamique de la structure du sol, avec des effets souvent instantanés, parfois associés à des effets secondaires à plus long terme. Quelle que soit l'opération mécanisée réalisée dans une parcelle, le **passage des engins** peut conduire à un tassement du sol en surface voire en profondeur au niveau du passage des roues, qui peut perdurer à moyen et long terme si cet effet n'est pas compensé à court terme par des pratiques de **travail du sol** recréant de la porosité. Enfin, d'autres pratiques interviennent sur les processus d'agrégation/désagrégation, telles que le **maintien des résidus de culture à la surface du sol** ou encore l'**apport d'engrais organiques**. Il convient cependant de considérer la dynamique de la structure du sol dans une perspective

pluriannuelle, car les pratiques agricoles peuvent moduler le niveau de SE dans un sens défavorable à court terme mais favorable à plus long terme, une fois que les processus biologiques et climatiques de régénération de la structure se seront mis en place.

• Pistes méthodologiques pour la quantification du niveau de fourniture du SE

Le programme MAES ayant adopté la typologie CICES des services écosystémiques, la structuration des sols n'est pas examinée de façon spécifique et la démarche d'évaluation adoptée ne peut être transposée à la présente étude. L'examen de la littérature fait apparaître plusieurs pistes méthodologiques, mais aucune n'a pu être mise en œuvre dans le temps imparti à l'étude, soit parce qu'elles ne permettent pas de quantifier directement le niveau de SE, soit parce que leur application à l'échelle de la France entière nécessiterait des développements complémentaires non envisageables dans la durée et avec les moyens alloués à l'étude.

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, l'abondance en vers de terre, ou l'occurrence de microarthropodes (considérés comme indicateurs d'un habitat de bonne qualité). Ces indicateurs ne permettant pas d'évaluer le niveau du SE lui-même, ils n'ont pas été retenus dans l'étude.

Des méthodes d'évaluation du SE utilisant des approches de modélisation mécanistes (*process-based*) existent, mais elles n'ont pas été appliquées à large échelle. Ainsi, le modèle MOSES utilisé pour évaluer différents SE, fournit un indicateur d'évolution de la masse volumique du sol au cours du temps. D'autres auteurs utilisent le modèle Sol-Plante-Atmosphère SPASMO pour produire des indicateurs de SE relatifs à la structure du sol. Cependant, dans les deux cas, le déterminisme des évolutions représentées n'est pas précisé. Une proposition plus avancée consiste à utiliser le modèle CAST (Carbon Dynamics and Soil Stability) afin de prévoir la dynamique temporelle de paramètres dépendant de la structure du sol, tels que la diffusivité des gaz ou la perméabilité à l'eau.

Enfin, un autre type de démarche consiste à développer des relations statistiques entre différentes caractéristiques du sol ayant un lien avec la structure. Ces relations (fonctions de pédo-transfert) permettent notamment de comparer l'effet de systèmes de culture ou de pratiques agricoles dans un contexte agropédoclimatique donné, mais ne peuvent pas être extrapolées à l'ensemble des situations. D'autres auteurs 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, mais la mise en œuvre de cet indicateur sur de grands espaces nécessite un très lourd travail de terrain.

2.2.2. Fourniture d'éléments nutritifs aux plantes cultivées

Dans les écosystèmes agricoles, une partie des éléments minéraux prélevés dans le sol par les racines des plantes est exportée hors des parcelles dans la biomasse récoltée. Pour compenser 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). Parmi ces éléments, les principaux enjeux agricoles et environnementaux sont associés aux flux d'N et de P. Bien que les stratégies actuelles de fertilisation azotée, associées aux progrès génétiques, ont permis d'améliorer l'efficacité d'utilisation du N par les plantes, et de limiter les pertes dans l'environnement, les surplus azotés liés à l'activité agricole restent élevés. Comme le N, le P est un élément déclencheur de l'eutrophisation des milieux aquatiques. De plus, les roches à partir desquelles sont fabriqués les engrais phosphatés proviennent de gisements localisés dans quelques pays seulement, et constituent une ressource fossile finie, non renouvelable. La disponibilité en P pour la production alimentaire mondiale est donc un enjeu majeur à moyen et long terme. Limiter le recours à la fertilisation d'origine minérale, et évaluer la capacité des écosystèmes agricoles à fournir des nutriments assimilables par les plantes relativement à leurs besoins nutritifs, constituent donc des enjeux importants.

Si les questionnements liés au N sont largement présents dans la littérature relative aux SE, le P est plus rarement examiné sous cette approche. Globalement, la revue des travaux existants sur les SE de fourniture de nutriments aux plantes cultivées met en évidence trois grands types de conceptualisations : (i) la considération globale de la régulation du "cycle des nutriments" ou du "cycle de l'azote", (ii) l'analyse des processus permettant de rendre disponible N ou P pour la croissance végétale et (iii) la rétention de N et de P (vus comme des polluants) par l'écosystème. Considérant la nécessité d'associer à chaque SE un bénéficiaire humain qui en dérive un avantage tangible, la première acception est trop large et englobe potentiellement plusieurs SE. La deuxième acception est la seule assimilable à la capacité du sol de l'écosystème agricole à fournir du N ou du P aux plantes cultivées. La troisième, approche retenue par le programme MAES, correspond à un processus contribuant à réguler les fuites de nutriments dans l'eau, SE dont le bénéficiaire direct est la société dans son ensemble (voir chapitre 4).

Du fait des enjeux spécifiques associés respectivement au N et au P en agriculture, deux SE ont été conceptualisés dans l'étude : (i) la **fourniture d'azote assimilable par les plantes cultivées** et (ii) la **fourniture d'autres éléments nutritifs (notamment P) aux plantes cultivées**. Ces SE contribuant à la fourniture d'éléments nutritifs aux plantes cultivées, ils permettent au gestionnaire de l'écosystème agricole de réduire la fertilisation exogène tout en maintenant le niveau de production.

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

Les principaux déterminants biophysiques des SE de fourniture de N et de P aux plantes cultivées sont les processus et les propriétés de l'écosystème qui conditionnent la quantité, la forme chimique des éléments (biodisponibles ou non), et l'accès des plantes à cette ressource : (i) le taux de N total et de P total dans le sol, (ii) les processus et les propriétés biotiques et abiotiques du sol qui conditionnent la partition du N et du P entre leurs différentes formes (minéralisation et organisation par le microbiote du sol, affinité de la phase solide du sol vis-à-vis des ions phosphates), (iii) la porosité et la teneur en eau du sol qui conditionnent la diffusion des nutriments sous forme biodisponible (soit le N minéral et le P en solution) dans la phase liquide du sol jusqu'aux racines, et (iv) le processus d'assimilation du N et du P par le couvert végétal.

Facteurs exogènes

Les facteurs exogènes venant moduler la capacité de l'écosystème à fournir ces SE sont ceux qui ont un effet sur les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique du sol. Le **climat** agit sur la température et la teneur en eau du sol qui ont une influence directe sur le niveau d'activité biologique (ex. la minéralisation de la MO). Les **pratiques de fertilisation** minérale et organique et les modalités de **gestion des résidus de culture** influencent les entrées de N et de P dans le sol et la dynamique des processus précités. Enfin, l'**irrigation** et le **travail du sol** modulent le niveau de SE *via* leurs effets sur la teneur en eau, la température, la structure du sol...

• Quantification du niveau de fourniture du SE : cas du N

Du fait de l'état des données et des outils (notamment de modélisation) actuellement disponibles, seul le SE de fourniture de N minéral aux plantes cultivées a pu faire l'objet d'une quantification dans le cadre de l'étude. Des pistes méthodologiques ont néanmoins été proposées pour la fourniture de P (cf. rapport scientifique de l'étude).

De nombreux auteurs proposent un indicateur qui décrit la quantité de N présent dans le sol pour évaluer le niveau de fourniture du SE. En France, des données de concentration en N total dans l'horizon de surface des sols sont disponibles dans les bases de données du GISSOL et permettraient l'évaluation, à un instant donné, du stock de N dans le sol. Néanmoins, cette variable, n'est pas un "proxy" du SE de fourniture de N minéral aux plantes cultivées car la disponibilité en N minéral comme les besoins des cultures varient fortement au cours de l'année. L'indicateur le plus direct du niveau potentiel de SE rendu par l'écosystème agricole est la connaissance de la quantité de N minéralisable ou la vitesse potentielle de minéralisation : ces dernières peuvent être mesurées en laboratoire mais elles ne sont pas quantifiées en routine sur l'ensemble des sols français.

Méthode d'évaluation retenue dans l'étude

Le choix a été fait de recourir à des modèles de fonctionnement des couverts (STICS pour les écosystèmes de grandes cultures, et PaSim pour les écosystèmes prairiaux – encadré 2-1), qui simulent de façon dynamique les composantes du bilan azoté :

$$N_{\text{sol}} \text{ à la récolte} - \text{sorties de N} = N_{\text{sol}} \text{ au semis} + \text{entrées de N}$$

Les sorties de N correspondent au N exporté dans la biomasse cultivée et aux pertes par lixiviation et par volatilisation. Les entrées de N correspondent à la fixation symbiotique, à la minéralisation de la MO du sol et des résidus de culture, et aux apports d'engrais azotés exogènes.

Le calcul de la "**quantité de N exportée dans la biomasse cultivée**" peut permettre de quantifier le niveau de SE **effectivement rendu** par l'écosystème agricole, à condition que le N utilisé par la culture provienne uniquement du N minéral fourni par l'écosystème agricole *via* la minéralisation nette de la MO des sols et des résidus. Pour ce faire, un jeu de simulation représentant les systèmes de culture conduits sans fertilisation azotée, toutes choses égales par ailleurs, a été testé. Cependant, du fait d'une importante diminution de la MO sur les 30 années de simulation et donc des flux de N liés à sa minéralisation, les résultats de ces simulations se sont avérés non exploitables dans le cadre de l'étude. Seuls les résultats des **simulations représentant les pratiques actuelles dominantes** (*i.e.* avec apports d'engrais azotés) ont donc pu être analysés.

Encadré 2-1. L'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante-(animaux) pour évaluer les SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau

Pour évaluer les SE en lien avec le cycle de l'eau, de l'azote et du carbone, il a été fait le choix de recourir à des modèles de simulation dynamique du système sol-plante-(animaux). Deux modèles développés par l'Inra ont été privilégiés, STICS¹ et PaSim², qui simulent respectivement le fonctionnement des systèmes de culture (sol-grandes cultures) et celui des systèmes toujours en herbe (sol-prairies-animaux pâturant). Les grands processus simulés par ces modèles sont la croissance et le développement du couvert, les composantes des bilans hydrique, azoté et carbone. Ces deux modèles ont fait l'objet d'évaluations antérieures et leur utilisation est maîtrisée par le collectif d'experts de l'étude. **Un plan de simulation a été développé spécifiquement pour l'étude.** 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, 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, ce qui 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. Afin d'obtenir un bon échantillonnage de l'effet de la variabilité climatique 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 séquence de couverts de prairies simulées. Il ne s'agissait pas d'analyser le comportement passé, ni d'examiner les évolutions des phénomènes au cours du temps, ni encore de prévoir le fonctionnement futur des systèmes de culture et de prairies simulés, mais bien d'en analyser le comportement moyen sur une série climatique suffisamment large pour s'abstraire de l'effet "année". La série de 30 années climatiques passées a été définie en fonction de la disponibilité des données climatiques (cf. infra).

Paramètres d'entrée des modèles

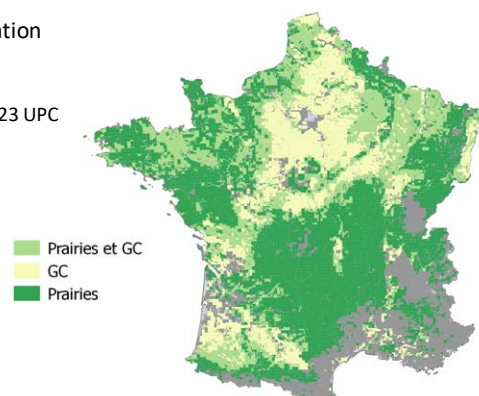
Les simulations ont été réalisées sur des unités de surface considérées homogènes en termes de sol et de climat. Ces Unités Pédologique-Climatiques (UPC) correspondent à l'intersection spatiale entre les Unités Cartographiques de Sol (UCS) de la carte des sols au 1/1 000 000 (Base de Données Géographique des Sols de France - BDGSF) et les mailles SAFRAN 8km x 8 km de description du climat. 23 149 UPC ayant au moins 100 ha de surface déclarée dans le RPG ont été considérées dans l'étude (Figure 1).

Les paramètres d'entrées des modèles ont été définis pour ces UPC à l'aide de différentes bases de données (Figure 2) :

- le climat a été caractérisé grâce à la base de données SAFRAN de Météo France;
- les caractéristiques et propriétés des sols ont été fournies par l'US Inra Infosol pour chaque UCS. Une UCS peut être associée à plusieurs types de sol.
- l'état des sols à l'initialisation des simulations en termes d'azote et de carbone organique provient des données de la littérature ;
- les séquences de culture et les types de prairies sont issus de l'analyse des Registres Parcelaires Graphiques (RPG) annuels 2006 à 2012. 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").
- les pratiques agricoles ont été caractérisées essentiellement à partir des données des enquêtes "Pratiques Culturelles" 2006 et 2010 et de l'enquête Prairies 1998 du SSP. 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 UPC considérées dans le dispositif d'évaluation selon le type de surfaces simulées

10 263 UPC sont concernées par des simulations "grandes cultures" (GC) et 15 623 UPC sont concernées par des simulations "prairies".
UPC grisées (y.c. Corse) : pas de simulation



¹ <https://www6.paca.inra.fr/stics/Qui-sommes-nous/Presentation-du-modele-Stics>

² https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/pasim_FR.htm

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 huit cultures et trois types de prairies :

- 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.

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.

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 :

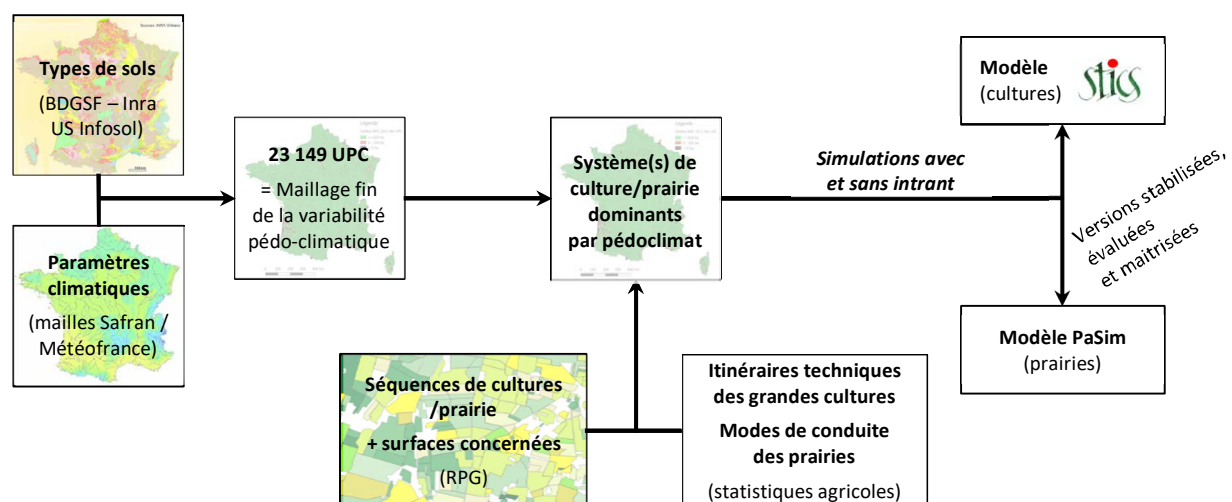
- 15 % de l'UPC porte une rotation blé tendre / blé tendre / betterave sucrière, conduite selon deux modes de fertilisation azotée : 40 % des surfaces fertilisées avec des engrais minéraux uniquement, et 60 % avec des engrais organiques complétés par de la fertilisation minérale ;

- 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).

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 des systèmes de culture "actuels" (= combinaisons [type de sol X séquence X fertilisation X couvert intermédiaire]), **30 580 simulations de systèmes de culture ont été conservées pour les analyses.**

Figure 2. Synoptique simplifié du dispositif de simulation des systèmes de culture et de prairies en France



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 30^e année de simulation), selon les besoins de l'analyse.

Deux indicateurs ont été calculés :

- Le premier représente le niveau de SE potentiellement rendu par l'écosystème (par opposition au niveau de SE effectivement utilisé par l'agriculteur), et correspond à la **quantité de N minéral total fourni par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture (par fixation symbiotique et minéralisation)**. Cet indicateur traduit la capacité de l'écosystème à "fournir" du N minéral pour la culture de rente sur la durée du cycle cultural, considérant l'état initial de l'écosystème (au moment du semis) et les effets cumulés au cours des années sur celui-ci. Il constitue un "proxy" du niveau potentiel de SE rendu par l'écosystème agricole. Ce "proxy" est néanmoins imparfait puisque les apports exogènes d'engrais sont indirectement pris en compte *via* la minéralisation, pendant le cycle de la culture considérée, des résidus de la culture précédente.

- Le deuxième correspond à la quantité totale de N minéral à disposition de la culture de rente pour sa croissance, hors N apporté par fertilisation en cours de campagne. Il correspond à la **quantité de N minéralisée et fixée symbiotiquement pendant la période de croissance de la culture cumulée avec la quantité de N minéral dans le sol au moment du semis**. Cette dernière résulte de l'apport d'engrais azotés réalisé l'année précédente *via*, d'une part, la minéralisation des résidus de culture entre la récolte précédente et le semis de la culture considérée, et, d'autre part, les reliquats de N minéral dans la solution du sol. Cet indicateur est donc potentiellement encore plus "entaché" de l'effet de la fertilisation de l'année précédente.

Afin de tester l'effet de la présence de couverts intermédiaires sur le niveau de fourniture du SE, des **simulations alternatives "sans couvert intermédiaire"** (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations de référence) ont été lancées dans les UPC situées en Zone Vulnérable (selon la Directive Nitrate), où l'implantation de couverts intermédiaires est obligatoire durant l'interculture.

Résultats

Dans le temps imparti à l'étude, **seuls les résultats obtenus grâce à STICS sur grandes cultures ont pu être analysés et sont présentés ci-après**. Ils ont été examinés au regard de trois variables : (i) la texture de l'horizon de surface ; (ii) l'état organique initial du sol (quantité de MO du sol à l'initialisation des simulations), qui détermine le niveau initial de fourniture de N minéral *via* la minéralisation pour un climat donné ; (iii) la longueur de la rotation.

La quantité moyenne de N fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture (du semis à la récolte) varie de 42 à 224 kg N /ha (moyenne de 93 kg N /ha) (Figure 2-1). La quantité totale de N minéral à disposition de la culture de rente (incluant la quantité de N minéral présent dans le sol au moment du semis) suit le même type de distribution spatiale, mais sa valeur moyenne à l'échelle nationale est de 143 kg N/ha.

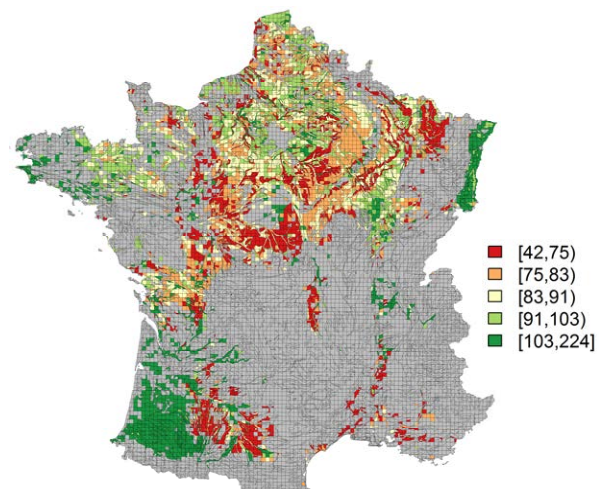
Figure 2-1. Quantité de N minéral total fourni par l'écosystème (en kg N/ha) estimée par STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Résolution spatiale : UPC.

UPC grisées (y.c. Corse) = pas de simulation "grandes cultures".

UPC blanches = exclues de l'analyse.

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



Les valeurs les plus élevées sont localisées essentiellement en Aquitaine, en Alsace et en Bretagne, et localement au cœur du bassin parisien et dans le bassin de la Saône. Les niveaux de SE les plus faibles sont observés dans le bassin moyen de la Garonne, sur le pourtour du bassin parisien, en Lorraine, en Limagne et dans la moitié Sud du bassin du Rhône.

Pour les deux indicateurs, les sols de texture argileuse sont associés à des valeurs moyennes beaucoup plus faibles que les autres types de sols. Ce résultat n'a pu être analysé plus avant dans le temps imparti à l'étude, et son interprétation nécessiterait d'examiner le lien existant entre le type de sol et le type de culture qui y est implanté.

De plus, les indicateurs prennent des valeurs à la fois plus élevées et plus variables pour les monocultures que pour les séquences de cultures pluriannuelles. On peut faire l'hypothèse que dans les monocultures de blé ou de maïs, souvent fortement fertilisées, les résidus de culture (pailles ou cannes de maïs) laissés sur place génèrent une importante quantité de biomasse minéralisée lors du cycle annuel de la culture suivante. Ce résultat laisse entrevoir l'effet indirect de la fertilisation azotée.

Outre la gamme de valeurs respectives de ces deux indicateurs, la principale différence réside dans leur sensibilité au taux de MO initial du sol. En effet, **la quantité de N minéralisée tend à être d'autant plus élevée que la teneur initiale en MO est importante**, la valeur médiane se situant autour de 75 kg N/ha pour les sols présentant les teneurs initiales en MO les plus faibles, et de 95 kg N/ha pour les sols les plus riches en MO en début de simulation. Cet effet, qui reste à confirmer sur le plan statistique, disparaît lorsque la quantité d'azote minéral du sol au moment du semis est prise en compte, laissant supposer que l'effet direct de la fertilisation (effet des apports en années n-1 sur le N minéral dans le sol au semis de l'année n) est plus fort que celui de la quantité de N apportée par minéralisation.

Effet de l'implantation d'un couvert intermédiaire pendant l'interculture sur le niveau de SE

Dans les UPC situées en Zone Vulnérable, en cohérence avec l'hypothèse selon laquelle la minéralisation des résidus de la culture intermédiaire augmente la quantité de N disponible dans le sol, **la présence d'une culture intermédiaire augmente la quantité de N fournie par l'écosystème à la culture de rente** en comparaison avec les résultats obtenus avec le jeu de simulation "systèmes actuels". Cet effet reste cependant modéré, dans la mesure où la différence moyenne est de 5 kg N /ha entre les valeurs médianes prises par l'indicateur simulé "avec" et "sans" couvert intermédiaire, et les deux gammes de valeurs obtenues présentent un fort recouvrement. Par ailleurs, **la présence d'une culture intermédiaire ne semble pas avoir d'effet sur la quantité de N présente dans la culture de rente au moment de la récolte**.

Perspectives d'amélioration

Le protocole de simulation retenu constitue une avancée méthodologique relativement aux études classiques qui reposent sur des simulations annuelles ou pluriannuelles dans lesquelles l'état du sol est réinitialisé chaque année ou par séquences d'années. En effet, l'enchaînement des simulations sur 30 ans proposé dans cette étude permet de bien prendre en compte les effets liés aux précédents de culture – notamment la quantité de N 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 pourrait être amélioré notamment en tenant compte séparément et spécifiquement des cultures d'hiver et des cultures de printemps : en effet, la dynamique des processus de minéralisation et de fixation symbiotique est très influencée par la saisonnalité.

Par ailleurs, les deux indicateurs retenus pour décrire la fourniture du SE sont dépendants, à l'échelle interannuelle, des apports exogènes de N. Dans le dispositif de simulation, les niveaux et la nature de la fertilisation azotée ont été estimés à l'échelle régionale à partir d'informations 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.

2.2.3. Stockage et restitution de l'eau par l'écosystème

Les ressources en eau des écosystèmes sont classiquement classées en deux catégories, l'eau "verte" – quantité d'eau pluviale stockée par le sol et restituée à l'atmosphère par transpiration du couvert végétal et évaporation par le sol – et l'eau "bleue" – celle des lacs, rivières, océans, et nappes phréatiques. Du point de vue des SE de régulation des flux d'eau, l'eau évaporée est considérée comme "perdue" pour les utilisateurs locaux.

La capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau renvoie à deux SE distincts en raison de la nature des avantages qu'en dérivent le gestionnaire de l'écosystème agricole et la société dans son ensemble. Le premier SE, de "**stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées**", bénéficie directement au gestionnaire de l'écosystème agricole. L'avantage que ce dernier en retire correspond à la quantité d'eau qu'il devrait apporter par irrigation en l'absence du SE, pour obtenir le même niveau de production végétale. Le deuxième SE, de "**stockage et restitution d'eau bleue**", est rendu directement à la société dans son ensemble, qui exploite cette ressource en eau pour des usages diversifiés : agricoles, industriels, domestiques, récréatifs et culturels.

Distincts sur le plan conceptuel, ces deux SE sont néanmoins en interaction directe au sein de l'écosystème agricole. Leurs niveaux de fourniture sont donc fortement interdépendants. En conséquence, bien que le SE "stockage et restitution d'eau bleue" ne constitue pas un SE intrant, sa présentation est intégrée dans cette section.

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

Les SE liés au stockage et à la restitution de l'eau reposent essentiellement sur les **processus d'écoulement d'eau** – percolation à la base du sol, ruissellement à la surface du sol et écoulements latéraux dans l'épaisseur du sol –, et sur le **processus d'évapotranspiration**. Ces processus dépendent à la fois de la nature du **couvert végétal**, de la dynamique de son cycle végétatif, des caractéristiques et des propriétés du **sol** : teneur en eau et texture et teneur en matière organique (MO) qui conditionnent la structure du réseau poreux. L'état de surface du sol et le taux de couverture de la végétation déterminent le partage entre infiltration et ruissellement. Deux processus hydriques peu connus contribuent aux transferts d'eau ascendants dans le sol vers ou *via* les plantes : les exsudations nocturnes d'eau par les racines et les remontées capillaires. Ces dernières sont de plus grande envergure que les premières, et peuvent être à l'origine de 30 à 60 % de la transpiration des cultures en zone de nappe peu profonde.

Il est important de noter qu'il existe souvent 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.

Facteurs exogènes

La capacité de l'écosystème agricole à stocker et à restituer de l'eau est modulée par le **climat**, en particulier par la quantité et par la distribution annuelle des précipitations, ces dernières constituant l'entrée d'eau dans l'écosystème. En particulier, il a été démontré que le rapport entre la quantité annuelle d'eau percolée et la quantité annuelle d'eau évapotranspirée est fortement dépendant du climat : en règle générale, 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".

Ces deux SE sont également sous la forte dépendance des **pratiques agricoles**, et notamment la **fertilisation**, le mode de **gestion des résidus** (installation d'un mulch en surface), le **travail du sol** et l'**irrigation**. Concernant cette dernière, notons que la capacité du sol à stocker et à restituer de l'eau détermine l'efficacité des divers types de pratiques d'irrigation (quantité et fréquence des apports d'eau) à répondre, en complément du SE rendu à l'agriculteur, aux besoins en eau des plantes cultivées (voir chapitre 3).

• Quantification du niveau de fourniture du SE

La conceptualisation adoptée dans l'étude pour étudier les SE liés aux flux d'eaux se distingue radicalement de celle adoptée dans CICES, et par voie de conséquence dans les travaux qui s'inscrivent dans sa lignée. Ainsi, le programme MAES considère quatre SE d'approvisionnement en eaux, en combinant le caractère superficiel/souterrain de l'eau et l'usage qui en est fait (alimentaire VS autres usages). En conséquence, les indicateurs proposés par MAES sont peu appropriés à la démarche adoptée dans FESE-écosystèmes agricoles, qui n'examine pas le même objet d'étude.

Les autres travaux portant sur la quantification des flux d'eaux abordent ces derniers sous l'angle de la distinction entre eau verte et eau bleue. Par définition, les indicateurs proposés pour quantifier le flux d'eau verte ne sont pas pertinents pour quantifier la quantité d'eau stockée et restituée par l'écosystème aux plantes cultivées, puisqu'ils ne distinguent pas les processus de transpiration et d'évaporation. Par ailleurs, la quantité restituée par l'écosystème sous forme d'eau bleue, c'est-à-dire percolée, ruisselée et circulant *via* les écoulements latéraux hypodermiques, est classiquement représentée par le rendement en eau, défini comme la différence entre la somme annuelle des précipitations et la quantité d'eau annuelle évapotranspirée.

Méthode d'évaluation retenue dans l'étude

Le dispositif de simulation dynamique élaboré pour l'étude (voir encadré 2-1) a été utilisé pour estimer les composantes du bilan hydrique, selon lequel la variation ΔS du stock d'eau du sol disponible pour les plantes (réserve utile) est calculée comme suit :

$$\Delta S = \text{Précipitations} + \text{Irrigation} - \text{Evaporation} - \text{Transpiration} - \text{Ruissellement} - \text{Drainage}$$

Deux indicateurs ont été définis :

- un indicateur du SE de "stockage et restitution d'eau aux plantes cultivées" : la **quantité d'eau transpirée par la culture de rente entre le semis et la récolte** ;
- un indicateur du SE de "stockage et restitution d'eau bleue" : le **rendement en eau** calculé sur l'année soit, pour des raisons méthodologiques dans cette étude, du 1^e septembre de l'année n au 31 août de l'année n+1.

Les deux indicateurs de niveau moyen annuel de SE ont été calculés à partir de simulations au pas de temps journalier, afin de prendre en compte les interactions entre les flux d'eau pendant des périodes clés, telles que les périodes de pluie très abondante dont les effets sur la percolation sont dépendants du développement et du type de cultures.

Plusieurs jeux de simulation ont été lancés :

- Des **simulations "sans irrigation"**, y compris sur les cultures de maïs classiquement irriguées, ont été réalisées **afin de quantifier le niveau des SE rendu par l'écosystème agricole**, en excluant les apports d'eau exogènes. Les autres pratiques agricoles n'ont pas été modifiées, et représentent le mode de gestion actuel dominant des agroécosystèmes.
- Des **jeux de simulation alternatifs** ont été lancés dans certaines UPC **pour tester l'effet de deux pratiques agricoles** sur le niveau de fourniture des SE :
 - . des simulations alternatives "sans couvert intermédiaire" (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations de référence) dans les UPC situées en Zone Vulnérable (selon la Directive Nitrates), où l'implantation de couverts intermédiaires est obligatoire durant l'interculture ;
 - . des simulations alternatives "avec irrigation" (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations de référence) dans les UPC comportant des cultures de maïs classiquement irriguées.

Résultats

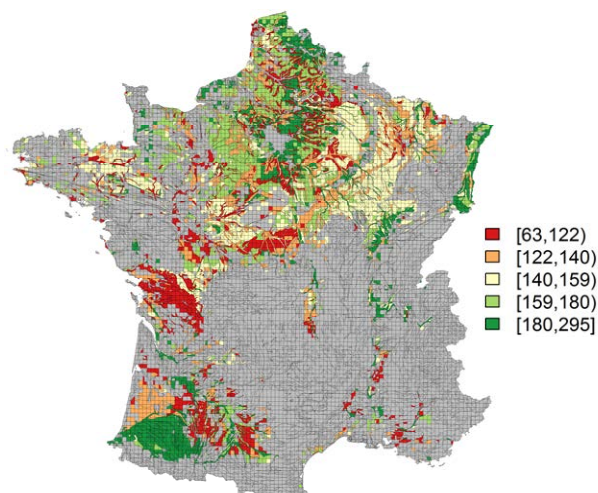
Comme précédemment, seuls les résultats obtenus pour les écosystèmes de grandes cultures sont présentés ci-après. Les résultats ont été interprétés au regard de trois variables : (i) la réserve utile maximale (RUM), quantité d'eau maximale que le sol peut contenir et restituer aux racines pour la vie végétale ; (ii) la longueur de la rotation ; (iii) le type de climat selon le niveau moyen des précipitations et des températures annuelles observées en France métropolitaine.

Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées

Le premier jeu de simulation – "sans irrigation" – permet d'estimer le niveau de SE effectivement rendu par l'écosystème, c'est-à-dire effectivement exploité par le gestionnaire de l'écosystème agricole pour la production de biomasse. 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 – Figure 2-2).**

Figure 2-2. Transpiration annuelle moyenne des cultures de rente (en mm) estimée pour des systèmes de culture sans irrigation (y compris dans les UPC où les cultures sont classiquement irriguées)

Résolution spatiale : UPC.
 UPC grisées (y.c. Corse) = pas de simulation "grandes cultures".
 UPC blanches = exclues de l'analyse.
 Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



Les niveaux les plus élevés de SE sont relevés dans le piémont des Pyrénées Atlantiques, au cœur et au Nord du bassin parisien (qui présente également des valeurs localement faibles), dans la plaine d'Alsace, ainsi que dans le bassin de la Saône. A l'opposé, les valeurs les plus faibles correspondent au bassin moyen de la Garonne (à l'exception du long du fleuve), au Poitou-Charentes, à l'ouest du bassin parisien (Sarthe, Indre et Loire, Vienne), au Berry et à la Limagne. Des valeurs faibles existent aussi plus localement dans la vallée du Rhône, en Bretagne et en Lorraine.

Sur les trois variables explicatives testées, la transpiration varie essentiellement en fonction de la RUM. En moyenne, **la transpiration est d'autant plus élevée que la RUM est élevée.** Les valeurs de l'indicateur se répartissent de façon homogène entre les quatre classes de RUM prédéfinies.

Stockage et restitution d'eau bleue

Le **rendement en eau annuel moyen varie de 55 à 1119 mm** sur l'ensemble des UPC, **avec une moyenne de 315 mm** (Figure 2-3). Les flux d'eau bleue sont donc en moyenne deux fois plus importants que les flux d'eau restituée aux plantes cultivées.

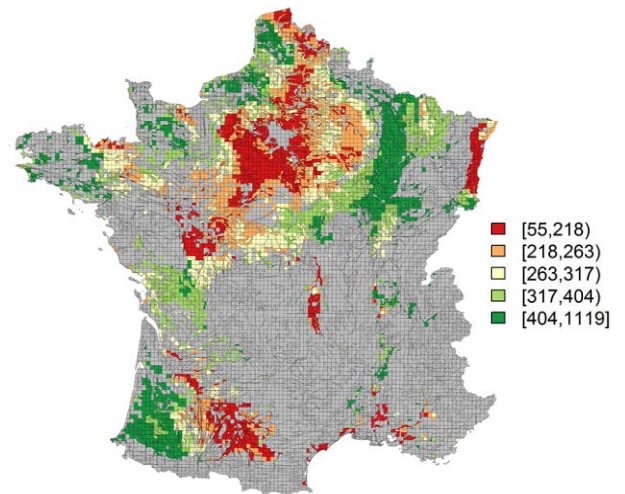
Figure 2-3. Rendement en eau annuel moyen (en mm) estimé pour des systèmes de culture sans irrigation (y compris dans les UPC où les cultures sont classiquement irriguées)

Résolution spatiale : UPC.

UPC grisées (y.c. Corse) = pas de simulation "grandes cultures".

UPC blanches = exclues de l'analyse.

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



Les valeurs les plus élevées correspondent aux UPC situées dans la région des Landes, en Bretagne, en périphérie du bassin parisien (côte de la Manche à l'Ouest, plateaux barrois et langrois à l'Est) et en Rhône-Alpes. A l'inverse, les valeurs les plus faibles sont rencontrées dans le bassin moyen de la Garonne, en Touraine, au cœur du bassin parisien et dans les Flandres, dans la plaine d'Alsace, en Limagne et au Sud du bassin du Rhône.

Le rendement en eau varie essentiellement en fonction du type de climat, de façon très contrastée. Le climat de type 7 "Bassin du Sud-Ouest", caractérisé par des précipitations annuelles peu abondantes, est associé aux valeurs les plus faibles (200 mm en moyenne). A l'inverse, celui de type 1 "montagnard" est associé aux valeurs les plus élevées (500 mm en moyenne). Ce dernier est caractérisé par des précipitations élevées, des températures faibles, et s'exprime sur des sols courts, facteurs favorables à la percolation de l'eau à la base du sol.

Effet de l'irrigation sur les flux d'eau

Les simulations alternatives "avec irrigation sur maïs" mettent clairement en évidence **l'effet positif de l'irrigation sur le niveau de transpiration de la culture de rente**, notamment pour les RUM intermédiaires (40 à 120 mm). Cet effet concerne probablement les unités de simulation localisées dans la région des Landes, caractérisées par de la monoculture de maïs grain. **L'irrigation ne semble en revanche pas avoir d'effet sur le rendement en eau.**

Il convient néanmoins de tempérer ces résultats au regard de la façon dont l'irrigation est modélisée dans ce dispositif de simulation. Faute de données d'observation sur les pratiques d'irrigation réelles, les apports d'eau sont automatisés par le modèle STICS, qui les déclenche de façon à limiter le stress hydrique de la culture (irrigation optimisée pour couvrir 85 % des besoins en eau de la culture). Ceci tend, par définition, à maximiser l'efficacité des apports d'eau vis-à-vis des besoins des cultures irriguées et, en conséquence, à très fortement limiter les flux d'eau bleue.

Effet de l'implantation d'un couvert intermédiaire pendant l'interculture sur le niveau de SE

Les simulations alternatives "sans couvert intermédiaire dans les UPC situées en Zone Vulnérable" ne montrent **pas d'effet de l'implantation d'une culture intermédiaire sur la transpiration de la culture de rente, ni sur le rendement en eau annuel**. Des analyses plus précises restent à mener pour étayer ces résultats. De plus, des modalités nouvelles de gestion des cultures intermédiaires – par exemple de durée plus longue – pourraient être testées dans des applications futures et conduire à une remise en cause de ces résultats.

Perspectives d'amélioration

Pour réaliser l'évaluation sur l'ensemble du territoire national dans le temps et les moyens alloués à l'étude, le bilan hydrique a été modélisé par une approche de type réservoir, considérant la pluie et l'irrigation comme seules voies d'apport d'eau dans l'écosystème, et négligeant les écoulements préférentiels verticaux et les remontées capillaires. De plus, par souci de simplification, les simulations ont été réalisées en considérant des parcelles à plat (pente nulle) et donc en négligeant les flux latéraux (ruissellement et écoulements hypodermiques). Ce choix de modélisation permet de fournir des informations sur les flux d'eau pour des parcelles sans pente dans les différentes unités pédoclimatiques de la France. Il serait en revanche peu adapté pour une analyse conduite à l'échelle du bassin versant du fait de sa géomorphologie.

Dans des évaluations futures, une analyse différenciée des indicateurs selon le type de culture serait à réaliser (proportion respective des cultures de printemps et des cultures d'été, ou proportion de cultures de maïs par rapport aux autres cultures). La typologie du climat pourrait également être affinée pour prendre en compte sa variabilité inter saisons, afin d'interpréter plus précisément les indicateurs notamment si on peut distinguer les effets des cultures d'hiver et des cultures de printemps.

2.2.4. Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion

L'érosion correspond au flux de matières arrachées du sol et transportées principalement par l'eau et le vent. Dans les écosystèmes agricoles, elle se traduit par une perte de sol dans la couche superficielle enrichie en MO. Les processus écologiques qui concourent à maintenir en place les constituants du sol et les sédiments de surface peuvent donc être définis comme un SE de "stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion".

Le gestionnaire de l'écosystème agricole en dérive un avantage direct en termes de préservation du capital sol et du potentiel agronomique de la situation de production. En effet, la stabilisation de la couche de sol cultivable détermine le niveau de **fourniture de nutriments aux plantes cultivées** et de **stockage et restitution de l'eau par l'écosystème** (voir sections précédentes), et donc permet de limiter la quantité d'engrais et d'eau à apporter pour maintenir le niveau de production.

De façon non spécifique aux écosystèmes agricoles, ce SE procure également des avantages directs à la société car il contribue à la limitation des phénomènes de coulées boueuses et à la qualité des eaux de surface par réduction de sa charge solide.

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

Les deux principaux déterminants biophysiques du niveau de SE sont par ordre d'importance décroissante : la couverture végétale et la constitution minérale et organique du sol. L'érosion par des agents physiques autres que l'eau (avalanche, vent) n'a pas été considérée plus avant dans cette étude.

Plusieurs travaux tendent à montrer que l'érosion et le ruissellement décroissent de manière exponentielle avec le taux de **couverture végétale** dans l'espace et le temps. La végétation intercepte les précipitations, réduisant leur capacité à désagréger le sédiment de surface (cf. *infra*) ; elle favorise l'**infiltration** de l'eau le long de l'appareil racinaire ; enfin, plus elle est couvrante et présente un indice foliaire élevé, plus les flux d'**évapotranspiration** sont élevés au détriment des écoulements latéraux et profonds (voir section 2.2.3). Il est donc particulièrement important de prendre en compte les variations spatiales et temporelles du taux de couverture végétale.

La **constitution minérale et organique du sol** (texture, taux de MO, perméabilité...) détermine sa stabilité structurale, dont dépendent deux propriétés clefs : la sensibilité à la battance et l'érodibilité du sol. La sensibilité à la battance du sol correspond à sa propension à former une croûte superficielle de colmatage 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. L'érodibilité du sol détermine sa sensibilité à la désagrégation et l'arrachage de matière par l'eau de pluie.

Enfin, les risques de **ruissellement** sont naturellement plus accentués dans les parcelles en **pente**.

Facteurs exogènes

Certaines pratiques agricoles agissent comme des facteurs exogènes modulant le niveau de fourniture du SE. Ainsi, des études ont démontré que l'intensification du **travail du sol** conduit à une redistribution du sol et 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. Par ailleurs, en agissant sur le taux de couverture végétale et, dans certains cas, sur la désagrégation des matières du sol, les pratiques d'**irrigation** modulent également le niveau de fourniture du SE.

Enfin, pour un écosystème agricole donné (sol, couverture végétale, topographie) qui détermine un potentiel de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion, le régime de **précipitations** détermine le niveau d'érosion et de ruissellement. Certains types de précipitations ont en effet un impact plus important sur le niveau de fourniture du SE par les écosystèmes agricoles : (i) la proportion de pluies tombant pendant la période non couvrante et (ii) la récurrence des événements de pluies extrêmes. Toutes choses égales par ailleurs, lorsque la réserve utile est faible, le risque de ruissellement augmente puisque le sol arrive à saturation plus rapidement lors d'événements pluvieux.

• Quantification du niveau de fourniture du SE

L'évaluation du SE est le plus souvent réalisée *via* l'estimation d'un différentiel de taux d'érosion entre la situation évaluée et une situation de référence. 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. Ainsi, un modèle de type RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) est retenu par le programme MAES pour quantifier le SE. Le modèle MESALES (Modèle d'Evaluation Spatiale de l'Aléa Erosion des Sols) développé par l'Inra simule un aléa érosif pouvant être converti en taux d'érosion à l'aide d'une table de

correspondance. Par comparaison avec le modèle RUSLE, MESALES attache une importance plus grande à certains facteurs pédologiques comme la sensibilité du sol à la battance. Des modèles plus mécanistes tels que PESERA, décrivant les processus physiques en jeu dans l'érosion, se développent actuellement mais aucune démarche de validation spatiale généralisée de ce modèle ne semble avoir été réalisée à ce jour.

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.

Méthode d'évaluation retenue dans l'étude

Le modèle MESALES a été employé dans l'étude pour quantifier le SE "Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion" en comparant le taux d'érosion de la situation "actuelle" (couverture végétale, sensibilité à la battance et érodibilité actuelles représentées *via* l'utilisation des bases de données disponibles) et d'une situation de référence. Ainsi, le niveau de SE effectivement rendu par les écosystèmes agricoles, qui correspond à la quantité de sol stabilisée par l'écosystème considérant sa configuration topographique et de couvert végétal actuelles, a été estimé *via* le calcul du **différentiel de taux d'érosion entre la situation de référence "sol nu" et la situation "actuelle"**.

Pour faciliter l'interprétation de cet indicateur, le **niveau "relatif" de SE** par rapport au niveau maximal a été estimé *via* le calcul du ratio entre le niveau de SE de la situation "actuelle" et celui de la situation "couvert permanent" considérée comme fournissant le plus haut niveau de SE. Ce deuxième indicateur exprime la part de SE maximal rendu par les écosystèmes agricoles actuels.

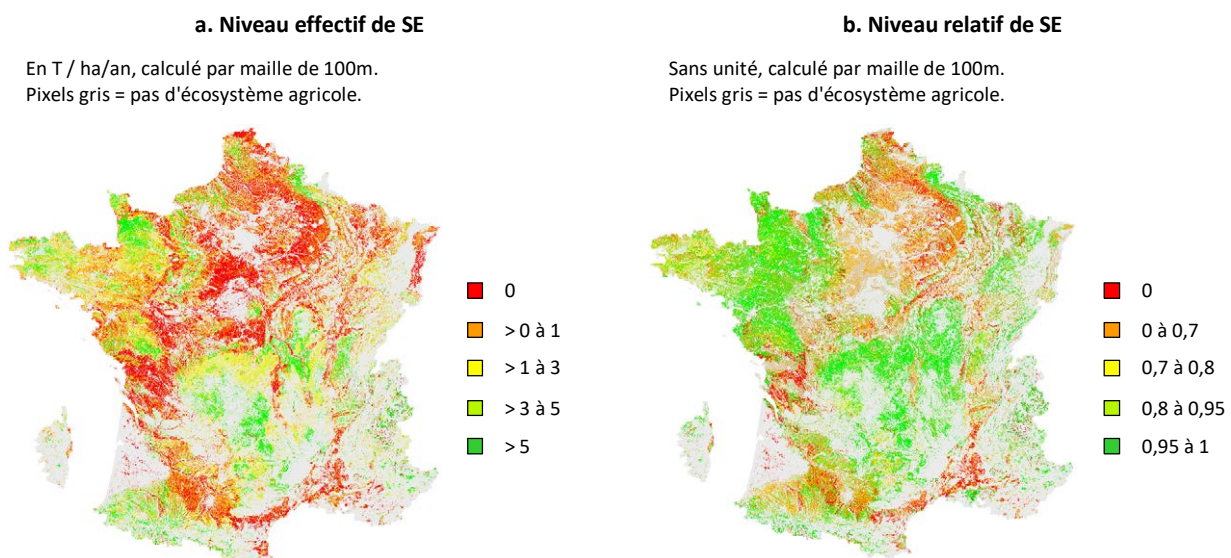
Des améliorations majeures ont été apportées dans l'étude par rapport à la mise en œuvre de MESALES à l'échelle de la France entière dans des travaux précédents. La plus significative d'entre elles consiste à affiner la description temporelle du taux de couverture végétale à la fois dans l'espace et dans le temps (en décrivant avec plus de précisions la phénologie des couverts *via* l'analyse de données de télédétection spatiale).

Résultats

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 dans ces conditions topographiques (Figure 2-4).

Le niveau de fourniture du SE le plus élevé est observé dans les grandes régions herbagères (Bretagne, Basse Normandie, Massif central, Alpes, Jura...), car le taux d'érosion serait très fort sans cette couverture végétale permanente. A l'inverse, **les zones présentant un faible niveau absolu et relatif de SE correspondent aux régions de grandes cultures** (Blé dans 30 % des cas, Maïs 10 %, Colza 5 %, Tournesol 5 %...) ou de cultures permanentes (20 %) situées dans des milieux présentant un haut niveau maximal de SE : nord et est du bassin parisien, piedmont pyrénéen, certaines zones de Bretagne, de Midi-Pyrénées, du Languedoc, du Lyonnais...

Figure 2-4. Niveau effectif (a.) et relatif (b.) de fourniture du SE de stabilisation des sols et contrôle de l'érosion



Les résultats ne permettent pas d'identifier un effet "type de culture" sur le niveau de fourniture du SE. Des analyses statistiques seraient à mener pour examiner la corrélation entre les niveaux de SE et l'occurrence de certaines

pratiques ou de types de couverts supposés favorables à l'expression du SE. En effet, à première vue, l'examen (qualitatif) de la cartographie semble montrer par exemple que certaines zones où la surface en prairies est trois fois plus étendue que celle en grandes cultures (par ex. la Creuse) sont associées à un niveau de SE plus faible que d'autres zones où la prairie est moins présente (par exemple dans le piémont des Pyrénées Atlantiques).

L'examen des résultats à l'échelle des saisons montre que **le niveau le plus élevé de SE est atteint dans la majorité des régions 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'expliquant probablement par des taux de couverture du sol des terres arables significatifs durant ces saisons dans ces régions. Dans certaines régions néanmoins, telles que le sud-ouest (bassin de l'Adour) et le lyonnais, le niveau de SE tend à être plus élevé en période estivale que pour les autres saisons : ces régions sont probablement relativement moins protégées par la couverture végétale en dehors de l'été (cultures de printemps dominantes sans couvert intermédiaire).

Perspectives d'amélioration

La principale faiblesse du modèle MESALES (et du modèle RUSLE) tient aux incertitudes associées aux variables d'entrée, notamment celles décrivant les propriétés du sol et les modes d'utilisation des terres. Une première piste d'amélioration de l'évaluation consisterait à mobiliser des sources de données plus fines d'une part sur l'occupation du sol qui permettraient de prendre en compte la distribution spatiale des éléments semi-naturels, et d'autre part sur la dynamique intra saisonnière et interannuelle du taux de couverture végétale, afin d'étudier l'effet de la présence de couverts intermédiaires sur le niveau de SE. Par ailleurs, cette évaluation pourrait être prolongée par l'analyse des effets des changements climatiques et des changements d'utilisation des terres à l'échelle (pluri)-décennale.

2.3. Les régulations biologiques

Les SE de régulations "biologiques" correspondent ici à des processus qui régulent les facteurs biotiques de la production agricole. Cette catégorie regroupe à la fois le SE de "pollinisation des espèces cultivées" et les SE de régulation des bioagresseurs. Concernant ces derniers, deux grands types de processus peuvent être distingués : (i) les régulations liées à l'action de la biodiversité animale associée "aérienne", autrement dit la faune "naturelle" aérienne et épigée (interactions entre ravageurs et leurs ennemis naturels dites *top-down*) et (ii) les régulations liées à la configuration spatiotemporelle de la biodiversité végétale, planifiée (couverts cultivés) ou associée (flore adventice et habitats semi-naturels dans l'emprise de la parcelle et de son environnement, interactions bioagresseurs-plantes dite *bottom-up*).

2.3.1. La pollinisation des espèces cultivées

La pollinisation est le processus de transfert du pollen depuis les organes de reproduction mâle vers les organes de reproduction femelle des fleurs des Angiospermes. Dans le cadre de l'étude, l'analyse est focalisée sur la pollinisation impliquant le vivant c'est-à-dire réalisée par les animaux (vs. le vent). Environ deux tiers des espèces cultivées sont concernées, essentiellement des cultures fruitières et légumières ainsi que quelques oléagineuses.

Étant donné que la pollinisation est un déterminant biophysique de la production de biens végétaux, le gestionnaire de l'écosystème agricole en retire des avantages directs en termes d'augmentation de la production de biens végétaux voire de coûts évités, dans le cas où un défaut de pollinisation conduirait à mettre en place d'autres dispositifs de pollinisation (location de ruches, pollinisation manuelle).

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

Les principaux déterminants biophysiques impliqués dans la fourniture du SE sont (i) la structure des communautés de pollinisateurs (abondance, diversité) et (ii) les caractéristiques des plantes sauvages et cultivées dépendantes des pollinisateurs.

En région tempérée, les **communautés de pollinisateurs** sont essentiellement composées d'insectes. L'analyse présentée ci-après est donc focalisée sur la pollinisation entomophile. La structure des communautés de pollinisateurs dépend de la composition et de la configuration de la **matrice paysagère** qui environne l'écosystème agricole : ce sont

souvent essentiellement les habitats semi-naturels proches de la parcelle (forêts, lisières, haies, bords de route...) qui offrent un habitat, des sites de nidifications et une ressource alimentaire (plantes sauvages) aux pollinisateurs.

La physiologie et la morphologie des **plantes** conditionnent leur dépendance aux pollinisateurs et leur degré de spécialisation vis-à-vis des taxons de pollinisateurs. La **diversité spatiotemporelle des couverts gérés**, définie par les choix de culture opérés par l'agriculteur, peut conditionner l'existence de périodes de disette entre la floraison des espèces cultivées.

Facteurs exogènes

Par ailleurs, certaines **pratiques agricoles** constituent des facteurs exogènes susceptibles de moduler l'intensité et l'efficacité du processus de pollinisation vis-à-vis des plantes cultivées, *via* leur action sur les déterminants biophysiques. Ainsi, les effets négatifs des pratiques sur la diversité ou l'abondance des pollinisateurs ont fait l'objet de nombreux travaux fondés par exemple sur la comparaison entre des systèmes d'agriculture "conventionnelle" et en Agriculture Biologique. Sans entrer dans le détail des effets de chacune d'entre elle, les principales pratiques exogènes ayant un effet sur le niveau de fourniture du SE sont le **travail du sol** et l'**emploi de pesticides**.

Enfin, les **changements climatiques** sont susceptibles d'entraîner des changements phénologiques et des modifications d'aire de répartition des pollinisateurs, résultant en un découplage spatial, temporel et/ou fonctionnel entre plantes et pollinisateurs. Néanmoins, ces conséquences ne sont pas toujours observées, et leurs implications pour la pollinisation ne sont pas encore établies.

• Quantification du niveau de fourniture du SE

La quantification du niveau de pollinisation entomophile peut être réalisée *via* l'estimation de son effet sur le niveau de production de graines d'une plante donnée, considérant les éventuelles limitations des ressources nutritives nécessaires à la plante pour le développement des graines. Les protocoles expérimentaux permettant ce type de quantification du niveau de fourniture du SE n'ont jamais été mis en œuvre à l'échelle nationale. De très nombreux travaux proposent néanmoins une évaluation indirecte de ce SE. Les indicateurs existants reposent essentiellement sur la relation entre la présence des habitats semi-naturels et la composition des communautés de pollinisateurs. Ainsi, l'indicateur élaboré par Zulian *et al.* (2013)³ dans le cadre du programme MAES estime un **potentiel relatif de pollinisation** en combinant une estimation de la capacité des divers éléments du paysage à fournir des sources de nourriture et des sites de nidification, une distance maximale de déplacement (de l'abeille solitaire) et un indice d'activité des pollinisateurs dépendant de la météorologie. Cet indicateur renseigne donc sur la distribution potentielle des habitats des pollinisateurs et le niveau et l'espace sous influence de leur activité pollinisatrice à partir de ces habitats.

Méthodologie d'évaluation retenue dans l'étude

Dans le cadre de la présente étude, trois indicateurs ont été retenus comme "proxys" du niveau de fourniture du SE. L'**indicateur de potentiel relatif de pollinisation du programme MAES** a tout d'abord été repris, mais il n'inclut pas d'information directe sur la composition et l'abondance des communautés de pollinisateurs.

En complément, un **indicateur de la richesse "spécifique" des pollinisateurs** a donc été développé en extrapolant à l'ensemble du territoire métropolitain les données d'observation collectées dans le cadre du programme participatif SPIPoll (Suivi Photographique des Insectes Pollinisateurs, www.spipoll.org). Quatre groupes de pollinisateurs ont été considérés : hyménoptères, diptères, lépidoptères et coléoptères.

Enfin, un **indice de pollinisation**, "proxy" plus direct du niveau de fourniture du SE, a été développé et calculé à la résolution départementale en s'inspirant d'une approche développée dans le cadre de travaux récents. L'hypothèse sous-jacente est qu'un déficit de pollinisation se traduit par l'existence d'un déficit de rendement, d'autant plus important que les cultures sont dépendantes de la pollinisation entomophile. Ce nouvel indicateur a été calculé à partir des données statistiques de rendement des cultures et des coefficients de dépendance des cultures aux pollinisateurs disponibles dans la littérature scientifique.

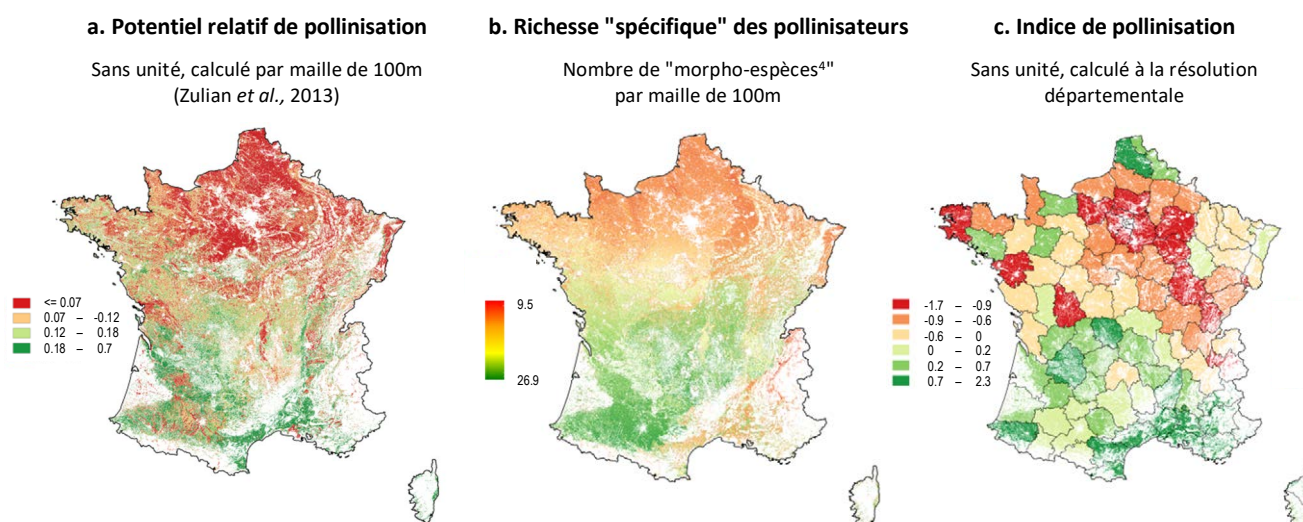
Si les deux indicateurs précédents permettent d'approcher le niveau de SE **potentiellement rendu** par les écosystèmes agricoles, ce dernier, dont la robustesse reste à évaluer, renseignerait sur le niveau de SE **effectivement délivré** à l'agriculteur.

³ 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.

Résultats

La figure 2-5 présente les résultats obtenus pour les trois indicateurs présentés ci-avant.

Figure 2-5. Trois indicateurs du niveau de fourniture du SE de "pollinisation des espèces cultivées" dans les écosystèmes agricoles



Les valeurs prises par les trois indicateurs augmentent approximativement selon un gradient Nord-Sud. Du point de vue statistique, la corrélation positive est néanmoins moyenne. La relation plus forte est observée entre l'indicateur de potentiel de pollinisation (a) et celui fondé sur le rendement (c), construits à partir de jeux de données complètement indépendants, laissant supposer que le gradient Nord-Sud observé est un premier résultat robuste. Dans la littérature, l'existence de ce gradient est attribuée à une variation latitudinale des températures favorisant l'activité des abeilles aux basses latitudes. En France, une partie de ce gradient est probablement aussi liée à la configuration du paysage, avec une plus faible densité d'habitats semi-naturels au Nord de la France (Bassin Parisien au sens large). Notons que la répartition des morpho-espèces de pollinisateurs (b) selon ce gradient est un résultat connu dans la littérature, également observé pour presque tous les groupes taxonomiques et multifactoriel.

La différence la plus remarquable entre les trois indicateurs est le faible niveau de diversité des pollinisateurs dans le bassin méditerranéen (indicateur (b) dans la figure 2-5). 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. Or, l'indicateur (a) est valide pour le modèle "abeille solitaire", et ne fournit donc pas de prédictions fiables pour le groupe des diptères. La divergence entre l'indicateur (b) et l'indicateur (c) pourrait s'expliquer par une moindre dépendance de la pollinisation au groupe des diptères dans le bassin méditerranéen, mais cette hypothèse reste à tester d'autant que des travaux récents suggèrent un rôle important de ce groupe dans le SE de "pollinisation des espèces cultivées" en général.

Par ailleurs, **aucun de ces trois indicateurs n'a été validé empiriquement, et leur interprétation nécessite des précautions.** L'indicateur (a) repose exclusivement sur l'exemple de l'abeille solitaire, alors que les autres groupes de pollinisateurs contribuent de façon non négligeable au SE. Il sous-estime donc probablement le niveau de fourniture du SE. Sa généralisation à d'autres groupes d'insectes nécessiterait des données sur l'écologie de ces groupes, actuellement très peu nombreuses mais en cours d'acquisition *via* des programmes de suivi à grande échelle comme le SPIPoll. L'indicateur (b) mesure la richesse spécifique des pollinisateurs, or plusieurs études montrent que l'efficacité de la pollinisation dépend plutôt de leur diversité fonctionnelle. L'indicateur n'est donc pertinent que si les morpho-espèces correspondent en partie à des groupes fonctionnels, hypothèse qui reste à valider. Enfin, une partie du gradient observé *via* l'indicateur (c) pourrait être expliquée par une adaptation locale des espèces cultivées aux conditions pédoclimatiques, corrélée à 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 blé, et plus favorables aux arbres fruitiers, très dépendants des pollinisateurs. Un tel phénomène peut engendrer une sous-estimation du niveau réel de SE de "pollinisation des espèces cultivées", difficile à quantifier.

La cohérence entre les différents indicateurs, qui reste à analyser plus finement, suggère qu'au moins une partie du gradient Nord-Sud est due à des variations du niveau de fourniture du SE de "pollinisation des espèces cultivées". Au-delà des limites précitées, l'amélioration de la prédiction du niveau de SE par ces indicateurs passe par l'amélioration

⁴ Groupe d'organismes défini uniquement sur des caractères morphologiques, sans considération d'autres caractéristiques biologiques

des données d'entrée : par une meilleure prise en compte des petits éléments semi-naturels (haies, patch de forêt) afin d'améliorer la pertinence de l'indicateur (a) à l'échelle locale, par un enrichissement du jeu de données sur les espèces de pollinisateurs afin de neutraliser la surreprésentation des écosystèmes urbains et d'améliorer la méthode d'extrapolation spatiale sur laquelle repose l'indicateur (b), et par l'acquisition de données de rendement des cultures à une échelle plus fine (ex. petite région agricole), dont la résolution départementale actuelle pénalise fortement le niveau d'information apporté par l'indicateur (c).

2.3.2. Les contrôles biologiques par conservation (adventices, insectes ravageurs)

Pour le gestionnaire de l'écosystème agricole, l'alternative à l'usage des pesticides pour juguler les pressions exercées par les ravageurs des cultures et par la concurrence des adventices, et ainsi réduire les pertes de production végétale, réside dans la lutte biologique, qui peut prendre deux formes : (i) l'introduction d'auxiliaires de culture (lutte biologique par acclimatation), et (ii) la gestion des entités et des processus internes à l'écosystème (lutte biologique par conservation). Dans le cadre de l'analyse des services écosystémiques nous nous concentrons sur la deuxième approche.

Les contrôles biologiques par conservation correspondent aux **processus naturels de régulation des bioagresseurs**, autrement dit de l'ensemble des ennemis des cultures, qui se répartissent en trois grandes familles : les agents pathogènes (cause des maladies des plantes), les ravageurs phytophages des plantes et les mauvaises herbes qui concurrencent les plantes cultivées. Malgré l'enjeu fort qui lui est associé, la régulation des maladies n'a pu être examinée dans le cadre de l'étude (cf. section 2.1).

Les SE de régulation des adventices et de régulation des ravageurs des cultures bénéficient directement au gestionnaire de l'écosystème agricole, *via* leur contribution à la protection du rendement, et l'économie de produits phytosanitaires (dont certains connus pour avoir des effets négatifs sur la santé des personnes qui les manipulent) et/ou la limitation des opérations de désherbage mécanique qu'ils permettent.

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

La configuration spatiotemporelle des couverts végétaux est un déterminant majeur de la banque de graines d'adventices et des insectes ravageurs (*régulation bottom-up*). Ainsi, plusieurs travaux démontrent que la modification de la distribution spatio-temporelle de la biodiversité planifiée (par exemple, plantes de couverture, dates de semis, distances entre les rangs) est un levier de gestion efficace des infestations d'adventices. En particulier, la séquence de culture a un effet significatif sur l'abondance du stock de graines d'adventices du sol (banque de graines) et donc, *in fine*, sur le développement de la flore à long terme. Concernant la régulation des insectes ravageurs c'est avant tout l'effet de la diversité des cultures au sein de la parcelle qui a été démontré. D'autres travaux ont démontré l'importance des adventices comme composantes de l'habitat de la biodiversité associée et à l'origine des régulations biologiques.

Par ailleurs, la régulation des graines d'adventices, comme des insectes ravageurs des cultures, repose sur les processus de prédation et de parasitisme (concernant les ravageurs) impliquant des taxons prédateurs (*régulation top-down*). Dans les écosystèmes agricoles, il est démontré que les carabes et, dans une moindre mesure, certaines espèces d'oiseaux, constituent des taxons prédateurs de graines d'adventices. Les prédateurs et parasites des insectes ravageurs des cultures "naturellement" présents dans les paysages agricoles sont très divers : il s'agit d'arthropodes (coccinelles, chrysopes, carabes, araignées...), d'oiseaux ou encore de mammifères (chiroptères). Ces taxons prédateurs circulent au sein de l'écosystème agricole et dans son environnement proche qui leur offre des réserves de nourriture et des habitats, lieux d'hivernage, etc. En conséquence, la composition (notamment la part d'habitats semi-naturels) et la configuration (proximité avec la parcelle agricole) des habitats semi-naturels ont une influence sur les communautés de prédateurs de graines.

Plus généralement, les principaux déterminants biophysiques des SE de régulation naturelle des adventices et des ravageurs des cultures sont :

- les caractéristiques des **bioagresseurs** considérés : abondance de la banque de graines d'adventices de la parcelle et structure des communautés d'arthropodes phytophages ;
- la configuration de la **diversité végétale planifiée et associée** au sein de la parcelle dans le temps (séquence de culture) et dans l'espace (diversité, densité, agencement) ;
- la structure des communautés de **taxons d'auxiliaires des cultures** : abondance et diversité des prédateurs de graines d'adventices et des ennemis naturels des ravageurs dans la parcelle ;
- la composition et la configuration de la **matrice paysagère** environnant la parcelle, en particulier la présence d'habitats semi-naturels.

Facteurs exogènes

En plus de l'influence globale du **climat** sur les déterminants biophysiques mentionnés précédemment, les principaux facteurs exogènes à l'écosystème agricole qui modulent le niveau de fourniture des SE de contrôle biologique sont l'usage de **produits phytosanitaires** et le **travail du sol**. Les pratiques de désherbage et le travail du sol exercent une pression de sélection sur la flore adventice, et donc influence la composition de la banque de graines. Ces pratiques ont également des effets plus ou moins directs sur les auxiliaires des cultures (destruction des nids et/ou des individus, limitation de la ressource alimentaire de ces taxons, écotoxicité).

• Quantification du niveau de fourniture des SE de contrôle biologique

Des travaux menés au Royaume-Uni par Bohan *et al.* (2011)⁵ ont établi des prédictions validées de l'abondance de la banque de graines d'adventices en fonction du type de séquences de culture. Cette méthode permet de quantifier les effets du SE de **régulation des graines d'adventices par les séquences de culture**, composante majeure du SE de régulation des graines d'adventices. Elle n'a cependant jamais été déployée à l'échelle d'un pays entier.

Les principales méthodes de mesure sur le terrain du **niveau de contrôle biologique par les prédateurs naturels** sont : (i) le suivi des populations de prédateurs présentes dans les parcelles agricoles et de la pluie de graines d'adventices *via* des dispositifs de piégeage *in situ*, (ii) les mesures de dégâts et de rendement sur le peuplement cultivé permettant l'évaluation de l'impact des populations de ravageurs, ou encore (iii) la mesure du taux de prédation par la mise en place de dispositifs tels que les cartes de prédation. Les protocoles expérimentaux pour conduire ces mesures existent mais n'ont jamais été mis en œuvre à l'échelle de la France entière. Seules des bases de données locales existent. Plusieurs travaux démontrent que certaines caractéristiques des paysages constituent un "proxy" de la diversité/abondance de certains groupes d'auxiliaires des cultures voire du niveau de régulation potentiel des bioagresseurs, laissant entendre la possibilité de prédire l'abondance des prédateurs de graines d'adventices et de ravageurs des cultures à partir de la connaissance de la composition et de la configuration du paysage. Aucune méthode de ce type n'a néanmoins été développée à l'échelle de la France entière.

Méthode d'évaluation retenue dans l'étude

Régulation des graines d'adventices par les séquences de culture

Un **indicateur de l'effet des séquences de culture sur l'abondance de la banque de graines d'adventices** a été construit en appliquant le modèle établi par Bohan *et al.* (2011) initialement sur des données collectées au Royaume-Uni, aux séquences de cultures observées en France. La description fine des séquences de cultures pour chaque îlot cultural de chaque exploitation agricole en France métropolitaine⁶ a été réalisée à partir d'une analyse du Registre Parcellaire Graphique (RPG) des années 2006 à 2012 (Leenhardt *et al.*, 2012⁷ – base de données développée et gérée respectivement par l'UMR AGIR et l'US ODR de l'Inra). Ce premier indicateur permet d'estimer l'abondance potentielle de la banque de graines d'adventices considérant les systèmes de culture tels qu'ils sont conduits actuellement, donc le niveau de SE potentiellement rendu par l'écosystème agricole.

Contrôle biologique par les prédateurs naturels

Deux méthodologies de quantification du niveau potentiel de ces SE ont été développées à partir des travaux antérieurs sur les relations entre la composition du paysage et les niveaux de régulations biologiques des SE dans les grandes cultures. Leur mise en œuvre à l'échelle de la France entière vise à illustrer le potentiel de ces méthodologies pour l'évaluation des SE de contrôles biologique par conservation, considérant l'état des connaissances et les jeux de données disponibles. Pour chacune d'elle, l'indicateur du niveau de contrôle biologique retenu constitue une variable mesurable qui a fait l'objet d'expérimentations antérieures, et pour lesquelles on dispose donc de bases de données. Les deux cas de figure étudiés sont les suivants :

- la **régulation des graines d'adventices par les carabes dans les cultures de blé**, approchée par l'abondance de carabes granivores et omnivores (sous l'hypothèse qu'une augmentation de l'abondance de carabes induit une augmentation du niveau de prédation des graines d'adventices) ;
- la **régulation des pucerons dans les cultures de blé, orge, chou et soja**, approchée par le différentiel de taux de croissance des pucerons en présence et en l'absence de prédateurs naturels.

⁵ Bohan, D.A., Powers, S.J., Champion, G.T., Houghton, 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.

⁶ Réalisant une déclaration pour l'obtention des aides PAC.

⁷ 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.

Dans chacun de ces deux cas, la méthodologie a été construite selon la démarche suivante :

1. Une revue de la littérature scientifique a permis d'identifier les caractéristiques majeures du paysage susceptibles d'expliquer la variable indicatrice du niveau de contrôle biologique.
2. Un modèle statistique a été développé à partir des jeux de données obtenues dans le cadre de travaux expérimentaux antérieurs, de manière à rendre compte, au mieux, des relations entre caractéristiques du paysage et niveaux de régulation. Ce modèle est donc du type :

$$\text{Variable du niveau de régulation} = f(\text{caractéristiques paysagères})$$

3. Le modèle ainsi développé sur des données expérimentales a été appliqué aux données du Registre Parcellaire Graphique de France métropolitaine qui décrivent très finement l'occupation agricole du sol. Ceci a permis d'extrapoler une prédiction d'un niveau de régulation potentiel à la résolution de mailles de 2 km sur l'ensemble de la France métropolitaine, ainsi qu'une première estimation de la fiabilité des résultats.

Le tableau 2-6 récapitule les éléments constitutifs des deux propositions méthodologiques.

Tableau 2-6. Principaux éléments descriptifs des propositions méthodologiques élaborées dans le cadre de l'étude pour évaluer deux cas de contrôles biologiques par conservation

Variable à prédire (= Indicateur du niveau de SE)	Caractéristiques clefs du paysage retenues d'après la revue de littérature	Jeux de données expérimentales mobilisés pour développer le modèle
Abondance des carabes granivores et omnivores	- Proportion de grandes cultures dans un rayon de 1km* autour du centre de la parcelle - Proportion de prairies permanentes dans un rayon de 1km autour du centre de la parcelle	Petit <i>et al.</i> (2017) : expérimentation portant sur 31 parcelles de céréales d'hiver (orge et blé) situées dans 13 exploitations en Côte d'Or
Différentiel de taux de croissance des pucerons en présence et en l'absence de prédateurs naturels	- Proportion de terres cultivées dans un rayon de 1km autour du centre de la parcelle	Données compilées par Rusch <i>et al.</i> (2016) : 15 expérimentations portant au total sur 175 parcelles de blé, orge, chou et soja situées dans 5 pays en Europe et en Amérique du Nord

* L'étendue spatiale de 1 km a été retenue car des travaux antérieurs ont démontré sa pertinence pour comprendre certaines interactions trophiques impliquées dans les dynamiques de populations d'insectes ravageurs et d'ennemis naturels.

Résultats

Les éléments présentés ci-après sont issus de travaux exploratoires consistant à appliquer à la France entière des modèles élaborés à partir de données qui ne sont pas nécessairement représentatives des conditions pédoclimatiques et agronomiques de l'ensemble du territoire français (données collectées dans d'autres pays, ou au contraire restreintes à un département français particulier). Aucune validation de ces méthodes n'a pu être réalisée dans le temps imparti à l'étude. Ces résultats très préliminaires visent donc avant tout à illustrer le potentiel qu'offrent ces méthodes et la nature des résultats qu'elles peuvent produire. Les résultats doivent être considérés comme des informations préliminaires, et interprétés avec précaution, compte-tenu des hypothèses qui sous-tendent le dispositif d'évaluation.

Régulation des graines d'adventices par les séquences de culture

La figure 2-7 présente l'abondance moyenne (a.), minimale (b.) et maximale (c.) de la banque de graines d'adventices, prédite par le modèle de Bohan *et al.* (2011) appliqué à la France entière. Par construction, on fait 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. On suppose également que les différences variétales au sein d'un même type de culture (ex. blé) ne génèrent pas d'effet non pris en compte par le modèle. Enfin, notons que le domaine d'application du modèle est limité aux systèmes de culture "conventionnels" reposant sur le labour (systèmes néanmoins largement dominants en France).

Les abondances de graines d'adventices les plus élevées prédites par l'indicateur correspondent aux zones de grandes cultures du bassin moyen de la Garonne et de Poitou, Bretagne, Normandie, Nord du bassin parisien, plaine d'Alsace et sillon Rhodanien. Dans une très grande majorité de mailles d'évaluation (2x2 km), les valeurs minimales et maximales estimées par le modèle statistique correspondent aux valeurs minimales et maximales de l'ensemble du jeu de données national. Cela semble suggérer que tout objectif de gestion des adventices *via* le choix de la séquence de culture, qu'il s'agisse de limiter au maximum la flore d'adventice, ou d'en réguler la densité dans un objectif de conservation de la biodiversité, peut être atteint sur l'ensemble du territoire français.

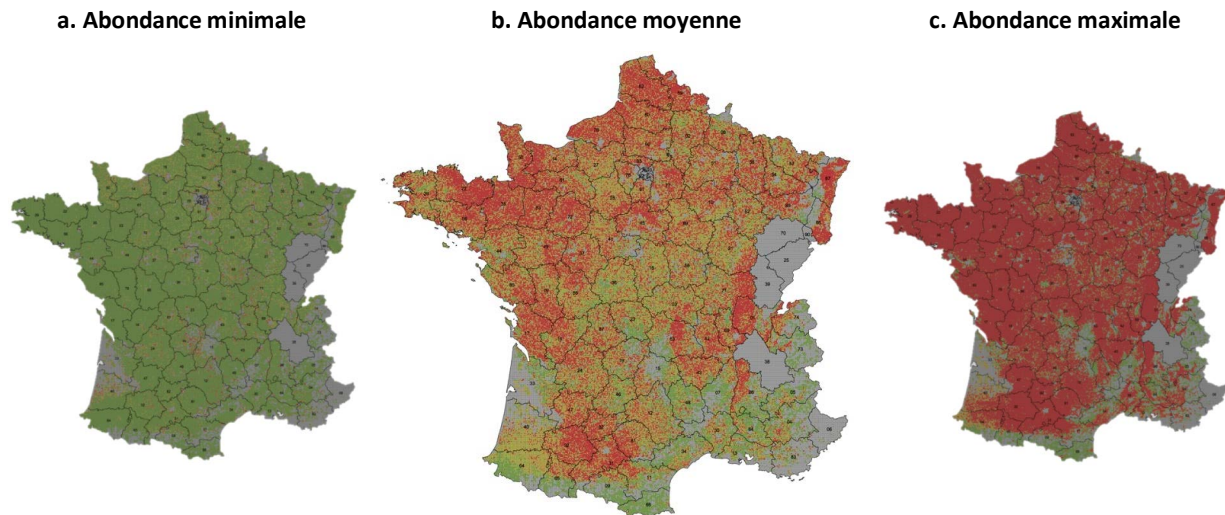
Figure 2-7. Distribution spatiale de l'abondance totale minimale (a.), moyenne (b.) et maximale (c.) estimée des graines d'adventices dans la banque de graines du sol (quantité de graines au m²) en France

Le nombre de graines d'adventices varie de l'ordre de 1 (borne inférieure de la classe verte) à plus de 10 000 graines au m² (borne supérieure de la classe rouge)

Résolution : mailles de 2km.

Pixels grisés : pas de valeur (aucune donnée disponible, ou séquence de cultures incluant plus d'une année de prairies).

Les valeurs minimales et maximales correspondent à la valeur minimale et maximale estimée à l'échelle de l'ilot de culture dans chacune des mailles de 2 km de côté.



Contrôle biologique par les prédateurs naturels

Concernant la **régulation des graines d'adventices par les carabes dans les cultures de blé**, les résultats obtenus semblent indiquer une **abondance plus élevée de carabes dans les parcelles de blé situées dans le bassin moyen de la Garonne et le piémont Pyrénéen, le Poitou-Charentes, la Normandie, le bassin parisien (à l'exception de la Sologne), la plaine d'Alsace et le sillon Rhodanien**. Notons néanmoins que ces zones sont également celles associées aux plus forts niveaux d'incertitude. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'abondance des carabes dépend à la fois de la présence de cultures et de prairies permanentes dans le paysage environnant la parcelle, or cette condition n'est pas souvent réunie : 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 la prédiction est plus incertaine. Par ailleurs, les carabes omnivores et granivores semblent se distribuer globalement de la même façon, l'indicateur prédisant néanmoins davantage de carabes omnivores que de carabes granivores dans la moitié Est du Massif central.

Concernant la **régulation des pucerons dans les cultures de blé, orge, chou et soja**, par construction, les résultats obtenus montrent que **des niveaux de régulation plus importants sont attendus dans des paysages présentant une proportion de terres cultivées plus faible, composés de grands massifs forestiers ou prairiaux**, autrement dit les paysages considérés comme plus "complexes" (ou hétérogènes). *A contrario*, toujours par construction, les niveaux attendus les plus faibles apparaissent dans les grands bassins de production agricole plutôt intensifs. Cependant, un haut niveau d'incertitude est associé aux zones géographiques présentant un haut niveau de régulation attendu (correspondant aux principaux massifs montagneux, à l'exception du Massif Armoricaïn). Par ailleurs, ces résultats sont à relativiser considérant 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. 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.

Validation des méthodes et perspectives de recherche

Les modèles établis et présentés dans le cadre de cette étude restent à valider sur une large gamme de situations pédoclimatiques et agronomiques françaises. Notons que l'UMR BAGAP de l'Inra a mis en place une base de données issue d'une surveillance à long terme des carabes dans différents sites en France, qui pourrait être exploitée à cette fin concernant l'indicateur de régulation des graines d'adventice. Au-delà de l'indispensable validation de ces modèles, les approches présentées ci-dessus devraient être complétées afin d'offrir une vision plus exhaustive des SE de contrôles biologiques par conservation. En premier lieu, l'évaluation de la prédation des graines d'adventices par les

oiseaux et les mammifères n'a pu être réalisée dans le temps imparti à l'étude. 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 constituée dans le cadre du Suivi temporel des oiseaux communs (STOC). Par ailleurs, d'autres couples ravageurs/prédateurs devraient être analysés, parmi lesquels, par exemple, les couples "tordeuses de la grappe / vigne", "méligèthes / colza" et "carpocapse / pommier et poiriers".

Ces travaux de validation et de complétion sont donc conditionnés à la réalisation d'importantes campagnes de collecte ou de traitements de données. Cependant, les méthodes de *biomonitoring* actuellement en cours de développement, qui devraient prendre de l'ampleur dans les années à venir, pourraient compléter voire remplacer l'échantillonnage sur le terrain. Ces méthodes reposant sur le séquençage haut-débit peuvent être utilisées pour établir la liste des espèces présentes dans un espace donné. Appliquées à l'échelle nationale voire continentale et combinées aux méthodes d'apprentissage automatique (*machine learning*), elles permettraient d'acquérir des données utiles pour identifier les réseaux trophiques à l'origine des SE de contrôles biologiques par conservation. L'efficacité de cette méthodologie a été démontrée pour les réseaux de champignons et bactéries présents à la surface des feuilles des plantes. Ce type d'approche permettrait la comparaison de réseaux d'interactions écologiques sur une large gamme d'échelles temporelles et spatiales, à travers différents écosystèmes.

Au-delà des méthodes de validation proposées ci-dessus, il est également nécessaire de développer des travaux de recherche pour analyser le poids relatif des pratiques agricoles et des caractéristiques du paysage dans la détermination du niveau de contrôle biologique par conservation. Ces travaux viseraient ainsi à estimer le poids relatif des effets des systèmes de culture (agriculture biologique, agriculture de conservation...) et du paysage dans des conditions pédoclimatiques données. De premiers travaux récents laissent entendre que le poids des caractéristiques du paysage peut être fortement réduit, voire négligeable, lorsque certains types de systèmes de culture sont mis en œuvre. Une des principales limites pour développer ce type d'analyse concerne la collecte de données fines sur les pratiques agricoles et les caractéristiques du paysage. Les procédures de collecte de données pour l'évaluation des cartographies décrites ci-avant devraient donc également inclure des données sur ces différents éléments. L'analyse de l'effet de ces variables sur l'expression du SE pourrait conduire à une adaptation des modèles utilisés, par exemple pour prendre en compte d'autres caractéristiques du paysage (ex. affiner les catégories "grandes cultures" et "prairies permanentes" en sous-catégories selon le type de culture et la durée des prairies) et des caractéristiques des systèmes de culture en place.

Notons également que les travaux actuellement menés sur les relations entre habitats semi-naturels et régulation naturelle mobilisent des descriptions assez simplistes des paysages par très 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 du niveau de régulation naturelle à l'échelle du paysage ou d'un territoire.

A terme, ces travaux sur l'analyse des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes du SE de contrôles biologiques par conservation devraient permettre de définir des stratégies de gestion des adventices et des ravageurs permettant de réduire significativement l'usage des pesticides. En effet, une meilleure compréhension des effets des systèmes de culture (configuration spatiotemporelle des couverts végétaux et pratiques agricoles exogènes) et de la composition ou configuration du paysage, ainsi que de leurs interactions, devrait permettre de concevoir des organisations territoriales de formes d'agriculture permettant de fournir un haut niveau de SE de régulations biologiques.

2.4. Synthèse

Les SE "intrants" examinés précédemment se répartissent en deux grands types selon leur rôle dans l'élaboration du rendement végétal (voir section 2.1) :

- les SE qui régulent les stress abiotiques (ou facteurs limitants) de la production de la biomasse végétale, en fournissant au couvert cultivé (prairie ou culture) les conditions propices à la croissance racinaire et en limitant le déficit hydrique et les carences en éléments nutritifs : ces SE reposent fortement sur les composantes biotiques et abiotiques du "sol", avec un rôle central du SE "structuration des sols", lui-même déterminant biophysique de ces autres SE ;
- les SE dits de "régulations biologiques" qui régulent les stress biotiques (ou facteurs réducteurs) et, ainsi, protègent le rendement en limitant les pertes dues à un déficit de pollinisation ou à l'action de bioagresseurs : ces SE sont déterminés majoritairement par la composante "biodiversité animale associée".

2.4.1. Déterminants et facteurs exogènes clefs des SE "intrants"

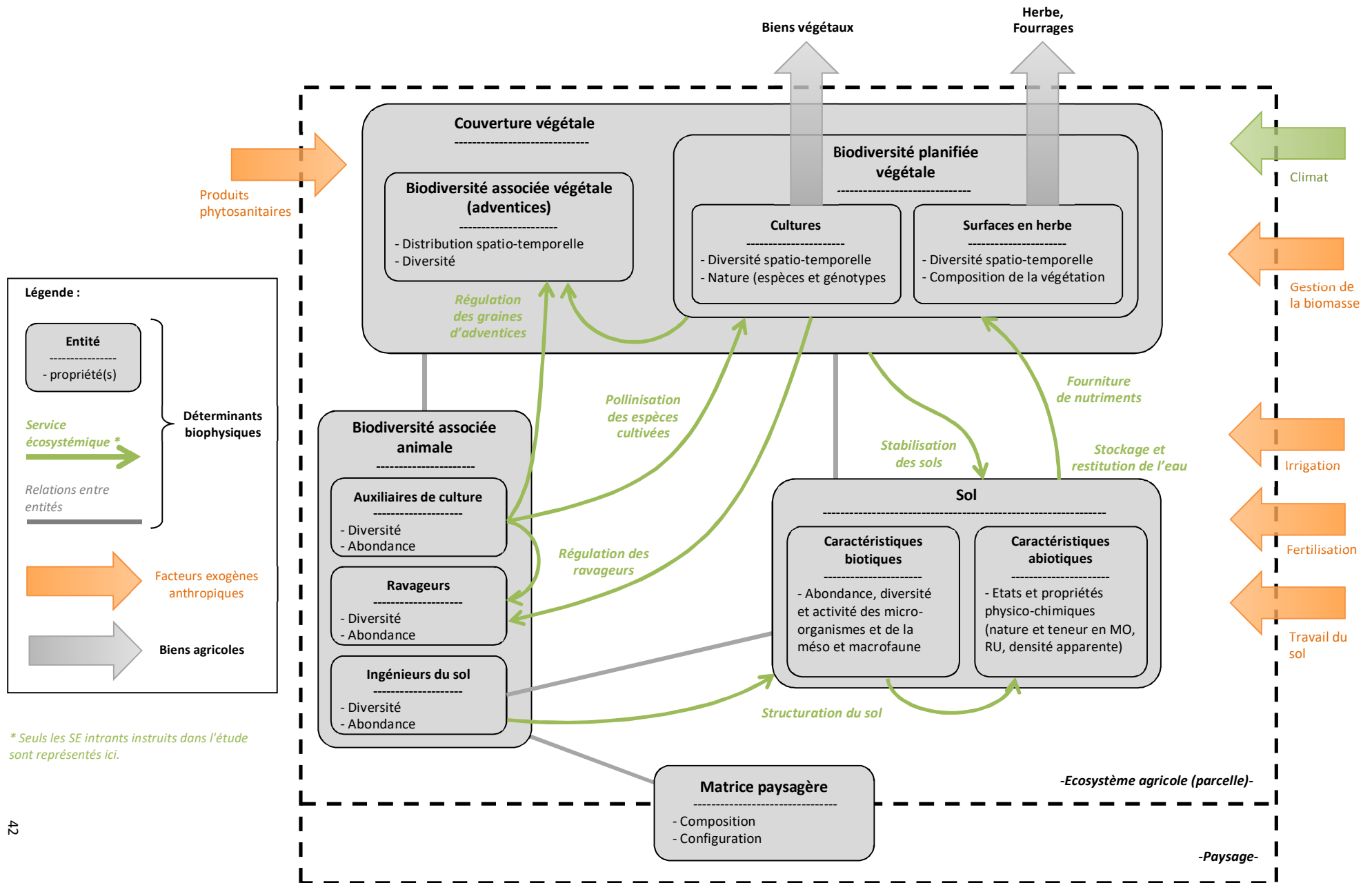
La figure 2-10 propose une représentation schématique des principales entités de l'écosystème agricole sur lesquelles reposent la fourniture des SE intrants, et de la façon dont ces derniers participent à l'élaboration de la production agricole. L'analyse transversale des déterminants biophysiques de ces SE permet d'identifier quatre grands types de déterminants biophysiques majeurs de leur niveau de fourniture :

- la **nature** et la **distribution spatiale et temporelle de la biodiversité planifiée** à l'échelle de la parcelle, déterminées par le choix d'espèces et de génotypes gérés par l'agriculteur (semés, plantés, mis en pâture) y compris **l'intensité** et la **fréquence de pâturage des surfaces en herbe par les animaux d'élevage**, le cas échéant, qui conditionne la nature du couvert végétal et certaines caractéristiques du sol ;
- la **nature** et la **distribution spatiotemporelle de la biodiversité associée végétale (adventices) et animale à l'échelle de la parcelle**, résultant des interactions entre les processus écologiques déterminés par la biodiversité planifiée, de la composition ou de la configuration du paysage et de facteurs exogènes à l'écosystème (climat et pratiques agricoles exogènes) ;
- **l'état des caractéristiques** (notamment le taux de MO) **et des propriétés** (notamment densité apparente et RU) **abiotiques du sol** résultant des interactions avec la biodiversité planifiée et associée, qui conditionnent la fertilité du sol ;
- la **composition** et la **configuration du paysage environnant l'écosystème agricole**, qui conditionnent des flux de matière ou d'énergie à l'échelle supra-parcellaire ainsi que la circulation d'une partie de la biodiversité associée.

Au-delà du climat, qui module l'expression des SE "intrants", **les pratiques agricoles exogènes** qui influent sur le niveau de ces SE sont celles qui modifient significativement l'état de ces quatre grands types de déterminants biophysiques. Deux grands types d'effets des pratiques exogènes sur l'écosystème agricole peuvent être distingués : (i) la **modification des caractéristiques abiotiques du sol** qui influent sur les SE relatifs aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau, et (ii) la **perturbation**, plutôt positive (ex. fertilisation organique) ou plutôt négative (travail du sol, phytosanitaires), **de la biodiversité associée**, végétale ou animale, qui influe sur le niveau des SE qui en dépendent.

Une même pratique agricole peut générer les deux types d'effet. Ainsi le travail du sol modifie la structure et les conditions hydriques et la température du sol, mais aussi peut générer une perturbation importante de la biodiversité associée, telle que les ingénieurs les micro-organismes du sol. De même, la fertilisation organique modifie les caractéristiques physico-chimiques et l'état organique du sol, et la dynamique et la structure des communautés microbiennes de celui-ci. D'autres pratiques, telles que l'apport de produits phytosanitaires, représentent essentiellement une perturbation, souvent analysée comme négative, des chaînes trophiques à l'origine des SE de régulation biologique (y c. la pollinisation).

Figure 2-10. Représentation schématique des déterminants biophysiques et facteurs exogènes majeurs de la production primaire agricole



* Seuls les SE intrants instruits dans l'étude sont représentés ici.

2.4.2. Niveau de fourniture des SE "intrants"

Le tableau 2-4 récapitule, pour chaque SE quantifié dans le cadre de l'étude, les caractéristiques principales de l'évaluation réalisée. Si l'ensemble des SE étudiés sont *a priori* rendu par tous les types d'écosystèmes agricoles (écosystèmes conduits en grandes cultures, arboriculture, viticulture, maraîchage, écosystèmes prairiaux), les méthodologies d'évaluations développées dans le cadre de l'étude n'ont, sauf exception, été mises en œuvre que sur les écosystèmes de grandes cultures ou d'élevage.

SE "intrants" contribuant au contrôle des caractéristiques abiotiques des sols

La quantité d'azote fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture (du semis à la récolte) est importante puisqu'elle est de 93 kg N /ha en moyenne à l'échelle des unités de simulation (variation de 42 à 224 kg N /ha). Elle est bien plus importante lorsque l'on prend en compte l'azote disponible au semis avec une moyenne à l'échelle des UPC de 143 kg N/ha. Le niveau de **fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées** est très lié à la nature des cultures dominantes dans les systèmes de culture, avec, par exemple, des niveaux très élevés dans les monocultures de maïs. La saisonnalité du cycle de culture (printemps vs. hiver), le type de climat (ex. océanique) et le taux de matière organique des sols semblent être les principaux facteurs explicatifs de la variation spatiale du niveau de SE. Enfin, la présence d'une culture intermédiaire augmente la quantité de N fournie par l'écosystème à la culture de rente.

Concernant le SE de "**Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées**", la quantité moyenne d'eau transpirée annuellement par la culture de rente est en moyenne de 153 mm à l'échelle des unités de simulation (variation de 63 à 295 mm). Là encore, la saisonnalité du cycle de culture (printemps vs. hiver) et le climat semblent avoir un effet majeur. La taille de la réserve d'eau du sol utilisable par les plantes joue également un rôle majeur. Il peut être surprenant de constater qu'il n'a pas été identifié d'effet de l'implantation d'une culture intermédiaire sur la transpiration de la culture de rente (ni sur le rendement en eau annuel). Cependant, des analyses plus fines de l'effet de ce type de couvert en fonction des situations pédoclimatiques et de leur distribution dans les séquences de cultures restent à réaliser.

Le niveau de fourniture du SE de "**Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion**" est d'autant plus élevé que la durée de couverture du sol par un couvert végétal bien développé est importante. L'utilisation d'un indicateur de niveau de SE en relatif du potentiel de SE est indispensable à l'analyse de la variabilité spatiale du niveau de SE puisque qu'un bas niveau absolu de SE peut être observé à la fois dans des conditions topographiques et pluviométriques sans enjeu érosion (pente faible et pluviométrie peu érosive), et au contraire dans des situations à gros enjeu (pente forte et pluviométrie érosive).

Plus généralement on peut noter que ces trois SE "intrants" dépendent fortement de la nature de la séquence de culture (distribution temporelle des couverts cultivés) et des modes de gestion de la biomasse en termes de quantité restituée et de couverture du sol (implantation d'un couvert intermédiaire).

SE "intrants" contribuant au contrôle des caractéristiques biotiques de l'écosystème agricole

Le niveau de fourniture du SE "**pollinisation des espèces cultivées**" suit un patron de distribution spatiale principalement expliqué par les effets de la composition et de la configuration du paysage, d'une part, et du climat, d'autre part. De manière originale, l'utilisation de trois indicateurs différents, reposant respectivement sur les caractéristiques du paysage, des observations de pollinisateurs et une estimation de l'impact de la pollinisation sur le rendement, permet de mettre en lumière les espaces géographiques sur lesquels il existe une plus grande incertitude sur le niveau de fourniture de ce SE. Bien que les indicateurs fondés sur l'abondance des pollinisateurs et sur les pertes de rendement représentent des avancées méthodologiques, des travaux complémentaires sont nécessaires pour conforter les méthodologies et les résultats obtenus. Cependant, du point de vue des résultats, il semble important de retenir que dans plusieurs régions de France, la pollinisation serait un facteur limitant du rendement des cultures dépendantes de ce SE. Des analyses complémentaires sont à mener pour identifier plus finement les relations entre les caractéristiques phytoécologiques des écosystèmes agricoles et la répartition des espèces de pollinisateurs afin d'identifier les types d'écosystèmes agricoles les plus favorables à la présence de ces auxiliaires de culture.

En l'absence de données françaises permettant d'évaluer le niveau de fourniture des SE de "**contrôles biologiques par conservation**" à l'échelle de la France entière (ex. mesures de taux de prédation ou de parasitisme, de pertes de rendement), seuls quelques exemples d'estimations du potentiel de SE à partir de données internationales ou locales ont été explorés.

Tableau 2-4. Récapitulatif des méthodes d'évaluation biophysique (indicateurs) mises en œuvre dans l'étude pour quantifier les SE intrants

Service écosystémique	Indicateur(s) biophysique(s)	Types d'écosystèmes agricoles concernés par l'évaluation	- Unité de l'indicateur - Résolution spatiale du calcul	Nature des données et outils mobilisés	Robustesse de l'évaluation ^a
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	Quantité d'eau transpirée par la culture de rente pendant sa période de croissance → <i>indicateur du niveau effectif de SE</i>	Grandes cultures (8 cultures)*	- mm d'eau /an (moyenne 1984-2013) - UPC ^b	Modèle STICS*	+++
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	Quantité d'azote fourni par l'écosystème durant le cycle de culture (minéralisation + fixation) → <i>indicateur du niveau potentiel de SE</i>	Grandes cultures (8 cultures)*	- kg d'N /ha/an (moyenne 1984-2013) - UPC	Modèle STICS*	++
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Différentiel de taux d'érosion entre la situation actuelle et la situation de référence (sol nu) → <i>indicateur du niveau effectif de SE</i>	Toute la SAU classifiée en 4 grands types d'écosystèmes agricoles ^d	- Tonne de sol /ha/an (moyenne 2010-11-12) - maille de 100 m	Modèle Mesales	+++
Pollinisation des espèces cultivées	(i) Potentiel de pollinisation élaboré dans le cadre du programme MAES → <i>indicateur du niveau potentiel de SE</i>	Toute la SAU ^d	- Sans unité ("état actuel" ^c) - maille de 100m	(i) déjà calculé par le JRC	++++
	(ii) Indicateur du SE fondé sur les rendements des cultures → <i>indicateur du niveau effectif de SE</i>	Grandes cultures, cultures légumières, arboriculture (58 cultures)	- Sans unité (moyenne 2000-2010) - Département	(ii) traitement des statistiques agricoles	+
	(iii) Richesse des morpho-espèces des pollinisateurs → <i>indicateur du niveau potentiel de SE</i>	Terres arables, zones agricoles hétérogènes, prairies et milieux ouverts agricoles ^d	- Nombre de morpho-espèces ("état actuel") - maille de 100m	(iii) extrapolation spatiale des données SpiPOLL	++
Régulation des graines d'adventices	(i) Abondance potentielle de la banque de graines d'adventices → <i>indicateur du niveau potentiel de SE</i>	Grandes cultures (céréales, oléagineux), cultures légumières, jachères, prairies courte durée	- Quantité de graines au m ² (moyenne 2010-11-12) - maille de 2km	(i) traitement des données de la littérature	++
	(ii) Abondance potentielle de carabes dans les parcelles de blé → <i>indicateur du niveau potentiel de SE</i>	Céréales d'hiver (blé et orge)	- Nombre d'individus (2012) - maille de 2km	(ii) traitement des données de la littérature	+
Régulation des insectes ravageurs	Indicateur du niveau de régulation potentielle des pucerons dans les cultures de blé, orge, chou et soja → <i>indicateur du niveau potentiel de SE</i>	Céréales d'hiver (blé et orge)	- Sans unité (2012) - maille de 2km	traitement des données de la littérature	+

* Plan de simulation élaboré pour les écosystèmes prairiaux mais non mis en œuvre dans le temps imparti à l'étude

^a Evaluation qualitative 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

^b UPC = unité pédoclimatique définie spécifiquement pour l'étude

^c "état 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.

^d indice calculé sur l'ensemble du territoire métropolitain, mais seuls les résultats relatifs aux pixels "agricoles" sont présentés dans cette synthèse.

Concernant la **régulation des graines d'adventices**, examinée sous l'angle de l'effet des séquences de cultures et de celui de la prédation des graines par les carabes, les premiers résultats tendent à montrer une corrélation négative entre les niveaux potentiels des deux composantes de ce SE. Ainsi, les zones géographiques associées à une forte densité de graines d'adventices dans la banque du sol correspondent en général à celles où sont prédites les abondances de carabes les plus élevées. Inversement, les zones dans lesquelles sont prédits les nombres de carabes les plus faibles sont plutôt associées à une abondance moindre de graines d'adventices dans la banque du sol. Ce constat ne semble pas valide pour la moitié Est du Massif central, caractérisé à la fois par une abondance relativement élevée de graines d'adventices et une faible présence de carabes granivores. Sous réserve de leur validation, une analyse fine des corrélations entre ces deux indicateurs et des déterminants de celles-ci serait à réaliser pour confirmer ces tendances.

Concernant la **régulation des pucerons dans les cultures de blé, orge, chou et soja**, par construction de l'indicateur, les niveaux de régulation les plus élevés sont prédits pour les écosystèmes agricoles situés dans les principaux massifs montagneux, à l'exception du Massif Armoricain. Il semblerait ainsi que les zones associées au plus haut niveau potentiel de régulation des pucerons correspondent à celles où le niveau potentiel de régulation des graines d'adventices est faible. Là encore, de plus amples analyses croisées entre les indicateurs seraient à réaliser afin de confirmer cette tendance et d'en expliquer les causes.

Pour ces trois SE de régulations biologiques, la prise en compte des caractéristiques des systèmes de culture, tel que l'intensité du travail du sol, le taux et type de couverture du sol, la nature et intensité des traitements phytosanitaires, voire de fertilisation, reste un front de recherche majeur qui pourrait amener à réviser profondément la vision du poids relatifs des facteurs liés au système de culture de ceux liés au paysage.

Perspectives

Les premiers résultats de l'étude montrent la nécessité de prolonger les analyses préliminaires engagées sur (i) **les déterminants et facteurs exogènes des niveaux de SE intrants** étudiés (ex. effets de la nature des séquences de culture et des pratiques exogènes considérant les conditions pédoclimatiques), (ii) **les dynamiques temporelles du niveau de SE** en fonction des systèmes de culture et des conditions pédoclimatiques.

Les indicateurs élaborés dans le cadre de l'étude constituent la première étape de la quantification des SE intrants. Ils fournissent une estimation du niveau absolu du potentiel de SE et permettent d'identifier un patron de variation spatiale de celui-ci. A ce stade, il n'est néanmoins pas toujours possible de qualifier les gammes de valeurs en termes de niveau "faible" ou "fort" de SE. Pour éclairer la prise de décision des bénéficiaires du SE, il serait nécessaire d'évaluer dans quelle mesure l'écosystème répond aux besoins des cultures (fourniture de N minéral et restitution d'eau aux plantes cultivées) et permet de réduire les pertes de rendement (régulations biologiques). Autrement dit, ces indicateurs doivent être retravaillés de sorte à exprimer le niveau de fourniture de ces SE relativement aux enjeux de production agricole, compte tenu du contexte pédoclimatique dans lequel ils s'expriment. Un premier pas vers ce type d'évaluation relative du niveau de fourniture de SE intrant a été réalisé dans le cadre de l'étude, en cherchant à quantifier la contribution relative des SE de "fourniture d'azote minéral" et de "stockage et restitution d'eau aux plantes cultivées", d'une part, et des pratiques exogènes associées (fertilisation azotée et irrigation), d'autre part, dans la couverture des besoins en azote et en eau de la culture de rente (voir chapitre 3).

3. La production de biens agricoles végétaux et animaux

Dans EFESE-écosystèmes agricoles, la production de biens agricoles est considérée comme un coproduit du fonctionnement de l'écosystème (les SE intrants) et des pratiques agricoles exogènes (apports par l'agriculteur de fertilisants, d'amendements, d'eau, d'énergie de structuration du sol, de produits phytosanitaires). Une méthodologie innovante visant à estimer la part relative des facteurs de production naturels et anthropiques ainsi que des premiers résultats sont présentés en section 3.1.

Distinguer la part de la production animale imputable à l'écosystème agricole représente un défi à la fois méthodologique et conceptuel plus difficile à relever. En effet, l'animal d'élevage est mobile, alimenté par des matières premières végétales d'origines géographiques diverses et parfois lointaines. La contribution des écosystèmes agricoles à la production de biens animaux a néanmoins été abordée dans l'étude *via* l'estimation de la part de l'alimentation des animaux (matières premières végétales) issue de la petite région agricole qu'ils occupent par opposition à la part de leur alimentation qui est importée (section 3.2).

3.1. Poids relatifs des services écosystémiques intrants dans la production de biens végétaux

Bien que cet enjeu ne soit pas propre aux écosystèmes agricoles – d'autres écosystèmes anthropisés produisent des biens –, très peu d'études ont à ce jour tenté d'estimer la contribution relative des facteurs de production naturels et anthropiques à la production de biens agricoles. Les méthodes permettant de réaliser ce partitionnement ne font pas consensus. Dans le cadre de cette étude, les simulations dynamiques du fonctionnement des écosystèmes réalisées avec le modèle STICS pour quantifier les SE relatifs aux cycles de l'eau, de l'azote et du carbone ont également été utilisées pour proposer une première évaluation de la part de la production imputable au fonctionnement de l'écosystème cultivé (pour six cultures-types) et de la contribution relative des pratiques d'irrigation et de fertilisation à la couverture des besoins en eau et en azote de la culture de rente. Un des grands atouts de ce type de simulations est de prendre en compte la dynamique journalière des interactions entre apports intrants et processus écologiques. En revanche, le modèle utilisé ne simulant pas les effets des bioagresseurs et des pratiques phytosanitaires (cf. Encadré 2-1), seuls les processus relatifs aux cycles abiotiques sont considérés.

3.1.1. Quantification de la part de la production imputable aux services écosystémiques intrants

La méthodologie d'évaluation présentée ci-après vise à évaluer **la part de la production végétale permise par les SE intrants relatifs à la fourniture d'azote et à la restitution d'eau aux plantes cultivées (ci-après désignés SE intrants "N et eau"), en moyenne annuelle, considérant un état initial des écosystèmes agricoles donné.**

Elle a pour objectifs de poser les premiers jalons d'une démarche conceptuelle et méthodologique, et de fournir des premiers ordres de grandeur. Ces résultats, préliminaires, sont à utiliser avec précaution et au regard des hypothèses et des méthodes qui les sous-tendent.

• Méthode d'évaluation

Pour estimer la part de la production végétale permise par les SE intrants "N et eau", considérant un état initial des écosystèmes agricoles donné, deux jeux de simulations ont été lancés avec le modèle STICS sur les trente années climatiques de 1984 à 2013 au sein des UPC définies spécifiquement dans l'étude (voir Encadré 2-1), sur la base d'une même configuration des écosystèmes agricoles (séquences de cultures) :

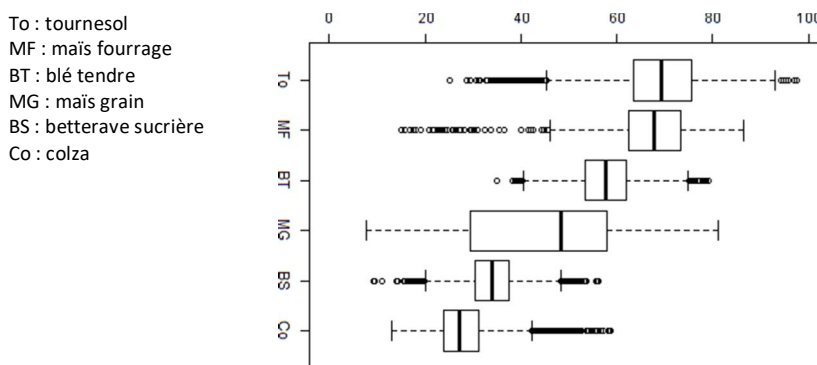
- la **simulation des systèmes de culture "avec intrants"**, c.-à-d. conduits avec les pratiques de fertilisation médianes observées à l'échelle régionale, l'irrigation du maïs déclenchée automatiquement par le modèle pour couvrir 85 % des besoins en eau de la plante et l'enfouissement des résidus de culture ;
- la **simulation des systèmes de culture "sans intrants"**, c.-à-d. sans fertilisation, ni irrigation, ni enfouissement des résidus de culture. La simulation de ce type de systèmes, sans apport exogène de matière ou d'énergie (de structuration du sol et d'enfouissement des résidus), qui se rapproche du concept d'"agriculture naturelle", permet d'estimer le niveau moyen annuel de production permis par les seuls SE intrants liés aux cycles de l'azote et de l'eau considérant un état initial donné (taux de carbone et d'azote organiques).

L'hypothèse qui sous-tend l'analyse est que la comparaison des rendements annuels moyens simulés selon ces deux modalités permet d'estimer la part de la production permise par les SE intrants "N et eau" en prenant en compte les caractéristiques, les propriétés et l'état organique initial des sols (teneur en MO dans les sols), le climat des trente années de simulation et les pratiques "actuelles" de fertilisation, d'irrigation et d'enfouissement des résidus de culture. L'indicateur analysé ci-après est le **ratio moyen (sur la période de simulation) des rendements sans et avec intrants**. Il est calculé par culture (moyenne des ratios des couples culture-année par culture), ainsi qu'à l'échelle de la rotation culturale (moyenne des ratios de tous les couples culture-année).

• Résultats par culture

On constate une grande variabilité des valeurs prises par l'indicateur selon les espèces cultivées considérées (Figure 3-1). A l'échelle de la France entière (ensemble des UPC "grandes cultures" considérées dans cette analyse), le **tournesol** et le **maïs fourrage** sont associées aux valeurs les plus élevées, laissant entendre qu'en moyenne, plus de 2/3 de leur production est imputable aux SE intrants "N et eau". Dans 95 % des cas simulés pour ces deux cultures, la part de la production permise par les SE intrants "N et eau" varie entre 50 et 83 %. Le **blé tendre** est également associé à des valeurs élevées d'indicateur, variant essentiellement de 47 à 68 % (95 % des valeurs) avec une moyenne de 57 %. Pour le **maïs grain**, l'indicateur prend des valeurs plus contrastées (de 10 à 76 %) selon les zones géographiques où est simulée cette culture, la valeur moyenne se situant autour de 41 %. Enfin, la **betterave** et le **colza** sont associés aux valeurs les plus faibles, respectivement 34 et 28 % en moyenne, et dépassant rarement les 40 %. Alors que, pour le maïs grain, on peut faire l'hypothèse que c'est le niveau de SE de restitution en eau qui est le facteur limitant (voir ci-dessous), pour le colza et la betterave sucrière, la part de la production permise par les SE intrants "N et eau" serait plutôt limitée par le niveau du SE de fourniture d'azote minéral.

Figure 3-1. Distribution des valeurs de l'indicateur de part de la production permise par les SE intrants "N et eau" selon les espèces cultivées considérées

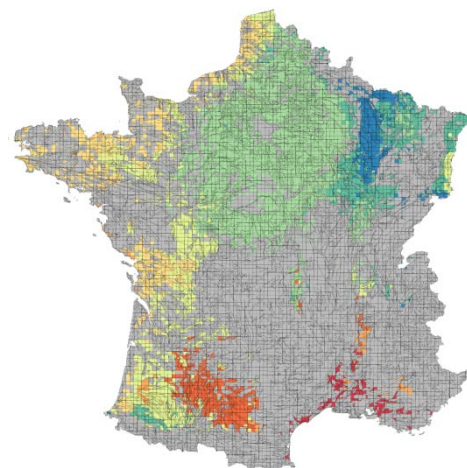


Ci-après sont détaillés les résultats obtenus pour deux de ces espèces cultivées : (i) le blé tendre, culture la plus répandue en France, et (ii) le maïs, pour lequel l'indicateur prend des valeurs très variables selon le type de culture considérée (grain ou fourrage) et le contexte pédoclimatique. La variabilité des résultats a été analysée en fonction du type de climat qui caractérise chaque UPC "grande culture" (figure 3-2).

Figure 3-2. Distribution spatiale des climats dominants attribués aux UPC "grandes cultures"

UPC grisées (y.c. Corse) : pas de simulations "grandes cultures"

- Type 1 : climat de montagne
- Type 2 : climat semi-continental 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



Exemple du blé tendre

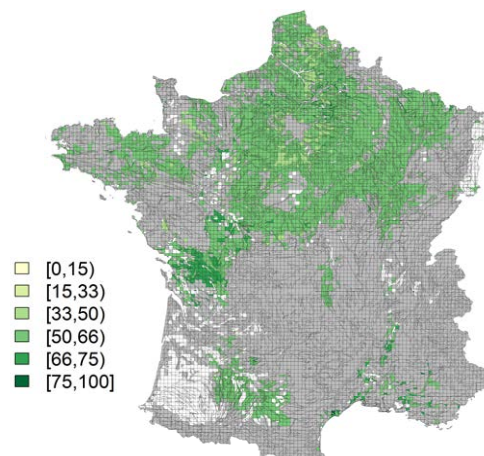
La figure 3-3 présente la distribution spatiale des valeurs de la part de la production de blé tendre permise par les SE intrants "N et eau". L'analyse des résultats par classe de climat montre que les niveaux moyens les plus élevés de la part de production imputable aux SE intrants "N et eau" sont observés 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 "intrants "N et 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.

Figure 3-3. Distribution spatiale de l'indicateur de la part de la production de blé tendre permise par les SE intrants "N et eau" (en %)

UPC grisées (y.c. Corse) : pas de simulations "grandes cultures"
UPC blanches : blé tendre non simulé dans les rotations



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 "N et 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 intrants "N et eau" serait plus faible si la situation de référence (systèmes actuels avec intrants) prenait en compte l'irrigation du blé.

Exemple du maïs

La figure 3-4 présente la distribution spatiale des valeurs de la part de la production de maïs (grain et fourrage) permise par les SE intrants "N et eau".

Pour le **maïs grain**, le niveau moyen de part de la production imputable aux SE "N et 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.

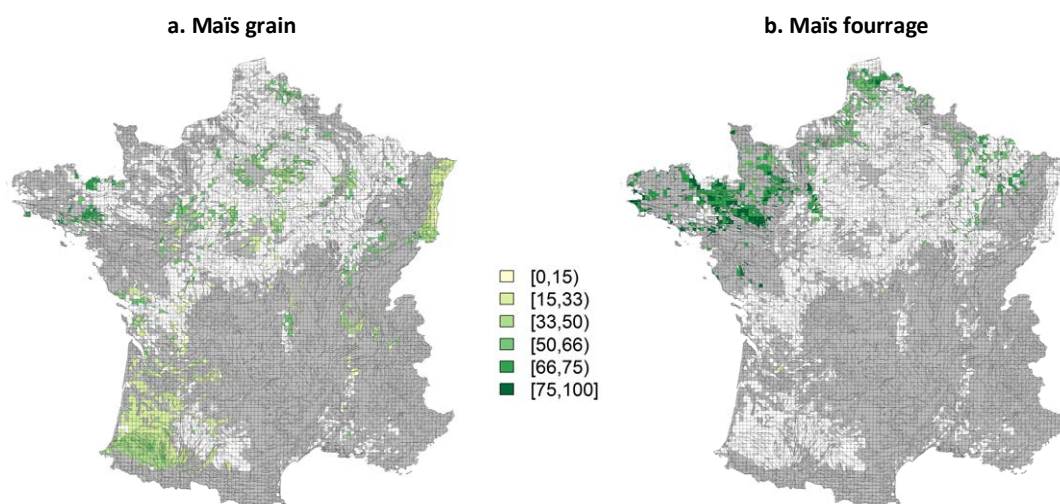
Des taux de céréale à paille et de couverts intermédiaires plus élevés sont associés à des résultats plus élevés. Cependant, là encore, ces constats seraient à analyser à la lumière de la distribution des séquences de cultures et de

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 imputable aux SE "N et eau" est peu variable et de l'ordre de 60 à 70 % avec des niveaux légèrement plus élevés sous les climats 4, 5 et 6 (océaniques et méditerranéen altérés) qui répondent un peu mieux aux besoins du maïs fourrage. Ces résultats sont directement liés à la distribution spatiale du maïs fourrage qui est très concentrée dans les zones climatiques océaniques, et possiblement aussi, 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.

Figure 3-4. Distribution spatiale de l'indicateur de la part de la production de maïs grain (a.) et fourrage (b.) permise par les SE intrants "N et eau" (en %)

UPC grisées (y.c. Corse) : pas de simulations "grandes cultures"
UPC blanches : maïs grain non simulé dans les rotations



• Résultats à l'échelle de la rotation culturale

A l'échelle du système de culture, la part de la production imputable aux SE intrants "N et eau" serait de l'ordre de 50 % en moyenne, 95% des valeurs variant entre 29 et 71 %.

Les systèmes de culture associés aux valeurs élevées sont localisés dans le bassin de la Garonne, dans la moitié Sud du bassin du Rhône et en Bretagne (figure 3-5). La région des Landes et la plaine d'Alsace sont quant à elles associées à des valeurs faibles, essentiellement liées à la présence importante de maïs en monoculture. Comme pour le blé et le maïs, la variabilité des résultats a été analysée en fonction des types de climat (figure 3-6).

Figure 3-5. Distribution spatiale de l'indicateur de la part de la production végétale permise par les SE intrants "N et eau" à l'échelle de la rotation (en %)

UPC grisées (y.c. Corse) : pas de simulations "grandes cultures"
UPB blanches : exclues de l'analyse

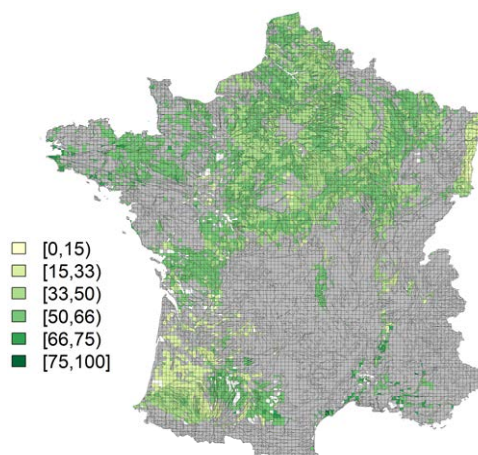
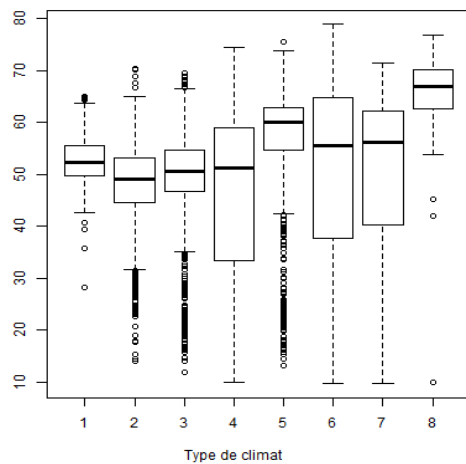


Figure 3-6. Distribution par type de climat de l'indicateur de la part de la production végétale permise par les SE intrants "N et eau" (à l'échelle de la rotation)



Les climats de types 1, 2 et 3, qui caractérisent essentiellement la moitié Nord(-Est) de la France, sont associés à des valeurs du même ordre de grandeur : la part de la production végétale permise par les SE intrants "N et eau" varierait, dans la majorité des UPC situées sous ces climats, entre 30 et 70 % environ, la valeur médiane se situant aux alentours de 50 %. Sous ces climats, les principales cultures simulées sont le blé tendre, le colza, le maïs grain (au sud de la zone et en Alsace, essentiellement en monoculture) et la betterave (dans les Hauts de France et en Champagne).

Les climats de types 4, 6 et 7, climats de transition entre le centre de la France et les façades océaniques et méditerranéennes, sont associés à une très grande variabilité des valeurs prises par l'indicateur, qui couvrent presque la totalité de la plage des valeurs obtenues sur la France entière. La grande diversité des cultures, des types de séquences simulées et des types de sols qui caractérisent les UPC situées en climat de type 4 (océanique altéré), 6 (méditerranéen altéré) et 7 (du Sud-Ouest) sont à l'origine de cette variabilité. Ainsi, par exemple, dans le grand bassin moyen de la Garonne (climat 7), des rotations type blé-(blé-)tournesol, blé-tournesol-blé-colza sur les coteaux argilo-calcaire, et de monoculture de maïs grain dans les sols plutôt limoneux le long de la Garonne ont été simulées. Cette variabilité des combinaisons de culture-sol-climat, incluant des cultures dont la distribution temporelle des besoins en eau et en azote diffère, conduit à une variabilité des capacités de l'écosystème à fournir l'azote et à restituer l'eau nécessaires à ces cultures sous ces différents climats.

Les valeurs associées aux UPC situées en climat de type 5 sont plus centrées sur la gamme 55-65 %, rarement inférieures à 40 % et n'excédant pas les 75 %. Ces UPC, présentes sur l'ensemble de la façade Atlantique, englobent également une grande diversité de systèmes de cultures. L'importante présence de maïs fourrage, voire de maïs grain, explique ces hauts niveaux de résultats.

Enfin, les UPC situées en climat 8 sont presque exclusivement simulées en monoculture de blé. Elles sont associées aux valeurs les plus élevées de l'indicateur, en majorité comprises entre 53 et 77 %. Comme expliqué ci-dessus, ces hauts niveaux de part de la production imputable aux SE intrants "N et eau" pourraient être liés aux potentiels de rendement du blé relativement faibles dans ces zones géographiques.

Plus généralement, ces résultats sont par construction directement liés à la distribution spatiale des différentes cultures (voir précédemment) ainsi qu'à leur distribution temporelle dans les séquences de culture. Néanmoins, dans le temps imparti à l'étude, les résultats n'ont pu être analysés au regard de cette seconde variable.

3.1.2. Estimation de la contribution relative des services écosystémiques intrants et des pratiques à la couverture des besoins des cultures

• Contribution respective du SE intrant "eau" et de l'irrigation à la couverture des besoins en eau du maïs

Pour estimer la contribution relative du SE intrant "eau" et de l'irrigation à la couverture des besoins en eau des cultures (ici le maïs), le ratio entre la quantité annuelle d'eau apportée par l'écosystème (transpiration – irrigation), et la quantité annuelle d'eau transpirée par la culture (eau effectivement utilisée par celle-ci) a été calculé pour chaque UPC comportant des cultures de maïs classiquement irriguées.

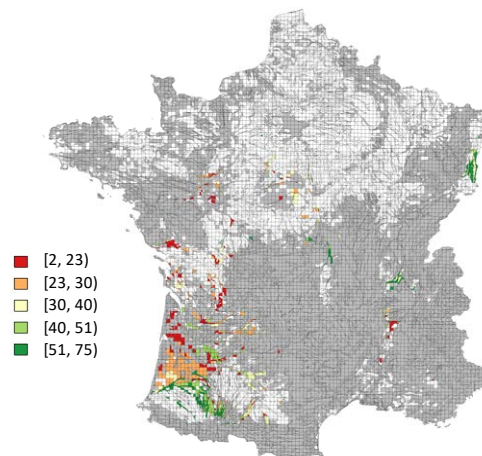
En moyenne sur l'ensemble des UPC concernées, le SE contribue à 37 % aux besoins en eau du maïs. Les situations dans lesquelles le SE contribue le plus aux besoins en eau du maïs (entre 50 et 80 %) correspondent aux UPC situées dans le piémont des Pyrénées Atlantiques et dans la plaine d'Alsace (Figure 3-7). A l'opposé, il y contribue le moins dans les Landes et en Poitou-Charentes et dans le bassin du Rhône (moins de 30 % en moyenne). Les maïs irrigués cultivés le long de la Garonne et des rivières Gascogne et de l'Adour se trouvent dans une situation intermédiaire. Là encore on retrouve un lien direct avec le déficit hydrique moyen en été de ces différentes zones climatiques : plus le déficit moyen est marqué, moins le SE de restitution en eau couvre les besoins en eau du maïs et, donc, plus l'irrigation occupe une place importante.

Figure 3-7. Distribution spatiale de la contribution du SE intrant "eau" à la couverture des besoins en eau du maïs (en %)

Ratio entre la [quantité annuelle d'eau transpirée – quantité annuelle d'eau apportée par irrigation] et la quantité annuelle d'eau transpirée par la culture (seules les UPC dans lesquelles le maïs est considéré comme classiquement irrigué sont considérées ici).

Résolution spatiale : UPC

UPC grisées = pas de simulation "grandes cultures"



Les UPC caractérisées par des sols à texture sableuse (ou très argileuse) reconnus pour leur faible réserve utile maximale, et situées dans les zones à fort déficit hydrique climatique, sont tout particulièrement associées à une forte contribution de l'irrigation au besoin en eau du maïs (75 % en moyenne). Ceci s'explique par le fait que, durant la saison pluvieuse, le sol ne stocke qu'une faible quantité d'eau relativement aux besoins de la plante durant sa période de pleine croissance peu arrosée.

Enfin, 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 3-7). Les déterminants biophysiques et facteurs exogènes de ces situations restent à analyser précisément.

• Contribution respective du SE intrant "N" et de la fertilisation à la couverture des besoins en azote de la culture de rente

Pour estimer la contribution relative du SE de fourniture d'azote minéral et de la fertilisation à la couverture des besoins en azote des cultures, le ratio entre la quantité d'azote fournie par l'écosystème ou les apports exogènes d'azote d'une part, et la quantité d'azote dans la culture de rente à la récolte d'autre part, a été calculé. Trois variantes du numérateur de ce ratio ont été considérées :

(1) La quantité d'azote minéral total fourni par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture (semis-récolte), sans prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis. Il s'agit donc ici d'analyser le poids relatif de l'azote minéral fourni par l'écosystème pendant le cycle de la culture dans la couverture de ses besoins en N.

(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. Il s'agit donc ici d'analyser le poids relatif de l'azote minéral fourni par l'écosystème pendant le cycle de la culture et avant celui-ci dans la couverture des besoins de la culture en N. L'effet de la fertilisation apportée lors du cycle précédent sur le stock d'azote minéral dans le sol 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, et avec l'apport d'azote exogène (fertilisation). Il s'agit donc ici d'analyser si l'ensemble du stock de N minéral fourni par l'écosystème avant et pendant le cycle de la culture, et fourni par la fertilisation, est inférieur, égal ou supérieur aux besoins de la culture.

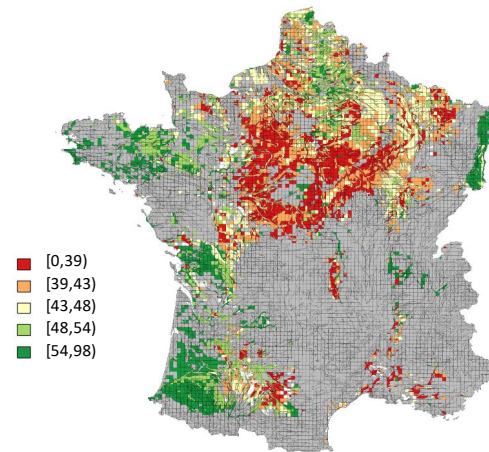
Le calcul du ratio (1) montre que durant le cycle de la culture, **l'écosystème pourvoie, en moyenne, à 40-50 % des besoins en azote de la plante**. La contribution du sol est d'autant plus faible que sa teneur en argile est faible. Les zones du centre de la France et du Sud-Est présentent les ratios les plus faibles alors que les grandes zones de production du maïs grain et fourrage – le Sud-Ouest, l'Alsace et la Bretagne – présentent les ratios les plus élevés (Figure 3-8).

Figure 3-8. Distribution spatiale de la contribution du sol à la couverture des besoins de la culture en azote (en %)

Résolution spatiale : UPC

UPC grisées = pas de simulation "grandes cultures"

UPC blanches = exclues de l'analyse



Si on prend en compte l'azote minéral présent au semis – ratio (2) –, 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 %, peu utilisés en grandes cultures et donc représentant peu de simulations). Pour certaines simulations, ce ratio est supérieur à 1 : il existerait donc des situations (pour certaines séquences de culture dans certains types de sol et sous certains climats) dans lesquelles les besoins en azote des cultures sont en moyenne couverts par l'azote disponible dans le sol au moment du 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 l'intégralité des apports exogènes de N dans le calcul de ce bilan (le reliquat de ceux de l'année n-1 ainsi que ceux de l'année n), 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, type de climat), la quantité moyenne d'azote minéral disponible pour la croissance végétale est supérieure aux besoins de la plante. Considérant que les apports d'azote dans le dispositif de simulation correspondent à la médiane des apports recensés par région administrative dans l'enquête "pratiques culturales 2011", 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 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. 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 par le climat annuel. De ce fait, il est possible que les dates de semis et d'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 par la culture. D'autre part, étant donné que le 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 estimer précisément.

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, la disponibilité de l'azote présent dans le sol 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.

3.2. La production animale française : quantification de la part réalisée à partir des matières premières végétales produites localement

Dans le cadre d'analyse de cette étude, les animaux d'élevage au pâturage sont considérés comme une des composantes biotiques de l'écosystème agricole. En consommant des ressources végétales et en produisant des déjections, les animaux présents dans l'écosystème (herbivores et monogastriques) jouent un rôle majeur dans les flux de matière et d'énergie de celui-ci. Outre le rôle de déterminant biophysique qu'ils jouent dans la fourniture de certains SE, les animaux d'élevage permettent une production secondaire de biens agricoles, *via* l'exploitation d'une partie de la production primaire végétale.

L'élevage est susceptible de mobiliser des ressources végétales différentes en fonction de l'espèce animale et du type de système de production considérés. L'efficacité alimentaire des animaux est très variable selon les ressources végétales (céréales, oléo-protéagineux, pâturages, foin, pailles, tourteaux, pulpes...), les espèces/races animales (e.g. ruminants ou monogastriques) et les systèmes de production (type d'infrastructure, allotement des animaux...). 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 (voir encadré 3-1), il subsiste une grande diversité au sein de chaque catégorie, notamment en termes de poids des relations "directes" et "indirectes" entre les animaux et les surfaces, entres autres liée à la part de l'alimentation produite sur la ferme et le devenir des déjections animales.

Evaluer la contribution du fonctionnement de l'écosystème agricole à la production de biens animaux consisterait à estimer, pour chaque flux de matière première végétale (MPV) entrant dans la composition de l'alimentation animale (y compris celles importées de l'étranger), la part de la production de ces MPV imputable aux SE de régulation relativement à celle imputable aux intrants anthropiques. La section précédente propose une première évaluation de la part de production végétale imputable aux SE intrants pour certaines cultures. Mettre en œuvre le même type d'approche pour les biens animaux se heurte néanmoins à des difficultés méthodologiques encore plus importantes, notamment parce que la production animale dépend d'une production végétale à plusieurs échelles : celle issue de l'exploitation, celle provenant de la zone géographique dans laquelle l'exploitation se situe, et celle supra-locale (possiblement provenant de différents continents). En conséquence, l'évaluation de la part de la production animale permise par les SE intrants n'a pu être réalisée dans le cadre de l'étude.

En revanche, du fait des enjeux environnementaux et économiques associés à la connexion entre l'élevage et les surfaces cultivées, l'étude propose une première estimation de la part de la production animale permise par les biens végétaux produits localement. Il s'agit d'évaluer la **capacité des écosystèmes agricoles situés dans l'emprise géographique d'un territoire donné à satisfaire la consommation alimentaire du cheptel présent dans ce territoire.**

Encadré 3-1. Catégories d'élevage selon le type de surfaces consacrées à l'alimentation du bétail sur l'exploitation

L'élevage conduit en bâtiment, avec peu ou pas de surfaces associées. Il s'agit majoritairement d'exploitations élevant des monogastriques (porcs, volailles), très concentrées dans la région Ouest de la France. La majorité de l'alimentation est constituée de rations achetées à des fabricants d'aliment du bétail, et les surfaces d'épandage des déjections sont plus ou moins distantes de l'exploitation. Les interactions entre les animaux et les surfaces sont donc principalement indirectes.

La polyculture-élevage associant des animaux d'élevage et des surfaces cultivées Il s'agit 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 ce type d'élevage, les interactions entre les animaux et les surfaces peuvent être plus ou moins directes (pâturage ; 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 de quelques mois à toute l'année), les interactions entre animaux et surfaces sont directes. En-dehors de la saison de pâturage, et parfois en complément du pâturage, les animaux sont alimentés avec des fourrages produits sur place et des aliments produits hors de l'exploitation (concentrés, paille, foin, ensilages).

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 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. Dans ces élevages, les animaux interagissent directement avec les surfaces végétales. Les conditions difficiles du milieu peuvent néanmoins imposer plusieurs mois d'alimentation en bâtiment et induire ainsi des relations indirectes entre les animaux et les surfaces.

• Méthode d'évaluation

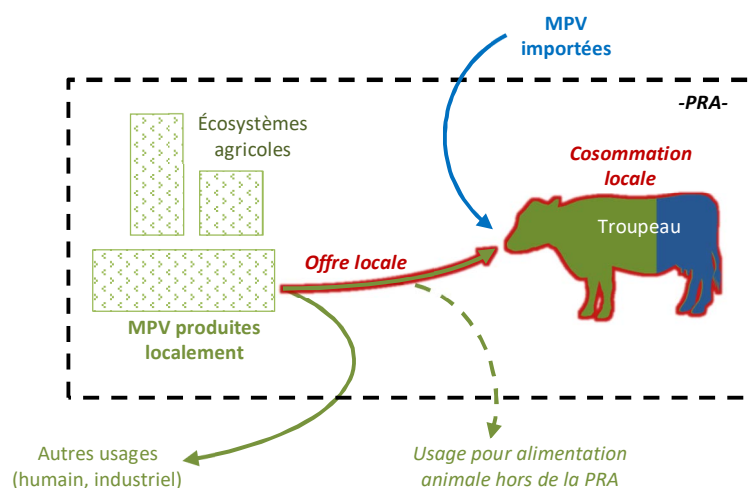
La contribution de la production végétale locale à la production de biens animaux a été estimée *via* le calcul du ratio entre l'offre locale de MPV produites au sein du territoire et la consommation de MPV par les animaux présents dans ce territoire (Figure 3-9). Le coefficient obtenu correspond ainsi à la part de la consommation alimentaire du cheptel du territoire couverte par les ressources végétales produites au sein de ce territoire. Cet indicateur a été calculé à la résolution de la petite région agricole (PRA). Dans cette approche, tous les types d'animaux sur toute la durée de leur cycle de vie (pas seulement au pâturage pour les ruminants) ont été considérés. Cinq espèces animales (bovins, ovins, caprins, porcins, volailles) et quatre types de biens animaux (lait, viande, animaux d'élevage¹, œufs) ont été considérés dans cette analyse.

Figure 3-9. Représentation schématique des flux de MPV à l'échelle de la petite région agricole

Offre : quantité de MPV produites au sein de la PRA et destinées à l'alimentation animale. Différents types de MPV entrent dans la composition de l'alimentation animale : des biens végétaux issus de plantes cultivées et consommés sous forme de concentrés, des fourrages et des coproduits ou tourteaux issus de la transformation, par les industries, des biens végétaux issus de plantes cultivées.

NB : le flux potentiel de MPV produites au sein de la PRA mais consommées par des animaux localisés hors de la PRA (flèche en pointillés verts) n'a pas été estimé. La quantité de MPV produites pour l'alimentation animale a été considérée comme intégralement destinée aux animaux de la PRA.

Consommation : quantité totale de MPV nécessaires à l'alimentation du troupeau.



Quantification de l'offre locale en MPV

La production totale de biens végétaux par les écosystèmes agricoles français a été approchée en combinant les données de rendement par culture recensées *via* la Statistique agricole annuelle à l'échelle du département avec celles des surfaces allouées à chaque culture à la résolution de la PRA fournie par le Recensement agricole de 2010. Le Bilan d'approvisionnement établi à l'échelle nationale par le Service de la statistique et de la prospective du ministère en charge de l'Agriculture ainsi que les données de FranceAgriMer permettent par ailleurs de calculer une clef de répartition nationale de la production de biens végétaux selon leur usage : alimentation animale, alimentation humaine, usage industriel, transformation, semences, et pertes. La même clef de répartition nationale a été appliquée à toutes les PRA. Aussi, la variabilité de cette répartition d'une PRA à une autre n'ayant pas pu être considérée, les résultats à l'échelle de chaque PRA sont à analyser avec précaution. **Il est possible que localement, la production végétale soit plus ou moins utilisée à destination de l'alimentation animale que par rapport à la moyenne nationale.**

Quantification de la consommation en MPV du cheptel local

Aucune base de données commune ne permet de calculer les consommations alimentaires de l'ensemble des cinq cheptels considérés dans l'étude. Pour les ruminants, la consommation en MPV a été estimée par l'Institut de l'élevage, dans le cadre du programme Autosysel² à partir des données issues du dispositif Inosys-réseaux d'élevage 2008. Pour les monogastriques, elle a été estimée à partir de la base de données du Céréopa³.

¹ Un animal d'élevage est un animal vendu en vif à un autre éleveur pour être engraisé ou devenir un animal reproducteur.

² Autonomie alimentaire et protéique des systèmes d'élevage herbivore français

³ Centre d'études et de recherche sur l'économie et l'organisation des productions animales

Le ratio de l'offre sur la consommation locale en MPV a été estimé, d'une part, en matière sèche, et, d'autre part, en matière azotée. Deux variantes de l'indicateur de contribution de l'écosystème local à la production de biens animaux ont donc été calculées, la plus petite des deux valeurs obtenues étant retenue puisqu'elle représente le facteur limitant de la production animale. Pour chaque PRA, ce coefficient a ensuite été multiplié par la quantité totale de biens animaux produits au sein de la PRA, calculée à partir des données de la SAA, afin d'estimer une production animale "sur ressources propres de la PRA".

• Résultats

Seules les PRA orientées vers les activités d'élevage ont été retenues dans l'analyse, soit 571 PRA.

Capacité des PRA à satisfaire la consommation alimentaire des animaux

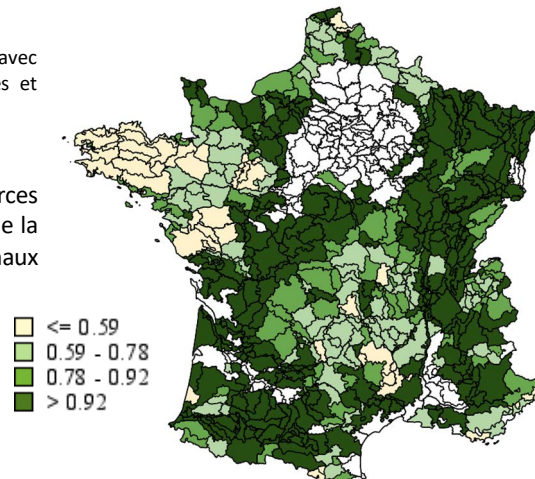
La **figure 3-10** permet de visualiser la contribution de la production végétale locale à la production de biens animaux, à la résolution de la PRA. En moyenne sur les 571 PRA considérées dans l'analyse, **les ressources végétales produites localement couvrent 86 % de la demande alimentaire du cheptel**. La production totale de biens animaux sur ressources propres de l'écosystème agricole est ainsi estimée à **1,1 M T de protéines**. L'examen des résultats à la résolution des PRA fait apparaître une **importante hétérogénéité des valeurs prises par l'indicateur**, qui varient de 0,25 à 1 (25 à 100 %).

Figure 3-10. Capacité des écosystèmes agricoles locaux à satisfaire la consommation alimentaire des animaux, à la résolution 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).

Zones blanches (y c. Corse) : PRA non retenues dans l'analyse.

Exemple : une capacité de 0,75 signifie que les ressources végétales produites au sein de la PRA couvrent les $\frac{3}{4}$ de la consommation alimentaire de l'ensemble des animaux présents au sein de cette PRA.



71 % des PRA présentent une capacité supérieure à 0,78. Ces PRA se situent dans les plaines herbagères à vocation laitière (Basse Normandie, Lorraine), dans les zones de polyculture-élevage du bassin Aquitain et de la bordure Est-Sud-Ouest du bassin parisien où l'élevage est en forte régression, et couvrent une partie de la zone herbagère de la bordure nord du Massif central à vocation allaitante.

Les autres PRA présentent une capacité comprise entre 0,25 et 0,78. Ces territoires correspondent essentiellement 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) le Massif central (notamment l'Auvergne) à vocation lait-viande, avec d'importantes surfaces en prairies permanentes de montagne. On trouve aussi ponctuellement des PRA associées à de telles valeurs dans le Nord-Pas de Calais, les montagnes laitières (Vosges, Franche Comté, Alpes) ainsi que la zone pastorale méditerranéenne.

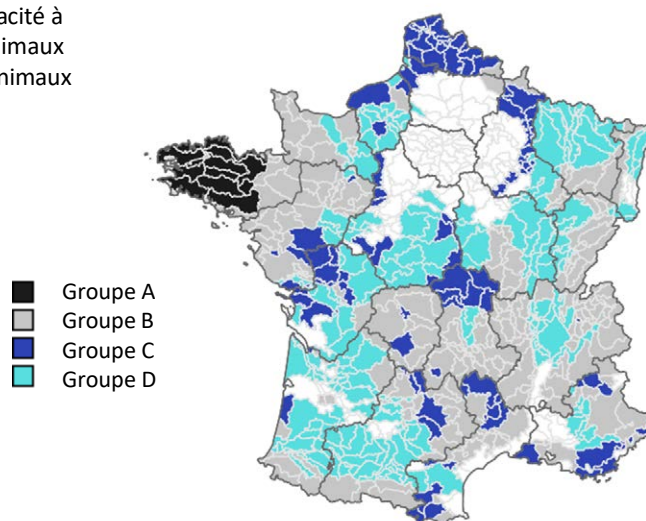
La mobilité des troupeaux par rapport à l'utilisation des surfaces pastorales n'est pas prise en compte dans l'étude.

Par conséquent, les PRA situées dans des zones d'élevage transhumant (Var, plaine de la Crau, Pyrénées) ont une faible capacité à satisfaire la consommation des animaux présents car ces derniers 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 significative.

Typologie des profils de production et de capacité des PRA

Une analyse multivariée combinant analyse en composante principale et classification ascendante hiérarchique a permis d'identifier quatre groupes de PRA considérant leur capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents et leur niveau de production totale (Figure 3-11).

Figure 3-11. Typologie des PRA selon leur capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents et le niveau de production de biens animaux associé



Le Tableau 3-1 détaille les caractéristiques moyennes de ces quatre groupes de PRA. **La capacité de la PRA à satisfaire la consommation des animaux tend à décroître avec le niveau de densité animale.** 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 alimentaires et les effectifs animaux. Par ailleurs, quel que soit le groupe considéré c'est la capacité à satisfaire la consommation en concentrés protéiques qui est le facteur le plus limitant de la capacité totale.

Tableau 3-1. Caractéristiques moyennes des quatre groupes de PRA définis selon leur niveau de production et la capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents

Groupe	Nombre de PRA	Densité animale (UGB _{AT} /ha SAU ⁴)	Proportion de ruminants (% UGB)	Niveau de production animale (kg protéines / ha SAU)	Capacité à satisfaire la consommation des animaux* :		
					en fourrage	en concentrés	capacité totale
A	12	3,6	30 %	300	1,00	0,08	0,35
B	250	1,1	86 %	70	1,00	0,20	0,81
C	97	0,9	81 %	55	0,84	0,60	0,77
D	212	0,6	79 %	37	1,00	0,91	0,98
<i>Global</i>	<i>571</i>	<i>0,9</i>	<i>81 %</i>	<i>60.5</i>			<i>0,86</i>

* ratios calculés en matière azotée totale

Les résultats ont été analysés en fonction d'indicateurs de composition de la SAU, apportant des informations sur l'orientation des systèmes d'alimentation des animaux : surfaces en céréales et oléoprotéagineux (SCOP), surface fourragère principale (SFP), la surface en maïs fourrage et la surface toujours en herbe (STH).

Groupe A – une production de biens animaux très élevée mais dépendante de biens végétaux produits en dehors du territoire local

Les 12 PRA qui composent ce groupe sont toutes situées en Bretagne où se concentrent élevages monogastriques et laitiers intensifs. Le niveau de production de biens animaux est élevé (en moyenne, 114 kg/ha SAU de protéines issues des ruminants et 190 kg/ha SAU de protéines issues des monogastriques) et fondé sur une densité animale très supérieure à la moyenne globale, en lien avec la prépondérance des monogastriques dans la composition du cheptel. Le groupe A se détache ainsi nettement des autres groupes selon ces caractéristiques.

⁴ UGB "alimentation totale" : permet de comparer les animaux en fonction de leur consommation totale d'aliments (grossiers et/ou concentrés), même s'ils consomment des aliments de type différent. 1 UGB_{AT} est définie comme une vache laitière de 600 kg consommant 3 000 unités fourragères (UF) par an lui permettant de produire 3 000 kg de lait. Une vache laitière actuelle représente donc au total 1,45 UGB_{AT}.

La bonne capacité fourragère de ces PRA repose sur le maïs, environ trois fois plus présent dans la SFP que la moyenne globale. La capacité globale est néanmoins largement inférieure aux autres groupes en raison de l'extrême faiblesse de la capacité à satisfaire la consommation en concentrés protéiques (en moyenne 8 %), indispensables en complément au maïs ensilage. La disponibilité en surfaces SCOP par animal est faible, illustrant la surdensité animale et donc le déséquilibre animal/végétal qui caractérise ce groupe.

Groupe B – une production de biens animaux élevée et permise par les biens végétaux, principalement fourragers, produits sur le territoire

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, également laitière, englobe la plaine laitière de l'Est ainsi que les montagnes humides (Vosges, Franche Comté). La quatrième recouvre la partie haute montagne des Alpes et des Pyrénées. Le niveau moyen de production animale est quatre fois plus faible que dans le groupe A et associé à une densité animale légèrement plus élevée que la moyenne globale, reposant surtout sur les ruminants. La capacité fourragère très élevée repose surtout sur une surface fourragère très importante composée en grande majorité de STH. La densité animale n'est pas le facteur limitant de la capacité. Bien que fondé sur la consommation de fourrages, le niveau de production élevé implique l'utilisation de concentrés protéiques que la SCOP ne fournit pas en quantité suffisante.

Groupe C – une production de biens animaux modeste et largement permise par les biens végétaux produits sur le territoire

Le niveau de production de biens animaux atteint en moyenne 55 kg de protéine / ha de SAU dont les $\frac{3}{4}$ sont issus des ruminants. Ce groupe est très hétérogène à la fois en termes de capacité des ressources végétales à satisfaire la consommation alimentaire du cheptel (qui varie de 0,25 à 1) et en termes de composition de la SAU. Il conviendrait donc d'affiner la typologie au sein de ce groupe. Contrairement aux autres groupes, la capacité globale est également limitée par celle à satisfaire la consommation des animaux en fourrages. Cette limitation de la capacité semble liée à la faible disponibilité de la SFP au regard de la population animale.

Groupe D – une faible production de biens animaux entièrement permise par les biens végétaux produits localement

Les PRA du pourtour du bassin parisien et du grand bassin aquitain, où l'élevage n'est pas une orientation principale et a très fortement régressé au cours des 30 dernières années, paraissent quasiment autosuffisantes en ressources végétales. Ce résultat s'explique par une faible présence animale, et donc un faible niveau de production. La disponibilité en SCOP est la plus élevée des quatre groupes avec une moyenne de 1ha de SCOP par UGB_{AT}.

Perspectives d'amélioration

Les résultats présentés ci-avant doivent être interprétés comme des tendances, du fait des approximations qui ont été faites afin de renseigner les diverses composantes de l'indicateur.

Tout d'abord, le coefficient de disponibilité de chaque MPV pour l'alimentation animale a été établi au niveau national à partir des bilans Agreste et FranceAgriMer. Ces coefficients "moyens", appliqués indifféremment à toutes les PRA, peuvent masquer de fortes disparités régionales concernant la destination des MPV, et donc conduire à surestimer ou à sous-estimer l'offre locale en MPV. Il conviendrait donc d'estimer la variabilité spatiale de ces coefficients.

Par ailleurs, il n'existe pas de bases de données harmonisées permettant d'estimer les consommations alimentaires des cheptels. Deux stratégies sensiblement différentes ont donc été appliquées respectivement aux ruminants et aux monogastriques. En particulier, l'estimation de la demande en MPV des ruminants repose sur la description des rations moyennes, par système d'élevage, des cheptels présents dans les fermes des réseaux d'élevage de l'Idede, dont il sera nécessaire d'évaluer la représentativité en matière de système d'alimentation.

Enfin, l'offre végétale exploitée par l'élevage pastoral (des zones périméditerranéennes, des causses et des coteaux du Sud-Ouest) tend à être sous-estimée dans cette première analyse. En effet, ce type d'élevage exploite des surfaces embroussaillées ou boisées qui n'entrent pas dans le calcul de l'offre végétale. De plus, la mobilité des troupeaux n'a pas été prise en compte par souci de simplification, or les effectifs d'animaux rattachés aux PRA situées dans des zones d'élevage transhumant utilisent également des surfaces végétales d'autres PRA pendant 3 à 4 mois de l'année.

Plus globalement, les résultats livrés par cette première évaluation mettent en évidence la question du choix du maillage géographique adéquat pour estimer la production de biens animaux permise par les ressources végétales locales. En effet, 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. Il serait également possible de réaliser l'analyse à des niveaux d'organisation supra PRA définis en tenant compte de l'orientation des bassins de production ainsi que des caractéristiques pédoclimatiques ou phytoécologiques.

3.3. Synthèse

3.3.1. Un premier pas vers la compréhension des relations entre SE intrants, pratiques agricoles et production de biens végétaux

En moyenne à l'échelle des successions culturales actuellement pratiquées en France, la part de la production de biens végétaux imputable aux SE intrants "N et eau" serait de l'ordre de 50 %. Déclinée culture par culture, cette part varie fortement selon la culture considérée. L'analyse transversale des résultats présentés dans la section 3.1 permet de dégager des grandes tendances sur les relations entre SE intrants "N et eau", pratiques de fertilisation et d'irrigation et niveau de production agricole.

Tout d'abord, les situations (combinaisons UPC x systèmes de culture) présentant un bas niveau moyen de SE "fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées" et de "stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées" ne correspondent pas obligatoirement à des situations dans lesquelles la part de la production permise par ces SE intrants est faible. En effet, **le niveau de chaque SE est à analyser au regard des besoins des cultures de la rotation dans le pédoclimat considéré**. Par exemple, les monocultures de blé en climat méditerranéen franc (type 8) représenteraient des situations à faible niveau de SE intrants "N et eau" mais aussi des situations où la part de la production permise par ces deux SE serait relativement élevée.

A l'échelle de la rotation, les faibles niveaux de la part de la production permise par les SE intrants "N et eau" sont très liés à la présence de monoculture de maïs grain dans des zones climatiques à important déficit hydrique climatique en été, voire à des sols à faible réserve utile, et donc avec de faibles niveaux de SE "stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées". Dans ces situations, l'irrigation semble indispensable pour maintenir des hauts niveaux de rendement. La caractérisation des situations dans lesquelles l'irrigation couvre la très grande partie des besoins en eau des cultures (plus de 75 %) nécessiterait des analyses plus fines que celles initiées dans le cadre de l'étude.

De plus, le blé, qui présente un niveau de production permis par les SE intrants "N et eau" assez élevé en moyenne, tire vers le haut les résultats moyens obtenus à l'échelle de la rotation du fait de sa fréquence dans les séquences de culture simulées. Ce phénomène est amplifié lorsque le blé est en rotation avec le tournesol (coteaux argilo-calcaire du sud-ouest) puisque cette culture, qui est une des rares grandes cultures dominantes conduites avec peu d'apports d'intrants (fertilisants et produits phytosanitaires), présente les plus hauts niveaux moyens de la part de la production permise par les SE intrants "N et eau". A l'inverse, dans les séquences du type blé-(blé)-colza (ou blé-orge-colza), les niveaux de la part de la production imputable au SE intrants "N et eau" sont légèrement tirés vers le bas par la présence une année sur deux ou trois du colza. En effet, comme le colza a d'importants besoins en azote, il est principalement cultivé dans le grand bassin parisien où le niveau moyen de SE de fourniture d'azote minéral est faible. Il en résulte que le niveau moyen de production de colza permis par les SE intrants "N et eau" est faible.

Enfin, **à l'échelle du système de culture, la quantité totale d'azote minérale disponible** – somme des quantités d'azote minéral disponible au semis, fournie par l'écosystème pendant le cycle de la culture, et fournie par la fertilisation – **est supérieure au besoin des cultures dans toutes les situations analysées**. Même si l'on prend en compte les limites du dispositif d'évaluation et la possible disjonction temporelle entre la période de disponibilité en azote minéral et celle pendant laquelle les cultures ont besoin de cet azote, ces résultats laissent entendre qu'il existe des marges de manœuvre importantes pour mieux transformer la capacité de l'écosystème à fournir de l'azote (SE potentiellement rendu par l'écosystème) en une fourniture effective d'azote aux plantes cultivées (niveau effectif de SE) se traduisant *in fine* en une réduction significative des apports d'azote exogènes (avantage dérivé du SE par le gestionnaire de l'écosystème agricole). Il est question ici, avant tout, de développer des outils de pilotage de la fertilisation et des formes et des technologies d'épandage des engrais azotés qui permettent d'optimiser les apports pour couvrir les besoins des cultures considérant leur dynamique et celle du SE de fourniture d'azote minéral.

3.3.2. Un travail à poursuivre sur le statut et le rôle de l'animal d'élevage et la part de la production imputable aux services écosystémiques

Dans le cadre d'analyse de l'étude, l'animal d'élevage, présent dans l'écosystème (c.-à-d. hors des bâtiments) est considéré comme l'une des composantes biotiques de l'écosystème. Il relève de la composante "biodiversité planifiée"; 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. L'animal d'élevage au pâturage est également le support de la production de biens agricoles.

Cette première conceptualisation du statut et du rôle de l'animal dans l'écosystème du point de vue des SE reste à affiner et à stabiliser. L'étude a réalisé une quantification du niveau de production de biens animaux permis par la

production végétale du territoire local. Au-delà de son rôle de support de la production animale, il sera nécessaire d'analyser le rôle de l'animal considéré comme organisme à l'origine de SE (par exemple, SE de "régulation des maladies de l'animal d'élevage").

Par ailleurs, il serait nécessaire de poursuivre les travaux sur l'évaluation de la part de la production agricole permise par les SE intrants. Le développement et l'application d'un cadre d'analyse adapté et des méthodes nécessaires à ce type d'évaluation, initiés dans cette étude, sont à poursuivre.

Ainsi, concernant la production végétale, 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 affiner. Du point de l'évaluation statique, 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. Un autre enjeu relève de la prise en compte des SE de régulations biologiques. 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 les moyen et long termes des pratiques agricoles (de configuration et exogènes) sur l'état de l'écosystème et les SE intrants liés.

Concernant la production animale, 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.

4. Services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles à la société

Au-delà de sa contribution à la production de biens agricoles, le fonctionnement des écosystèmes agricoles rend d'autres types de SE, dont le bénéficiaire direct est la société dans son ensemble (incluant les agriculteurs en tant que citoyens). Ces SE sont essentiellement de deux ordres : (i) des SE de régulation qui contribuent à moduler des phénomènes portant préjudice au bien-être humain tels que le changement climatique ou la diffusion de polluants dans les différents compartiments de l'environnement, et (ii) des SE dits "culturels" dont la société dérive des avantages récréatifs, esthétiques et spirituels (Tableau 4-1).

La section 4.1 présente les SE rendus par les écosystèmes agricoles qui contribuent à la régulation de la qualité de l'eau et du climat global. Historiquement, la majorité des travaux en agronomie se sont focalisés sur l'estimation des impacts négatifs des activités agricoles sur l'environnement, et non pas sur les SE (voir chapitre 1).

La section 4.2 porte sur les services dits "récréatifs" rendus par les paysages agricoles. Ces "services" possèdent un statut particulier dans la mesure où la classification qu'en propose la CICES correspond 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. Après une introduction générale sur l'identification de services "culturels", l'enjeu est de proposer dans cette section une définition des services récréatifs compatible avec le cadre d'analyse adopté dans l'étude, en identifiant les processus ou les éléments de la structure des écosystèmes agricoles qui contribuent à offrir un cadre à la pratique d'activités récréatives.

Tableau 4-1. Liste des SE rendus par les écosystèmes agricoles à la société et nature du travail réalisé par le collectif d'experts

Service écosystémique	Avantage(s) directs dérivés par la société	Evaluation biophysique
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Réduction des phénomènes de coulées boueuses	Oui (voir chapitre 2)
Stockage et restitution de l'eau bleue	Quantité d'eau bleue de qualité adaptée aux usages (domestiques, industriels, agricoles, touristiques)	Oui (voir chapitre 2)
Atténuation naturelle des pesticides par les sols		Pistes méthodologiques
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD		Oui (Cas de l'azote)
Régulation du climat global	Conservation des conditions actuelles de vie et d'activité humaine	Oui
Potentiel récréatif	Activités récréatives de plein air avec / sans prélèvement.	Oui (Cas des activités récréatives de plein air sans prélèvement)

4.1. Les services de régulation de la qualité biophysique du cadre de vie

4.1.1. Contribution à la régulation de la qualité de l'eau restituée par les écosystèmes agricoles

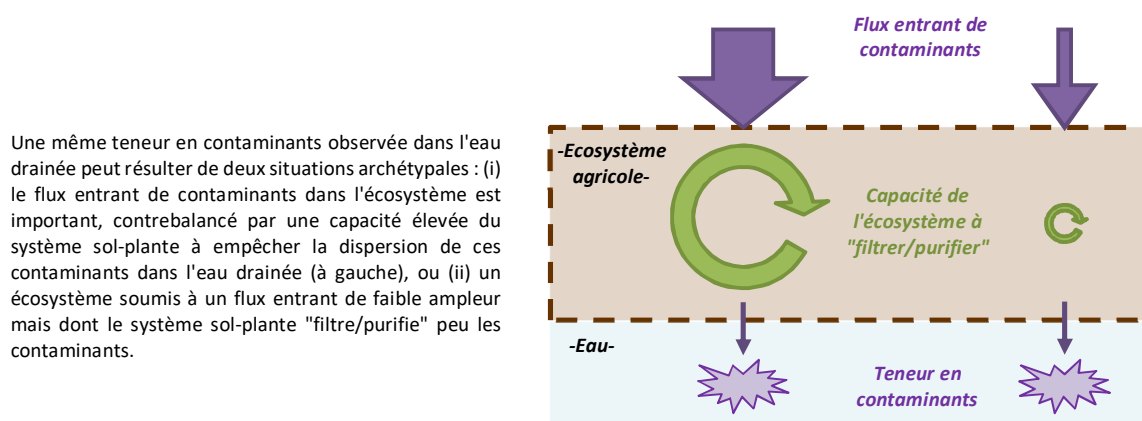
Les divers usages de l'eau par la société (agricoles, industriels, domestiques, récréatifs et culturels) reposent sur l'accès à une eau présentant un bon état écologique. De par ses capacités de rétention et de filtration, le sol modifie la composition physico-chimique de l'eau de pluie qui s'y infiltre et s'en échappe vers les cours d'eau, les lacs, les aquifères ou les réservoirs (eau bleue).

La qualité de l'eau circulant au-delà de l'écosystème est appréciée ici *via* sa teneur en substances chimiques et agents biologiques, dont l'augmentation peut avoir pour conséquence une perturbation des usages de l'eau bleue (boisson, usages récréatifs, irrigation...). Les contaminants considérés sont de natures diverses : biologique (pathogènes, virus),

organique (composés traces organiques – CTO – par ex. des substances médicamenteuses) ou minérale (éléments traces minéraux – ETM). Ces composés entrent dans l'écosystème agricole selon plusieurs voies, naturelles (eau pluviale, retombées atmosphériques) ou anthropiques (traitements phytosanitaires, apports d'engrais, épandage d'effluents d'élevage, de boues d'épuration...). Les nutriments essentiels au développement des plantes (azote, phosphore...) peuvent également constituer, sous certaines formes chimiques et à certaines concentrations, des contaminants des milieux aquatiques.

Dans la littérature scientifique, les SE de régulation en rapport avec la qualité de l'eau sont considérés selon deux grandes approches. L'approche majoritaire examine les mécanismes permettant la rétention des contaminants par le sol, autrement dit la capacité de l'écosystème à "purifier" (ex. dégrader) ou à "filtrer l'eau" (ex. retenir les contaminants). Les autres travaux portant sur ces SE s'attachent principalement à quantifier la quantité de contaminants présents dans l'eau. Ils s'inscrivent donc dans la démarche classiquement adoptée par les agronomes pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement. Les flux de contaminants sortant de l'écosystème agricole *via* les flux d'eau (ruissellement, flux latéraux hypodermiques, percolation) et de matière solide (érosion, exportation de la biomasse cultivée) ou gazeuse, (ex. volatilisation) sont des impacts de l'agroécosystème sur les différents compartiments de l'environnement (air et eaux). Dans une perspective d'évaluation des SE, cette seconde approche n'est pas adaptée puisqu'elle ne permet pas d'estimer l'effet des caractéristiques et du fonctionnement de l'écosystème agricole sur la régulation des flux de matière (Figure 4-1).

Figure 4-1. Représentation de deux situations archétypales d'exposition de l'écosystème agricole à des contaminants



En conséquence, les SE de régulation de la qualité de l'eau ont été examinés dans l'étude sous l'angle de la **capacité du système sol-plante à limiter la fuite des contaminants vers les masses d'eau**. Considérant la classification CICES et la littérature scientifique, une distinction a été réalisée entre le SE de régulation de la qualité de l'eau drainée (percolée) vis-à-vis de l'azote (N), du phosphore (P) et du carbone organique dissous (COD) et le SE d'atténuation naturelle des pesticides. Ces deux SE sont liés aux deux grandes sources de pollutions d'origine agricole : les pratiques de fertilisation azotée et phosphatée, et les pratiques phytosanitaires.

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

Une fois entrés dans l'écosystème agricole, plusieurs mécanismes concourent à limiter la fuite des contaminants vers les masses d'eau : l'absorption par les plantes et leur possible exportation, la rétention dans le sol par adsorption sur ses constituants abiotiques (argiles, matières organiques – MO), la transformation par des processus abiotiques et biotiques (dégradation des pesticides, minéralisation/organisation du N et du P) et les émissions sous formes gazeuses.

Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du 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 particulaire lors d'épisodes érosifs** (à l'exception de quelques situations très particulières telles que les sols très sableux ou certains sols drainés). L'ion nitrate et le COD étant solubles, ils sont majoritairement entrainés dans les eaux qui percolent au-delà de la rhizosphère lors d'épisode de drainage. **Les flux de N ou de COD au-delà de la zone explorée par les racines dépendent donc fortement de l'ampleur des flux d'eau verticaux**. Notons néanmoins que tout ce qui est entrainé au-delà de la rhizosphère n'atteint pas forcément les ressources en eau et donc n'est pas obligatoirement un contaminant de celles-ci.

Les déterminants biophysiques de la régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD sont communs aux SE de fourniture de nutriments aux plantes cultivées, de stockage et restitution de l'eau et de stabilisation du sol et contrôle de l'érosion (voir chapitre 2). Les **caractéristiques abiotiques** (stock en nutriments et en eau du sol, teneur en MO...) et le **fonctionnement du sol** ont ainsi un rôle clef, tout comme la nature et la distribution spatio-temporelle des **plantes de couverture** au moment des périodes de drainage ou de ruissellement potentiels. Dans le cas de systèmes pâturés, les restitutions par les animaux ont un impact sur la quantité de nutriments entrant dans l'écosystème. Les quantités de N restituées, de manière non homogène sur la surface, par les vaches alimentées au pâturage, varient ainsi de 150 à 500 kg de N/ha selon le **chargement animal** et la **durée du pâturage**.

Atténuation naturelle des pesticides par les sols

Les pesticides interagissent avec les composants biotiques et abiotiques du sol. Ils se distribuent dans les phases liquide, solide et gazeuse du sol et dans la biomasse. 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. La dissipation locale des pesticides, autrement dit la diminution apparente de leur concentration dans le sol, repose sur trois grands types de processus liés aux composantes biotiques et abiotiques du système sol-plante : leur rétention dans le sol, leur transformation, et leur dispersion vers les autres compartiments de l'environnement (plantes voire animaux, atmosphère, masses d'eau).

Les **propriétés physicochimiques du sol** (notamment texture, taux de MO, température) et **des pesticides** déterminent la capacité de ces derniers à s'adsorber sur les constituants du sol. Lorsqu'elle est durable, l'**adsorption** peut conduire à la formation de résidus liés dont on ne connaît ni la nature ni le devenir. Ces caractéristiques abiotiques déterminent également la transformation des pesticides par **photolyse** ou **hydrolyse**, ainsi que leur **volatilisation** et leur **transfert vers les masses d'eau**.

La **biodégradation microbienne** est par ailleurs le principal processus responsable de la transformation des pesticides dans les sols, déterminée par l'**abondance** et la **diversité fonctionnelle des micro-organismes du sol**. Elle peut être partielle (co-métabolisme), conduisant à l'accumulation de métabolites qui sont parfois plus persistants et plus toxiques que la molécule mère dont ils dérivent, ou totale (métabolisme) conduisant à la minéralisation du pesticide en, par exemple, CO₂ et NH₄. Le **pH du sol** est un paramètre édaphique majeur déterminant la biodégradation des pesticides. Les interactions biotiques dans les sols sont aussi connues pour influencer la biodégradation microbienne des pesticides. Ainsi l'intensité de la biodégradation de plusieurs herbicides varie selon le **type de couvert végétal implanté**, ou encore en fonction du micro-environnement créé par la faune du sol (galeries des vers de terre...). Enfin, la **nature** et la **distribution spatio-temporelle du couvert végétal** régissent l'absorption d'une partie des pesticides *via* le système racinaire.

Notons néanmoins que l'atténuation naturelle des pesticides n'est pas parfaite. En effet l'adsorption est un mécanisme réversible, pouvant contribuer à des phénomènes de pollution ultra-différée dont la dynamique est encore mal connue. La transformation des pesticides peut également conduire à l'accumulation de molécules filles responsables de contaminations. De ce fait, le sol est une source de contamination secondaire dont il reste difficile de prédire le comportement.

Facteurs exogènes

Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD

La **fertilisation** (minérale ou organique) agit sur la quantité et la forme chimique des nutriments qui entrent dans le système sol-plante. L'intensité et la dynamique de minéralisation du N est par ailleurs modulée par la **gestion des résidus de récolte** (exportation des résidus de cultures à maturité physiologique, mulch, enfouissement) et le climat (*via* l'influence de la **température** et du **rayonnement** sur le développement des plantes).

Les flux d'eau sont quant à eux influencés par le **travail du sol** – par action sur la réserve utile en eau des sols –, l'**irrigation** et le climat (**pluviométrie, évapotranspiration**).

Atténuation naturelle des pesticides par les sols

La contamination des sols agricoles au moment de l'application des pesticides sur les cultures dépend du **type de produit utilisé** et des **modalités de son emploi** notamment la concomitance entre la date de traitement et le stade de développement du couvert, qui module la quantité de pesticide intercepté par le feuillage.

Par ailleurs, de nombreux paramètres modulent la biodégradation des pesticides. Le climat influence grandement l'activité microbienne *via* la **température et l'humidité du sol**. Les pratiques culturales sont également connues pour influencer la dissipation des pesticides et notamment la biodégradation. L'application répétée de **traitements phytosanitaires** constitue une pression de sélection sous l'effet de laquelle les populations microbiennes s'adaptent, rendant plus efficace le processus de métabolisation totale. De plus, le **travail du sol** provoque des changements

profonds de sa structure et de sa porosité qui affectent la connectivité hydraulique et, par conséquent, la distribution des microorganismes présents. L'**apport de matière organique** végétale (paille) ou animale (lisier) favorise la croissance et l'activité de la biomasse microbienne se développant dans la détritusphère. Enfin, le **chaulage** influe sur la dégradation des pesticides *via* son action sur le pH du sol.

• Méthodes d'évaluation de la régulation de la qualité de l'eau

Il n'existe actuellement pas de méthode permettant d'évaluer la capacité du sol à réguler la fuite des pesticides dans l'eau drainée, probablement en raison de la complexité et de l'imbrication des processus abiotiques et biotiques en jeu. Les données et les méthodes actuellement disponibles ne donnent qu'une vision partielle du SE. Elles permettent soit de quantifier les résidus de quelques pesticides dans les sols ou dans les eaux (mesure de l'impact environnemental des pratiques phytosanitaires), soit d'évaluer une partie des processus impliqués dans la transformation de ces molécules.

Dans la littérature portant sur l'évaluation du SE de régulation de la qualité des eaux, les SE en lien avec la capacité du sol à empêcher la fuite des nutriments vers les masses d'eau tentent de quantifier le "travail écologique" réalisé par l'écosystème. Le programme MAES recommande d'estimer la quantité de nutriments "retenue" par le système sur une période de temps donnée, approchée par la concentration en nutriments dans le sol. D'autres auteurs calculent la différence entre le niveau de pression écologique (ex. quantité de N apporté) et la qualité de l'environnement (ex. quantité de N lixivié). D'autres enfin élaborent un indice de vulnérabilité des sols à la lixiviation. Cette dernière approche ne prend néanmoins pas en compte la capacité de l'écosystème agricole à retenir des nutriments *via* leur absorption par les couverts végétaux avant et/ou pendant les périodes de drainage et de ruissellement. Les outils manipulés par les agronomes permettent quant à eux de considérer cette dimension "sol-plante" dans l'évaluation du SE. Outre les mesures de terrain, dont la mise en place à large échelle géographique est coûteuse, les modèles qui simulent dynamiquement les bilans d'eau et de N sous l'effet du pédoclimat et des pratiques, tels que STICS et PaSim (Cf. Encadré 2-1), sont notamment utilisés à cette fin.

• Quantification biophysique de la régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N

Du fait de l'état des données et des outils (notamment de modélisation) actuellement disponibles, seul le niveau de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N a été considéré pour la quantification du niveau de fourniture du SE. Des pistes méthodologiques ont néanmoins été proposées pour évaluer l'atténuation naturelle des pesticides par les sols d'une part, et la régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis du P et du COD d'autre part (*cf. infra*).

Méthodologie d'évaluation retenue dans l'étude

Le dispositif de simulation élaboré spécifiquement pour l'étude a été utilisé pour estimer le niveau effectif de régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis du N par les écosystèmes agricoles. L'indicateur calculé correspond à la **quantité annuelle moyenne de N non lixivié**, c'est-à-dire "retenu" par le système sol-plante ou perdu sous forme d'émissions gazeuses. L'évaluation étant focalisée sur la régulation des flux de N dans l'eau, les émissions gazeuses de N sous forme de diazote (N₂), protoxyde d'azote (N₂O) et ammoniac (NH₃) sont prises en compte mais ne sont pas examinées spécifiquement ici. Ces émissions gazeuses correspondent à des impacts négatifs des agroécosystèmes (émissions de N₂O et de NH₃) et sont liées au niveau de SE "régulation du climat global" (réduction du N₂O en N₂) 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. L'analyse d'un SE de "régulation de la qualité de l'air", non traité dans l'étude, permettrait d'évaluer les effets de l'écosystème sur les flux de NH₃. D'un point de vue général, cela pointe le fait que l'indicateur choisi pour l'évaluation de chaque SE est en relation directe avec les flux de matière ou d'énergie d'intérêt pour l'évaluation de celui-ci.

L'indicateur du SE de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N est calculé comme suit :

$$N \text{ non lixivié} = \text{entrées de N minéral (fertilisation, minéralisation nette)} - \text{lixiviation de N}$$

Cette quantité est également exprimée en **proportion des entrées de N** (quantité de N non lixivié divisée par les entrées de N minéral). Ces deux indicateurs sont évalués en considérant les apports d'intrants (pratiques agricoles "actuelles").

Des **simulations "systèmes actuels"**, dans lesquelles la conduite des systèmes est représentative du mode de gestion actuel dominant des agroécosystèmes (en termes de fertilisation azotée, gestion des résidus de culture et irrigation du maïs), ont d'abord permis d'estimer le niveau (absolu ou relatif) de SE effectivement rendu par les écosystèmes agricoles considérant les apports d'intrants réalisés sur la période de référence.

Les deux indicateurs ont également été calculés selon différents jeux de simulation alternatifs :

- l'effet de la présence de couverts intermédiaires a été testé en utilisant un **jeu de simulation alternatif "sans couvert intermédiaire"** dans les UPC situées en Zone Vulnérable (autres pratiques inchangées) ;
- l'effet de l'irrigation a été testé en utilisant un **jeu de simulation alternatif "sans irrigation"** dans les UPC comportant des cultures de maïs classiquement irriguées (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations de référence).

Niveau de fourniture du SE

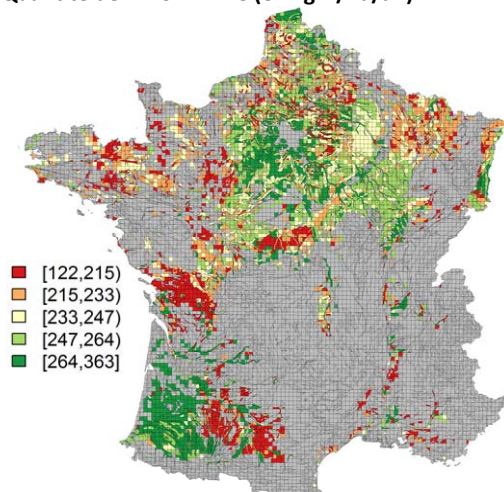
Comme précédemment (voir chapitres 2 et 3), seuls les résultats obtenus sur grandes cultures via STICS sont présentés ci-après. Les deux indicateurs ont été interprétés au regard de différentes caractéristiques des écosystèmes agricoles modélisés : type de sol, réserve utile (RU), type de climat, type de séquence¹...

La quantité annuelle moyenne de N minéral non lixivié varie de 122 à 363 kg N/ha/an (moyenne de 242 kg N/ha/an), soit de 55 à 100 % (moyenne de 86 %) du N minéralisé par l'écosystème et apporté *via* la fertilisation azotée (Figure 4-2).

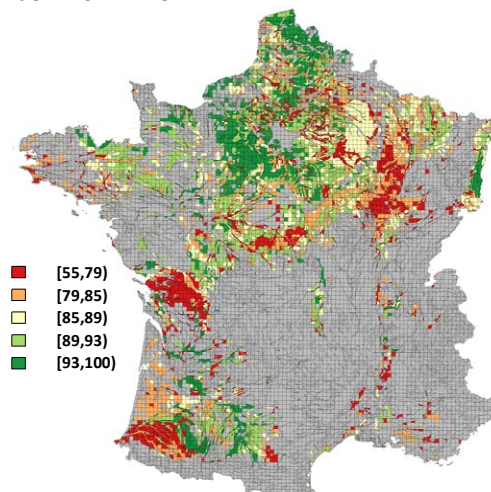
Figure 4-2. Quantité (a.) et proportion (b.) annuelles moyennes de N non lixivié estimées pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques observées

Résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (y. c. Corse) : pas de simulations "grandes cultures" ; UPC blanches : exclues de l'analyse.

a. Quantité de N non lixivié (en kg N/ha/an)



b. % de N non lixivié



Les niveaux absolus de SE les plus élevés (>264 kg N non lixivié /ha/an) sont essentiellement situés dans le sud-ouest de la France (Landes, piémont des Pyrénées Atlantiques et le long de la Garonne), au cœur du bassin parisien, dans les Flandres et ponctuellement en Alsace et dans le sillon rhodanien. Il est possible que ces régions soient associées à un plus haut niveau d'absorption de N par les cultures en place (par exemple le maïs irrigué ; *cf. infra*).

Certaines régions présentant un niveau absolu de SE plus faible sont néanmoins associées à un niveau relatif de SE élevé ; c'est par exemple le cas du bassin moyen de la Garonne, du grand Ouest et du plateau Lorrain, où environ 90 à 100 % du N n'est pas lixivié. La divergence de résultats entre les deux indicateurs peut s'expliquer par le fait qu'une faible quantité de N non lixivié peut résulter d'une faible quantité de N minéral présent dans l'écosystème – en raison par exemple de faibles apports exogènes (de l'ordre de 50 kg N/ha sur tournesol).

On trouve enfin des valeurs plus faibles, tant en quantité qu'en proportion, dans le Sud du Bassin du Rhône, dans le Berry et dans le Poitou. Les points rouges disséminés sur la carte pourraient représenter des situations spécifiques caractérisées par des potentiels de rendement faibles et des apports (simulés) de N minéral trop élevés. Il conviendrait donc de les examiner plus précisément afin d'en comprendre les déterminants pour confirmer ou infirmer le résultat obtenu ici.

La quantité de N non lixivié est fortement corrélée positivement avec la quantité de N absorbé par le couvert. Cette relation positive existe également – bien que moins forte – avec l'indicateur de niveau relatif de SE.

L'indicateur de niveau absolu de SE est d'ailleurs également corrélé positivement avec le niveau de fertilisation minérale azotée et la quantité de N minéralisé, et semble également d'autant plus élevé que la RU est importante. Ces corrélations peuvent s'expliquer par la relation positive entre l'absorption de N par le couvert et la croissance des cultures, celle-ci étant favorisée par les apports d'engrais, une minéralisation importante et des sols à forte RU. Aussi,

¹ Toutes les combinaisons [indicateur X variable] n'ont pas été examinées dans le temps imparti à l'étude.

une grande majorité du N minéral est "retenue" par le sol et le couvert des systèmes actuels de grande culture, et, pour une petite part, perdue sous forme d'émissions gazeuses.

Les indicateurs ne sont pas ou peu corrélés avec l'intensité du drainage : seule une faible corrélation négative est établie entre la proportion de N non lixivié et la quantité d'eau drainée, résultat surprenant et à consolider puisqu'il est avéré, dans la littérature scientifique, que le drainage conditionne fortement le niveau d'azote lixivié.

Effet du type de séquence de culture sur le niveau de fourniture du SE

A l'échelle de la France et de la rotation, aucune corrélation n'émerge entre les indicateurs du niveau de SE et les différentes caractéristiques des rotations : taux de céréales, de maïs, de cultures d'hiver, de légumineuses, ou encore longueur de rotation. En revanche, la comparaison des simulations "avec" et "sans couvert intermédiaire" (CI) montre un **effet globalement positif de la couverture du sol pendant les périodes d'interculture sur les niveaux absolu et relatif du SE**, et ce quel que soit le type de climat, la texture du sol ou la nature des séquences. Ce résultat est cohérent avec le fait que le niveau de fourniture du SE est étroitement lié au prélèvement de N par le couvert, la CI constituant une source de prélèvement complémentaire dans le temps à celle de la culture de rente. Cet effet reste néanmoins limité du fait de la faible fréquence d'introduction de ces couverts dans les séquences simulées : en moyenne, les CI absorbent 13 kg N/ha/an.

Effet de l'irrigation sur le niveau de fourniture du SE

Toutes choses égales par ailleurs, la comparaison des simulations "avec et "sans irrigation" dans les UPC comportant des cultures de maïs classiquement irriguées montre que **l'irrigation améliore le niveau de SE tant en absolu qu'en relatif**. Cet effet positif est essentiellement dû à une augmentation de la quantité de N absorbé par la culture de rente lorsqu'elle est irriguée. 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 deux 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 moindre si la fertilisation azotée est réduite**, mais il demeure tout de même positif.

Perspectives d'amélioration

Il serait tout d'abord intéressant d'**approfondir l'analyse de l'effet des pratiques sur le niveau de fourniture du SE en affinant les simulations**. En premier lieu, comme pour l'évaluation de la fourniture de N minéral aux les plantes cultivées (chapitre 2), les **pratiques de fertilisation** n'ont pu être représentées qu'à grands traits (résolution régionale) du fait du manque de finesse des données permettant de les caractériser. Outre l'adaptation nécessaire de leur estimation au potentiel de rendement de chaque situation pédoclimatique, il serait nécessaire d'examiner finement l'effet du type de fertilisation azotée (minéral versus organique) sur le niveau de SE. En second lieu, comme expliqué ci-avant, l'effet limité de **l'implantation d'une CI** sur la quantité et la proportion de N non lixivié pourrait résulter de la faible occurrence de ces couverts dans les simulations. Les effets d'une implantation plus systématique de ces couverts, avec des durées d'installation plus longues, pourraient être également examinés. Enfin, l'analyse n'a que peu porté sur l'impact de la **gestion des résidus** et des modalités de **travail du sol**, points qui mériteraient un focus particulier dans de futures études.

A plus long terme, il serait souhaitable d'analyser les dynamiques temporelles du niveau de SE en fonction de l'évolution du taux de MO des sols sous l'effet des systèmes de culture simulés. Il devrait en effet être possible d'observer des tendances à la baisse ou à l'augmentation du niveau de SE du fait de cette dynamique. Plus globalement, **l'effet de systèmes de culture dit "alternatifs"**, tels que ceux basés sur la combinaison d'un non travail du sol, d'une couverture du sol permanente et de rotations diversifiées devrait à terme être analysé. Pour cela, il sera nécessaire de développer une meilleure compréhension des processus en jeu, de réaliser un travail d'évaluation des modèles de simulation quant à leur capacité à représenter ces systèmes de culture et, si nécessaire, une adaptation de ceux-ci pour réaliser une évaluation de ce type de systèmes sur une large gamme de situations pédoclimatiques.

Enfin, l'évaluation du SE devrait être complétée en **intégrant les contaminants non pris en compte dans la présente étude, notamment les pesticides, le P et le COD**.

Des recherches sont nécessaires pour acquérir des données sur la **biodégradation des pesticides** dans différents pédoclimats et développer des modèles prédictifs permettant d'évaluer le potentiel d'atténuation des sols agricoles. Des études récentes d'écologie microbienne suggèrent que la quantification de l'abondance et de l'activité des populations microbiennes 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, mais elles ne sont pas encore déployées à grande échelle. Une directive cadre européenne sur la protection des sols pourrait imposer l'estimation de l'impact *a posteriori* des pesticides sur les microorganismes du sol, et donc conduire à la

stématisation de ces analyses de sol. Notons que l'EFSA (*European Food Safety Authority*) a publié plusieurs avis scientifiques relatifs à l'évaluation *a priori* du risque environnemental causé par les pesticides, encourageant les scientifiques à développer des bioindicateurs microbiens pouvant rendre compte des SE rendus par les sols, tels que l'atténuation naturelle des pesticides.

La quantité de P non perdue par érosion pourrait constituer un indicateur du niveau de **régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du P**. Il pourrait être calculé en développant une méthodologie intégrant la distribution spatiale des stocks de P dans la couche arable des sols agricoles français (cartographie existante, travaux de Delmas *et. al*, 2015²) et une cartographie des risques érosifs de ces sols (telle que produite pour l'évaluation du SE de stabilisation des sols et contrôle de l'érosion – voir chapitre 2). Cet indicateur pourrait être affiné en tenant compte des apports de fertilisants phosphatés pour en analyser l'effet sur le niveau de SE.

Enfin, un modèle de culture comme EPIC³, qui simule les **flux de COD** dans le sol et hors du sol exploré par les racines, pourrait être utilisé pour une première évaluation de la capacité des écosystèmes agricoles à limiter la perte de COD dans l'eau percolée sous la rhizosphère. Son utilisation nécessiterait cependant un important travail de calibration pour les conditions agropédologiques françaises.

4.1.2. Contribution des écosystèmes agricoles à la régulation du climat

L'augmentation de la température à la surface du globe depuis le début de l'ère industrielle, témoignant du changement climatique, dépend de la concentration en gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. La régulation du climat renvoie au maintien de l'augmentation de la température moyenne du globe, et suppose donc une réduction des émissions mondiales de GES. En France, le secteur agricole représente 19 % de ces émissions⁴. L'atténuation des émissions de GES liées à ce secteur représente donc un enjeu important dans le cadre de la politique engagée par la France (objectif de réduction de 75 % des émissions de GES d'ici 2050 par rapport à 1990). La réduction de l'impact de l'agriculture peut se faire *via* des évolutions du système agro-alimentaire global, des modifications des pratiques agricoles ou encore en favorisant certains processus à l'œuvre dans les écosystèmes, comme le stockage de carbone (C) dans le sol ou dans la biomasse ligneuse ou les processus d'atténuation des émissions de GES. Dans le contexte de l'analyse des SE, c'est sur ce troisième levier que porte la présente analyse.

La plupart des travaux relatifs aux flux de GES associés aux écosystèmes agricoles ne mobilisent pas le concept de SE. 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 distinguer ce qui relève de l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles (notamment les apports d'engrais azotés), de ce qui relève du SE de régulation de ces émissions fourni par l'écosystème agricole.

Dans la présente étude, le **SE de régulation du climat global est défini comme l'ensemble des processus d'une part de 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), **d'autre part d'atténuation des émissions de protoxyde d'azote (N₂O) et de méthane (CH₄)**, les deux principaux GES d'origine agricole. *A noter que les flux de GES liés à la consommation d'énergie et aux changements d'affectation des sols sont hors du périmètre de la présente étude.*

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

Stockage de C

Une fraction importante du C organique apportée au sol est rapidement minéralisée par la biomasse microbienne, mais une part de ce C est incorporée durablement dans le sol avec un temps de résidence pouvant aller de plusieurs années à plusieurs siècles.

La biodiversité planifiée et associée joue un rôle clef dans le stockage de C dans le sol. Ainsi, la nature et la distribution spatiotemporelle des **couverts végétaux (prairie, culture)**, ainsi que les prélèvements de biomasses et les restitutions de déjections par les **animaux pâturant**, conditionnent la quantité de C apportée au sol – *via* les racines, les restitutions de biomasse végétale aérienne (ex. matériel sénescant, résidus) et les restitutions animales –, sa nature biochimique et donc sa biodégradabilité. Les caractéristiques des couverts végétaux déterminent également l'intensité de la respiration hétérotrophe liée à l'activité microbienne, qui correspond à une voie de sortie du C vers l'atmosphère sous forme de

² 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

³ <http://epicapex.tamu.edu/epic/>

⁴ incluant les émissions de CO₂ liées à la consommation d'énergie fossile du secteur.

dioxyde de carbone (CO₂). La **faune du sol** et la **biomasse microbienne** sont à l'origine des transformations du C incorporé (consommation, redistribution, minéralisation...).

Concernant les déterminants abiotiques, la **structure et la texture du sol** déterminent la **température et l'oxygénation du sol** et sa **teneur en eau** qui, combinées aux caractéristiques du sol en termes de composition (**ex. allophanes, carbonates, nutriments**) déterminent l'activité des organismes du sol et donc la vitesse de minéralisation du C et les processus de stabilisation du C organique. Enfin, le SE de **stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion** contribue à la conservation des stocks de C par protection des couches superficielles des sols, souvent les plus riches en C organique (cf. chapitre 2).

Le **stockage de C dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles** provient quant à lui du CO₂ prélevé dans l'atmosphère par photosynthèse. Il est déterminé par la **nature et la distribution spatiotemporelle de la végétation ligneuse présente** (arbres isolés, bosquets, haies de différentes natures...). Notons que près de 80 % des îlots du Registre Parcellaire Graphique (2012) incluent des formations ligneuses dans leur emprise spatiale (hors vignes et vergers).

Flux de N₂O et de CH₄

Si les émissions de CO₂ représentent 10 % des émissions du secteur agricole, le N₂O et le CH₄ comptent respectivement pour 50 % et 40 % en équivalent CO₂ (CO₂e).

Dans l'état actuel des connaissances il est difficile de distinguer les facteurs biophysiques dont dépendent les émissions de N₂O et ceux dont dépend la capacité du sol à les réguler. Le N₂O est produit lors des transformations microbiennes du N dans les sols et dans les effluents d'élevage (étapes de nitrification⁵ et dénitrification⁶). Les émissions sont essentiellement liées à l'usage des engrais azotés, minéraux et organiques. Outre la nature des **communautés bactériennes** présentes, dont dépend en partie le potentiel de dénitrification, les principaux facteurs physico-chimiques identifiés dont dépendent les émissions sont la **concentration en nitrate et en ammonium**, la **disponibilité en C organique**, le **degré de saturation en eau du sol** (qui contrôle l'importance relative de la nitrification et de la dénitrification), la **température du sol** (qui contrôle l'activité des microorganismes), et le **pH** (dont dépend en particulier la capacité du sol à réduire le N₂O en N₂).

La **production de CH₄** résulte de l'activité d'une **microflore méthanogène** active lors de la fermentation de matières organiques en conditions anaérobies. En France, la quasi-totalité des flux de CH₄ dans les écosystèmes agricoles sont liés aux émissions entériques des ruminants, qui résultent de l'activité de microorganismes hébergés dans leur tube digestif. Outre la nature et l'activité de la microflore bactérienne du rumen liées à la nature de l'alimentation, les principaux facteurs biophysiques identifiés dont dépendent les émissions de CH₄ sont l'espèce, le génotype et l'âge de l'animal. Les émissions de CH₄ liées aux effluents d'élevage se produisent très majoritairement hors de l'écosystème agricole (en bâtiment d'élevage ou sur le site de stockage) et, de ce fait, ne sont pas considérées dans l'étude.

Facteurs exogènes

Outre le **climat**, qui influence l'intensité des processus en jeu dans les cycles du N et du C, certaines pratiques ont un effet sur le stockage de C dans les sols et dans la biomasse ligneuse et sur les flux de N₂O et de CH₄.

Stockage de C

La **fertilisation**, l'**irrigation**, la **gestion des résidus de récolte** (exportation, mulch, enfouissement), les **modes d'exploitation ou d'entretien des prairies** (fauche, broyage) et les **apports d'amendements organiques** (volume, nature et modalités d'apport) déterminent le volume et la dynamique des retours de C au sol. Le **travail du sol** peut influencer sur le stockage de C *via* un effet sur l'incorporation des produits organiques et la vitesse de minéralisation du C du sol. Les **modes d'entretien ou d'exploitation des formations ligneuses** associées aux écosystèmes agricoles (haies, bosquets...) déterminent leur croissance et donc la dynamique de stockage de C associée.

Flux de N₂O et de CH₄

Les pratiques de **fertilisation azotée minérale et organique** conditionnent les concentrations en nitrate et en ammonium dans les sols. Les pratiques de **gestion du statut acido-basique du sol par chaulage ou amendement** influent également sur les émissions de N₂O, qui sont diminuées par une augmentation du pH. Le **travail du sol et la gestion de l'eau** (drainage, irrigation) influencent les conditions physico-chimiques dont dépendent les transformations du N du sol. Enfin, l'**alimentation des ruminants** et les modes d'**épandage des effluents d'élevage** conditionnent fortement les émissions de CH₄.

⁵ Oxydation biologique de l'ammonium en nitrites puis en nitrates : NH₃ → NO₂⁻ → NO₃⁻

⁶ Réduction successive des formes oxydées solubles de N en composés gazeux : NO₃⁻ (nitrate) → NO₂⁻ → NO → N₂O → N₂ (diazote)

• Quantification biophysique de la régulation du climat global par atténuation des émissions de GES et stockage de C

La plupart des travaux relatifs au SE de régulation du climat global portent sur des écosystèmes peu anthropisés, et utilisent le stockage de C dans le sol ou dans la végétation ligneuse comme indicateurs du niveau de SE. Les études ciblées sur le secteur agricole traitent plutôt de l'impact des agroécosystèmes sur le climat que de la capacité de l'écosystème agricole à le réguler. Initialement focalisées sur l'un des trois GES (CO_2 , N_2O et CH_4 – cf. *infra*), un nombre croissant de références portent sur le bilan GES complet des agroécosystèmes, c.-à-d. le bilan annuel des émissions nettes des trois GES pondérées 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 à l'échelle d'une parcelle, d'un ensemble de parcelles, d'un territoire ou encore d'un pays ; (ii) les approches de type "analyse de cycle de vie" (ACV), qui évaluent les impacts environnementaux (notamment "l'empreinte carbone") 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'approche de type "source-puits" est plus appropriée à l'analyse des SE puisqu'elle se focalise sur le fonctionnement des écosystèmes. Cette approche est d'ailleurs celle privilégiée dans les travaux du programme MAES, basés sur des indicateurs de stock ou de flux de C rapportés à l'unité de surface d'écosystème. L'approche de type ACV considère quant à elle la totalité du système socio-écologique, dont l'agroécosystème n'est qu'une des sous-parties. Elle ne peut donc être appliquée aux seuls écosystèmes agricoles.

Méthodologie d'évaluation retenue dans l'étude

Le SE recouvre deux composantes : le stockage de C dans le sol, et l'atténuation des émissions de N_2O et de CH_4 . La capacité des sols à réduire le N_2O en N_2 est très variable en fonction des types de sol, et dépend des communautés microbiennes hébergées et des conditions physico-chimiques qui contrôlent leur fonctionnement. L'identification des facteurs biologiques et physico-chimiques à l'origine de cette variabilité à différentes échelles constitue un front de recherche actuel. Aussi, les connaissances disponibles ne permettent pas d'envisager une cartographie de cette composante du SE de régulation du climat à l'échelle de la France. La conceptualisation et les méthodes d'évaluation d'un SE de régulation des émissions entériques de CH_4 restent par ailleurs à développer. En conséquence, **seule la composante "stockage de C" du SE a été quantifiée dans le cadre de l'étude**. En cohérence avec les travaux existants, deux indicateurs ont été calculés : (i) **la quantité de C stockée dans la matière organique du sol et la biomasse ligneuse**, qui mesure une quantité de C durablement soustraite de l'atmosphère du fait de la présence de l'écosystème ; (ii) **la variation annuelle de stock de C**, qui mesure la contribution actuelle de l'écosystème à la réduction de la concentration en CO_2 dans l'atmosphère (du fait de contraintes de temps et de moyens, seul le stockage annuel de C dans le sol a été calculé). **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 déjà présent dans l'écosystème et (ii) le stockage additionnel de C atmosphérique au fil du temps.**

Le **stock de C dans les sols** a été calculé à une résolution fine à partir des résultats de travaux antérieurs sur les teneurs en C des sols et les stocks associés. Le **stock de C dans la biomasse ligneuse**, a été estimé en multipliant un ordre de grandeur de la quantité de C stockée par unité de surface de formation ligneuse⁷ avec les surfaces occupées par ces formations dans les îlots du Registre Parcellaire Graphique-RPG (couche végétation de la BD-TOPO® de l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN)). Grâce à l'information sur l'occupation des sols contenue dans le RPG, ces deux indicateurs ont pu être calculés à la résolution de l'îlot cultural puis agrégés à la résolution de l'UPC.

Le **taux d'évolution annuel moyen du stock de C organique dans le sol** a été calculé à l'aide du dispositif de simulation développé spécifiquement pour l'étude. Il correspond à la variation annuelle moyenne du stock de C dans le sol entre le premier et le dernier jour de simulation (effectuées sur 30 années – cf. Encadré 2-1). Dans la même logique que pour l'évaluation de la régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis du N, des **simulations "systèmes actuels"** ont permis d'estimer le niveau de SE **effectivement rendu** par les écosystèmes agricoles considérant les apports d'intrants réalisés sur la période de référence. L'effet de la présence de couverts intermédiaires sur le niveau de fourniture du SE a été testé en utilisant un **jeu de simulation alternatif "sans couvert intermédiaire"** dans les UPC situées en Zone Vulnérable (autres pratiques inchangées).

⁷ Données issues de l'outil Climagri® développé par Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie <http://www.ademe.fr/expertises/produire-autrement/production-agricole/passer-a-l'action/dossier/evaluation-environnementale-agriculture/loutil-climagri>

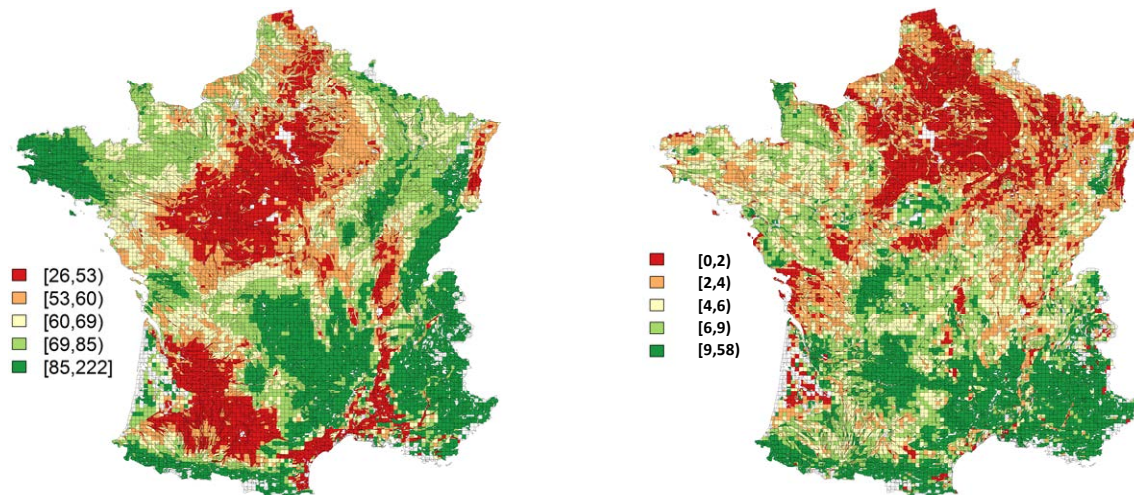
Stock actuel de C dans les écosystèmes agricoles

Le stock total de C des écosystèmes agricoles, associé à la fois au sol et aux formations ligneuses situées dans leur emprise, atteint une moyenne de 71 t C/ha (figure 4-4). La figure 4-5 présente la distribution spatiale du stock de C des formations ligneuses en % du stock total.

Figure 4-4. Stock total de C des écosystèmes agricoles (sol 0-30 cm et formations ligneuses) en t C/ha

Figure 4-5. Stock de C associé aux formations ligneuses en % du stock total de C des écosystèmes agricoles

Résolution spatiale : UPC ; UPC blanches (y.c. Corse) : non estimées.
Les classes de valeurs correspondent à des quintiles



En moyenne, le stock de C dans l'horizon 0-0,3 m du sol est de 59 t C/ha sous grande culture et 76 t C/ha sous prairie. Ces valeurs sont proches de celles de la littérature. Les stocks de C dans l'horizon 0-1 m (non représentés ici) sont d'un peu moins du double de ceux observés sur l'horizon 0-0,3 m. **Ces résultats traduisent un effet combiné du pédoclimat et du mode d'occupation du sol sur les stocks de C.** En cohérence avec la littérature, **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). Ces 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, vallée de la Saône et du Rhône, Alsace, Limagne). A noter des stocks élevés sous grandes cultures en Bretagne, Charente maritime, Lorraine et plateau Barrois, pouvant s'expliquer par l'historique d'occupation du sol (sols anciennement en prairie en Bretagne et en Charentes), 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 extrapolant ces résultats à l'ensemble des surfaces de grandes cultures (15,8 Mha) et de prairies (9,7 Mha) estimés à partir du RPG, **l'horizon 0-30 cm des sols de grande culture et de prairie représentent au total un stock de l'ordre de 1,75 milliards de tonnes de C, soit 47 % du stock total de C des sols français⁸.** Ce stock équivaut à 16 ans d'émissions françaises de GES tous secteurs cumulés, voire le double si on considère l'horizon 0-1m. **Malgré un stock par unité de surface moindre que celui des prairies, les écosystèmes agricoles de grande culture représentent le stock le plus important du fait d'une surface concernée plus importante.**

La figure 4-5 met en évidence l'importance relative du stock de C du sol dans la constitution de celui des écosystèmes agricoles. **Le stock de C associé aux formations ligneuses représente en moyenne 7 % du stock de C total de l'écosystème – voire moins de 5 % si on considère le stock du sol sur l'horizon 0-1m – et très rarement plus de 20 %.** Ce pourcentage est particulièrement faible dans le Bassin Parisien (à l'exception de la bordure Ouest), malgré un stock de C dans le sol faible, du fait des très faibles surfaces de formations ligneuses. Il est plus important en zone méditerranéenne, en zone de montagne et en Sologne. En valeur absolue, le stock de C associé aux formations ligneuses varie de 0 à 8 t C/ha, avec une moyenne de 5 t C/ha. La distribution géographique des valeurs est, par construction de l'indicateur, directement liée à celle des formations ligneuses : les valeurs plus faibles sont observées dans les zones de grande culture, notamment dans Bassin parisien où les formations arborées sont peu nombreuses. A l'inverse, les zones de montagne (et, dans une moindre mesure, la zone bocagère de l'Ouest) présentent les valeurs de stock les plus élevées. Notons que si les formations ligneuses contribuent peu au stock de C total des écosystèmes agricoles, leur conservation est néanmoins associée à un enjeu fort du fait de l'importance des éléments semi-naturels dans la fourniture de nombreux SE (régulation des bioagresseurs, pollinisation, etc.).

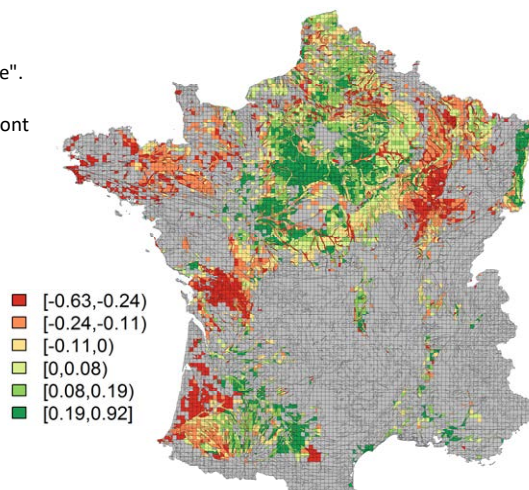
⁸ estimé à 3.725 Pg d'après Meersmans, J. et al. (2012). A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(4), pp. 841–851. doi: 10.1007/s13593-012-0086-9.

Taux d'évolution annuel du stock de C organique dans le sol des écosystèmes de grande culture

La figure 4-6 présente la variation moyenne annuelle du stock de C dans les sols de grande culture simulée avec STICS considérant les pratiques agricoles actuelles. On observe des taux de stockage annuels majoritairement compris entre -0,5 % et +0,4 % (c.-à-d. entre -5 et +4 pour mille), avec en moyenne un déstockage de -0,03 % par an (déstockage, -0,3 pour mille).

Figure 4-6. Stockage moyen annuel de C dans l'horizon 0-0,3m du sol estimé pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées (en %)

Taux de variation relatif moyen annuel du stock de C
 Résolution spatiale : UPC
 UPC grisées (y.c. Corse) = pas de simulation "grande culture".
 UPC blanches = exclues de l'analyse.
 Les trois classes négatives et les trois classes positives sont respectivement de taille égale.



Les situations de déstockage (en rouge) correspondent aux zones où il existe un stock initial élevé, elles sont signalées dans le paragraphe précédent (Bretagne, Charente Maritime, Lorraine et plateau Barrois) (cf. Figure 4-4). Ce résultat laisse entendre que les systèmes de culture actuellement pratiqués dans ces régions ne permettraient pas de maintenir le stock de C du sol à son niveau actuel. En Bretagne, où les stocks de C dans les sols cultivés sont élevés, les simulations montrent une tendance à la diminution malgré des apports d'engrais organiques liés à la présence d'élevage. Considérant les hypothèses du plan de simulation, ces apports ne permettent pas de compenser la dynamique de déstockage liée aux faibles restitutions de résidus (maïs récolté en ensilage et paille exportée) et aux 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 en place permettent de maintenir voire d'augmenter légèrement les stocks** (Bassin Parisien, Bassin moyen de la Garonne, Alsace). Ce résultat converge avec d'autres travaux, et peut s'expliquer par les pratiques simulées dans ces régions où l'élevage est peu présent et qui sont situées en Zone Vulnérable aux nitrates : enfouissement des pailles et des cannes du maïs grain, implantation de cultures intermédiaires (cf. *infra*).

A noter que dans les régions de grande culture, les accroissements de stocks simulés sont majoritairement inférieurs à 2 pour mille (0,2 %), et très rarement supérieurs à 3 pour mille (0,3 %).

L'examen de la corrélation entre l'indicateur du niveau de SE et le type de sol montre que **le stockage de C est plus élevé en sol argileux qu'en sol sableux**, en accord avec ce que l'on sait des facteurs biophysiques et facteurs exogènes qui contrôlent la dynamique du C du sol. Cet "effet sol", combiné au climat océanique favorable à la minéralisation, peut d'ailleurs expliquer la diminution des stocks simulés dans les Landes. Le stockage de C tend à être d'autant plus élevé que les apports organiques sont importants, mais la relation est lâche, probablement en raison de la multiplicité des facteurs qui conditionnent le devenir de ces matières (ex. le niveau de stock actuel, le climat).

Enfin, la comparaison des simulations avec et sans cultures intermédiaires confirme l'effet positif de ces dernières sur le stockage de C : **en moyenne sur l'ensemble des simulations, la perte de C est réduite de 38 kg C/ha/an en présence de cultures intermédiaires**. Comme pour le SE de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, cet effet néanmoins limité de l'implantation d'une CI sur le déstockage de C serait lié à la faible occurrence de ces couverts dans les simulations et à la durée de couverture simulée.

Perspectives d'amélioration

Cette étude montre qu'une quantification spatialisée des possibilités de stockage additionnel selon les contextes pédoclimatiques et agronomiques est réalisable. Les leviers techniques mobilisables sont assez bien connus, mais les pistes à privilégier selon les contextes, et les possibilités de combiner plusieurs leviers, doivent être davantage explorées. Un traitement plus approfondi des résultats des simulations permettrait d'y contribuer *via* l'analyse de l'effet sur le bilan carbone des systèmes de culture des successions de culture, de la nature des fertilisants, du mode de gestion des couverts intermédiaires, du mode d'exploitation des formations ligneuses, etc. Parallèlement, il est

nécessaire de poursuivre l'effort de recherche sur les processus à l'origine des émissions de N₂O, cette étude en confirme le poids dans le bilan GES des écosystèmes agricoles, mais ils sont encore très mal connus. Notons qu'une fonction de pédotransfert permettant de cartographier la capacité du sol à réduire le N₂O en N₂ à l'échelle de la France est en cours de développement par l'Inra.

Des approches systémiques et à large échelle doivent compléter celles à l'échelle locale. Par ailleurs, d'autres configurations de systèmes de culture que celles en place actuellement pourraient être simulées pour en tester les effets en termes de stockage de C à l'échelle d'un territoire (réassociation agriculture-élevage, recyclage accru des produits organiques d'origine urbaine par exemple). Compte tenu du rôle central du C organique dans plusieurs propriétés et SE rendus par les sols, l'effet d'une augmentation des teneurs sur ces autres services devrait aussi être examiné.

4.2. Contribution au potentiel récréatif du paysage

4.2.1. La définition de services "culturels" rendus par les écosystèmes

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 : "spirituelles et symboliques" et "physiques et intellectuelles" (Tableau 4-2).

Tableau 4-2. Contenu de la catégorie "services culturels" de la CICES

Typologie CICES		Exemples
Interactions "spirituelles et symboliques" avec les composantes biophysiques des écosystèmes et les paysages	Valeur symbolique ou sacrée	<i>Plantes et animaux emblématiques, lieux associés à la spiritualité...</i>
	Valeur d'existence ou de transmission	<i>Volonté de préserver la biodiversité et satisfaction de savoir qu'elle existe</i>
Interactions "physiques et intellectuelles" avec les composantes biophysiques des écosystèmes et les paysages	Interactions physiques <i>in situ</i>	<i>Activités récréatives in situ : promenade, chasse et pêche, observation de la faune...</i>
	Interactions intellectuelles et <i>ex situ</i>	<i>L'écosystème comme objet d'expérimentations, de représentations artistiques...</i>

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 1). 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 problématique, 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 EFSE 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.

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. Les sections ci-après proposent 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.

L'analyse des "services récréatifs avec prélèvement", définis comme la capacité de l'écosystème à servir de support aux activités de chasse et de cueillette, 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...). Des pistes méthodologiques sont présentées dans le rapport scientifique de l'étude. Ci-après, l'accent est mis sur l'analyse des "services récréatifs sans prélèvement" (randonnée, agritourisme, observation de la faune et de la flore...).

4.2.2. Les caractéristiques de l'écosystème agricole supports d'activités récréatives sans prélèvement

Les activités récréatives "sans prélèvement" recouvrent plusieurs types d'activités de plein air : observation de la faune et de la flore *in situ*, randonnée, agritourisme... Ces activités 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 tel SE, défini 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**, appelé ci-après "**potentiel récréatif des écosystèmes agricoles**".

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 Paysage. 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 qu'ils y associent, 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 biophysiques et leurs usages récréatifs.

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. En conséquence, l'exploitation du potentiel récréatif des écosystèmes, donc le niveau de SE effectivement rendu par les écosystèmes, est conditionnée à leur accessibilité au public.

• Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

Déterminants biophysiques

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 (ex. rochers). Ainsi, le **patron spatiotemporel des cultures** (assolement), ainsi que la **structure du parcellaire et des habitats semi-naturels**, qui détermine celle du paysage (talus, haies, bosquets, arbres isolés...), sont les déterminants biophysiques clefs de la capacité d'un paysage à fournir ce SE récréatif.

Par ailleurs, les éléments patrimoniaux et construits situés dans l'emprise des écosystèmes agricoles (bâtiments, granges, murets, etc.) sont également des composantes clefs du paysage perçu par le public. Dans l'attrait qu'exercent les écosystèmes agricoles pour les usages récréatifs, il est souvent difficile d'identifier la part respective des éléments des écosystèmes et celle des éléments bâtis (l.s.) et construits.

Facteurs exogènes

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 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.

Enfin, il est important de souligner que les conditions d'accessibilité aux composantes biophysiques des écosystèmes agricoles sont déterminantes de la "transformation" d'un potentiel de SE récréatif en SE effectif aux pratiquants des activités récréatives. Ainsi, les infrastructures de transport sont nécessaires pour accéder aux sites, et des infrastructures et des aménagements sont requis pour les exploiter *via* certaines activités récréatives : pistes cyclables, chemins de randonnées, lieux d'observation des animaux...

• Quantification du niveau de fourniture du SE

Dans le cadre du programme MAES, l'évaluation du SE s'appuie 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, longueur des chemins pédestres et des pistes cyclables. Ces variables permettent d'approcher le

niveau de SE effectivement rendu par les paysages dans leur ensemble, mais non de quantifier la contribution spécifique des écosystèmes agricoles.

D'autres travaux, conduits par le Joint Research Center (JRC), proposent une méthodologie d'évaluation du potentiel récréatif des écosystèmes à une résolution fine (mailles de 100m) à partir d'un indicateur combinant (i) une estimation du potentiel récréatif du site, fondé notamment sur la notion de naturalité des espaces (*cf. infra*), et (ii) une estimation de la proximité du site par rapport aux lieux d'habitation. Cet indicateur est ensuite analysé au regard d'un indicateur de demande potentielle en SE, représentée par le nombre de trajets potentiels des individus résidant à proximité du site (seules les activités récréatives praticables dans le voisinage du lieu de résidence et n'excédant pas la journée sont considérées ici).

Méthodologie d'évaluation retenue dans l'étude

En reprenant la méthodologie élaborée par le JRC (Paracchini *et al.*, 2014)⁹, le niveau de SE potentiellement rendu par les écosystèmes agricoles (potentiel récréatif) a été évalué en calculant leur **degré de naturalité** à résolution fine, pour l'ensemble des pixels "agricoles" du territoire. Cet indicateur estime le niveau d'anthropisation d'un écosystème par rapport à un écosystème naturel potentiel. L'examen des résultats apportés par cet indicateur permet de **tester la pertinence de cette hypothèse dans le cas de son application aux écosystèmes agricoles**.

Niveau potentiel de SE : potentiel récréatif des écosystèmes agricoles

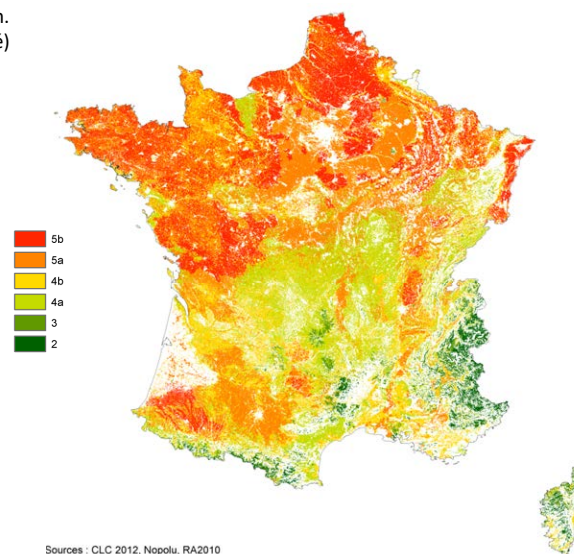
La cartographie du degré de naturalité des écosystèmes agricoles français, indicateur de la capacité des écosystèmes agricoles français à offrir un cadre à la pratique d'activités récréatives, est présentée en figure 4-7.

Moins de 5 % de la SAU est associée à un degré de naturalité élevé (classes 2 et 3). Ces écosystèmes correspondent aux pelouses et pâturages naturels situés en haute montagne (Alpes / Pyrénées) et localement dans le Massif Central (Grands causses, Sud-Est du Limousin). La grande majorité des écosystèmes agricoles français présente un degré de naturalité moyen – reste du massif Central, Basse Normandie, montagnes de l'Est, correspondant à des zones de vignobles et de prairies – voire faible – les deux bassins de grandes cultures, le grand-ouest et le sud-ouest.

L'indicateur retenu ici repose sur l'hypothèse d'une relation positive entre l'attractivité des écosystèmes et leur degré de naturalité. Or 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 hébergent des attributs paysagers connus pour être attrayants pour les activités récréatives (par exemple le bocage de basse Normandie, le vignoble du Val de Loire ou de Bourgogne). **Le degré de naturalité est donc insuffisant pour rendre compte du potentiel récréatif des écosystèmes agricoles et mériterait d'être complété par un descripteur de la dimension culturelle associée aux écosystèmes voire aux paysages agricoles** (mosaïque d'écosystèmes en majorité de type agricole).

Figure 4-7. Degré de naturalité des écosystèmes agricoles

L'indicateur est sans unité, présenté à la résolution 100m*100m.
La gamme de couleurs varie du rouge (faible degré de naturalité)
au vert (haut degré de naturalité)



⁹ 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.

Perspectives méthodologiques : vers la quantification du niveau de SE effectivement rendu

L'exploitation du potentiel récréatif des écosystèmes est conditionnée à leur accessibilité, et ce, quel que soit le type d'écosystème considéré. Le niveau de SE effectivement rendu à la société ne peut donc être quantifié qu'en tenant compte de l'accessibilité de ces écosystèmes.

Faute de données représentatives de la fréquentation effective des sites à l'échelle de la France entière, un indicateur de fréquentation potentielle des sites a été proposé par le JRC et peut être calculé pour n'importe quel pays. Il consiste à estimer le nombre potentiel de trajets journaliers de courte distance (environ 8 km au maximum) entre le lieu de résidence et les sites offrant l'opportunité de pratiquer des activités récréatives. Il repose sur l'hypothèse selon laquelle la probabilité d'un déplacement depuis le lieu de résidence vers une autre localité diminue en fonction de la distance euclidienne entre les deux sites. Cet indicateur pourrait donc être employé pour calculer le nombre de trajets potentiels depuis les lieux de résidence (pixels "urbains") vers les écosystèmes ou les paysages agricoles (pixels "agricoles"). Pondérer le potentiel récréatif des écosystèmes agricoles par leur fréquentation potentielle ainsi estimée donnerait une **première appréciation de la manière dont les Français sont susceptibles de bénéficier du potentiel récréatif des écosystèmes agricoles situés à proximité de leur lieu de résidence.**

Sous réserve de disposer d'un indicateur du potentiel récréatif des écosystèmes plus robuste que le degré de naturalité (*cf. supra*), **plusieurs améliorations seraient néanmoins à apporter à l'indicateur de fréquentation potentielle** de ces écosystèmes.

En premier lieu, la distance considérée dans le modèle développé par le JRC est celle qui sépare les sites de destination des aires urbaines. Une piste d'amélioration consisterait à considérer des distances-temps plutôt que des distances euclidiennes. En effet, 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.

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, ce dernier pouvant varier selon que l'on se place dans le cadre d'activités récréatives journalières ou de séjours de plus longue durée, ou encore dépendre partiellement des caractéristiques démographiques des aires urbaines de résidence (notamment la densité de population et les classes socio-professionnelles).

Enfin, l'accessibilité d'un site pour les pratiques récréatives dépend également de la manière dont ces espaces sont rendus praticables par l'existence d'un réseau de sentiers et chemins de randonnée dans leur emprise spatiale (accessibilité "interne"). Cette accessibilité mériterait d'être caractérisée et prise en compte dans l'indicateur de potentiel de fréquentation des écosystèmes agricoles car ces réseaux conditionnent fortement la circulation des individus en leur sein, 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 cette composante de l'indicateur du niveau de fourniture du SE.

4.3. Synthèse

Le tableau 4-3 récapitule, pour chaque SE quantifié dans le cadre de l'étude, les caractéristiques principales de l'évaluation réalisée. Les SE présentés dans ce chapitre ne sont pas spécifiquement rendus par les écosystèmes agricoles, mais ces derniers contribuent à la fourniture de SE qui bénéficient à la société dans son ensemble. Ces SE relèvent de deux grandes catégories.

4.3.1. Contribution des écosystèmes agricoles à la régulation de la qualité biophysique du cadre de vie

Les écosystèmes agricoles contribuent, de par leur fonctionnement, à la qualité biophysique du cadre de vie, *via* la régulation de la qualité de l'eau (utilisable ensuite pour des usages variés), et la régulation du climat. Une analyse transversale des caractéristiques de ces SE met en évidence le rôle central de trois éléments de l'écosystème dans leur fourniture : (i) la configuration spatiotemporelle de l'écosystème (couverts végétaux gérés et animaux), (ii) la matière organique du sol, et (iii) la vie du sol.

Notons que si ces SE sont produits par l'unité fonctionnelle que constitue la parcelle agricole (incluant les éléments semi-naturels situés dans son emprise), l'espace géographique au sein duquel les bénéficiaires en retirent les avantages est bien plus large. Ainsi, les SE de régulation de la qualité de l'eau s'expriment potentiellement à l'échelle du bassin versant, tandis que le SE de régulation du climat global s'exprime à l'échelle de la planète entière.

Tableau 4-3. Récapitulatif des méthodes d'évaluation biophysique (indicateurs) mises en œuvre dans l'étude pour quantifier les SE rendus à la société

Service écosystémique	Indicateur(s) biophysique(s)	Types d'écosystèmes agricoles concernés par l'évaluation	- Unité de l'indicateur - Résolution spatiale du calcul	Nature des données et outils mobilisés	Robustesse de l'évaluation ^a
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Différentiel de taux d'érosion entre la situation actuelle et la situation de référence (sol nu) → <i>indicateur du niveau effectif de SE</i>	Toute la SAU classifiée en 4 grands types d'écosystèmes agricoles ^e	- tonne de sol /ha/an (2011-12) - maille de 100 m	Modèle Mesales	+++
Stockage et restitution d'eau bleue	Rendement en eau → <i>indicateur du niveau potentiel de SE</i>	Grandes cultures (8 cultures)*	- mm d'eau /an (moyenne 1984-2013) - UPC ^b	Modèle STICS*	+++
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N	Quantité annuelle moyenne de N non lixivié → <i>indicateur du niveau effectif de SE</i>	Grandes cultures (8 cultures)*	- kg N/ha/an et en % (moyenne 1984-2013) - UPC	Modèle STICS*	+++
Régulation du climat global par stockage de C	(i) Quantité de C stockée dans la MO du sol et dans la biomasse ligneuse → <i>indicateur du niveau effectif de SE</i>	Toute la SAU ^d	- tonne de C /ha ("état actuel" ^c) - UPC	(i) Traitement des données Inra-Infosol et de la littérature	++
	(ii) Variation annuelle moyenne du stock de C du sol → <i>indicateur du niveau effectif de SE</i>	Grandes cultures (8 cultures)*	- % (moyenne 1984-2013) - UPC	(ii) Modèle STICS*	+++
Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)	Degré de naturalité des écosystèmes agricoles → <i>indicateur du niveau potentiel de SE</i>	Toute la SAU ^d	- sans unité ("état actuel") - maille de 100 m	Adaptation de la procédure de Paracchini <i>et al.</i> (2014)	++

* Plan de simulation élaboré pour les écosystèmes prairiaux mais non mis en œuvre dans le temps imparti à l'étude

^a Évaluation qualitative 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

^b UPC = unité pédoclimatique définie spécifiquement pour l'étude

^c "état 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.

^d Indice calculé sur l'ensemble du territoire métropolitain, mais seuls les résultats relatifs aux pixels "agricoles" sont présentés dans cette synthèse.

Plusieurs grandes tendances peuvent être dégagées des résultats d'évaluation des SE de "régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N" et de "régulation du climat global par stockage de C".

Concernant la régulation de la qualité de l'eau, le niveau de SE est d'autant plus élevé que le niveau de biomasse produit est important : c'est **avant tout un processus de rétention de l'azote dans la biomasse récoltée ou restituée au sol** qui détermine le niveau de SE. Aussi, comme cela est démontré dans les travaux précédents, **la couverture du sol pendant les périodes de ruissellement (régulation du P) ou de drainage (N et COD) potentiels est un déterminant majeur du niveau de ce SE**. Comme dans le cas de l'évaluation du SE de « Stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion », la comparaison des valeurs d'indicateur d'azote non lixivié en absolu et relatif, permet de montrer qu'un faible niveau de SE en absolu ne signifie pas que le niveau de SE relatif est faible : une faible quantité d'azote non lixivié peut en effet correspondre à une très grande part de l'azote entrant.

Concernant la régulation du climat global, les deux composantes clefs de ce SE que sont la conservation du stock et le stockage additionnel sont très liées l'une à l'autre : pour des pratiques agricoles et un pédoclimat donnés, **le niveau de stock actuel détermine fortement le niveau potentiel de stockage additionnel**. Cette interaction est à l'origine d'un constat qui peut troubler : ce serait dans les zones à plus faible niveau de stock – autrement dit les grands bassins céréaliers intensifs – que l'on trouverait principalement les écosystèmes qui permettent un stockage additionnel, alors que dans les zones d'élevage, les systèmes de culture en place pourraient conduire à un déstockage important. Si l'on se réfère à l'objectif international de promouvoir des pratiques agricoles permettant d'atteindre un stockage additionnel annuel de C dans le sol de 4 pour mille (0,4 %), les écosystèmes actuels permettant de stocker du C présenteraient une dynamique le plus souvent bien inférieure à ce niveau, et, plus encore, de nombreux écosystèmes agricoles déstockeraient actuellement du C.

Pour poursuivre ces analyses préliminaires, il serait nécessaire d'**analyser plus finement (i) les déterminants des niveaux de SE étudiés** (ex. quels rôles relatifs des pratiques d'exportation de biomasse et d'apport d'effluents d'élevage), **(ii) les dynamiques temporelles de ces niveaux de SE** en fonction de l'évolution du taux de MO des sols sous l'effet des systèmes de culture simulés et, sur la base des résultats de ces deux types d'analyse, **(iii) d'analyser le niveau de SE rendus par des systèmes de culture dit "alternatifs"** visant à conserver le stock, permettre un stockage additionnel de C et atteindre les objectifs de productions de biens agricoles, végétaux et animaux qui leur sont affectés.

Enfin, d'un point de vue conceptuel, notons qu'il n'est pas fait de distinction explicite, dans l'analyse exposée ci-dessus, entre le statut du processus de stockage et celui de déstockage de carbone par l'écosystème. Pourtant, alors que le processus de stockage correspond bien à l'une des deux composantes du SE, le déstockage relève plutôt soit d'un dis-service soit d'un impact négatif des activités agricoles (voir chapitre 1). La clarification du statut du processus de déstockage de carbone dans les écosystèmes agricoles reste donc à affiner et stabiliser.

4.3.2. Potentiel récréatif des écosystèmes agricoles

Les écosystèmes agricoles, comme les autres types d'écosystèmes, sont des éléments constitutifs du paysage qui, *via* la perception qu'en a l'Homme, sont plus ou moins attractifs pour la pratique d'activités récréatives. En ce sens, le patron spatiotemporel des cultures (assolement), ainsi que la structure du parcellaire et des habitats semi-naturels constituent des déterminants biophysiques du potentiel d'attractivité du paysage. Pour autant, tels que définis dans la typologie CICES, les "services" récréatifs peuvent difficilement être examinés *via* le cadre d'analyse adopté dans la présente étude. Les "services" récréatifs sont par définition rendus par le paysage dans son ensemble, espace au sein duquel plusieurs types d'écosystèmes se côtoient. Les SE de régulations biologiques sont eux-aussi rendus par le paysage dans sa globalité et pas uniquement par l'écosystème agricole au sens strict (parcelle). Néanmoins, si les SE de régulations biologiques sont rendus à l'échelle du seul écosystème agricole (parcelle), le potentiel récréatif s'exprime à l'échelle du paysage tout entier. En conséquence, l'entrée par grands types d'écosystèmes n'apparaît pas pertinente pour examiner ce type de "services" rendus à la fois par la nature et par l'agencement relatif des différents types d'écosystèmes au sein du paysage. Ainsi, les éléments présentés dans le cadre de l'étude visent plutôt à proposer des pistes pour redéfinir les "services" récréatifs, et pour identifier les limites associées aux méthodes d'évaluation existantes.

5. L'évaluation économique des services écosystémiques : précautions et difficultés

Une des grandes approches développées dans la littérature sur l'évaluation économique des SE, compatible avec la démarche adoptée dans l'étude, consiste à attribuer une valeur économique aux SE à partir d'une évaluation biophysique du niveau de fourniture de ces derniers. L'objectif est de mettre à disposition des décideurs une évaluation économique des SE lorsqu'ils sont menacés, ou en vue de leur restauration. Ce type d'approche permet de donner un ordre de grandeur des coûts qui devraient être supportés par la société si le recours à l'utilisation de technologies de substitution était nécessaire (ex. engrais azotés de synthèse en remplacement du SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées), ou encore au regard des pertes liées à la disparition des SE (ex. pertes de récolte en l'absence de régulation des insectes ravageurs).

Dans cette logique, une analyse des méthodes d'évaluation économique des SE a été réalisée pour huit des douze SE de régulation instruits dans l'étude et pour lesquels l'évaluation biophysique a été menée à son terme. A partir d'exemples, ce chapitre illustre les difficultés d'ordres méthodologique et conceptuel associées à l'évaluation économique des SE.

Notons qu'il n'est pas possible de réaliser une évaluation économique d'un SE dont la caractérisation biophysique est trop indirecte (indicateur biophysique qui rend compte de l'un des déterminants biophysiques du SE mais pas directement du SE). En conséquence, le calcul d'une valeur économique à proprement parler n'a pu être réalisé que pour trois SE intrants pour lesquels les indicateurs biophysiques peuvent être directement utilisés dans la mise en œuvre d'une méthode d'évaluation économique – fourniture d'azote minéral stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées et pollinisation des espèces cultivées. Les résultats obtenus sont préliminaires et donc à utiliser avec précaution. L'évaluation économique du SE de régulation du climat global pourrait également être envisagée à court terme, sous réserve de disposer de données complémentaires. Pour les autres SE, pour lesquels un travail supplémentaire est nécessaire pour aboutir à des indicateurs biophysiques plus directs, des pistes méthodologiques pour une future évaluation économique ont été proposées.

5.1. Méthodes mobilisables pour l'évaluation économique des services écosystémiques

Dans le cadre de la présente étude, seule l'évaluation des SE qui font l'objet d'usages effectifs par la société ou par le gestionnaire de l'écosystème agricole a été instruite. Les méthodes de **préférences révélées**¹, fondées sur l'observation du comportement marchand réel des bénéficiaires des SE donc sur des informations généralement plus facilement accessibles et objectives, ont été privilégiées pour réaliser ce travail. Pour des SE actuellement non exploités mais qui seraient susceptible de l'être dans le futur (par exemple l'exploitation des ressources génétiques issues du microbiote du sol), l'évaluation économique devrait s'appuyer sur des scénarios explicites qui impliquent des hypothèses fortes, tant sur les choix politiques que sur l'évolution du contexte international.

Dans ce cadre méthodologique, une approche habituelle en économie est de considérer une certaine corrépondance entre les comportements observés sur les marchés (c'est-à-dire les quantités offertes et demandées pour les biens échangés) et la satisfaction que chaque individu en retire, mesurée en termes d'utilité pour l'agent consommateur et de profit pour l'agent producteur. Lorsqu'un bien ou un *service*² est directement échangé sur un marché, il est classique de recourir à son **prix de marché** comme indicateur de sa valeur économique. Le prix unitaire révèle en effet l'adéquation entre la quantité qui est offerte et celle qui est demandée, c'est-à-dire devant satisfaire les besoins des agents. La valeur économique des **biens agricoles, échangés sur les marchés**, est donc classiquement mesurée *via* l'utilisation de leur prix d'échange. Aussi, leur quantification économique ne relève pas d'un champ de recherche et n'a pas été réalisée dans le cadre de l'étude.

Au contraire, **les SE**, tels que définis dans le cadre d'analyse retenu dans cette étude, contribuent à la satisfaction d'une demande qui émane des agents économiques sensibles à la variation de leur niveau de fourniture, mais **ne font pas directement l'objet de transactions sur des marchés**. La demande de la société (ou du gestionnaire de l'écosystème agricole, selon le bénéficiaire considéré) n'est donc pas directement observable. En revanche, il est possible d'observer la variation de la consommation de certains biens marchands qui sont liés à ces SE, par exemple, certains intrants

¹ Méthodes qui permettent d'obtenir des valeurs *ex post*, estimées indirectement à partir des prix pratiqués sur des marchés sur lesquels sont échangés des biens dont la consommation est liée au SE d'intérêt.

² Au sens de la comptabilité nationale.

possible d'observer la variation de la consommation de certains biens marchands qui sont liés à ces SE, par exemple, certains intrants exogènes pouvant se substituer aux SE "intrants". L'estimation de la valeur des SE à partir de la demande pour des biens et des *services* marchands ou quasi-marchands qui représentent des substituts aux SE comme facteurs de production a été au cœur du développement des approches mobilisant des **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, le comportement de l'agent producteur, les usages de technologies de substitution et les variations de la production agricole. L'application de telles méthodes pour l'évaluation économique n'est donc possible que lorsque les connaissances scientifiques sur les interactions entre SE, comportements socio-économiques et production agricole sont suffisamment avancées. Or, cette information manque souvent et la caractérisation de ce lien n'entraîne pas dans le champ de la présente étude.

En l'absence d'informations sur ces interactions, deux méthodes sont fréquemment utilisées pour réaliser l'évaluation économique des SE³.

L'une consiste à estimer le **coût de remplacement** du SE par une alternative "artificielle" visant à compenser totalement son absence (ou sa disparition) et donc à maintenir le fonctionnement de l'écosystème (toutes choses égales par ailleurs). Ce coût est alors estimé par le prix de marché de la technologie utilisée comme alternative au SE. Cette méthode a ainsi été utilisée pour évaluer le SE de **fourniture d'azote minéral** et le SE de **stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées**, pour lesquels l'évaluation biophysique a permis d'estimer la quantité d'intrants (respectivement les engrais azotés et l'eau d'irrigation) que ces SE peuvent permettre à l'agriculteur d'économiser. L'application de la méthode des coûts de remplacement peut fournir une estimation fiable de la valeur économique des SE, à condition que l'alternative technologique choisie pour l'évaluation fournisse le même avantage, qu'elle constitue une solution fiable, socialement acceptable et que son coût soit inférieur ou égal à la valeur de l'avantage dérivé du SE. Dans le cas contraire, l'option la plus logique pour le gestionnaire de l'écosystème agricole serait de reconfigurer l'écosystème (et donc de stopper ou modifier le système de production) plutôt que de maintenir la production "à tout prix" en l'absence du SE.

L'autre méthode estime le coût des **dommages évités** grâce à l'existence du SE. Appliqué au cas des SE "intrants", il s'agit d'estimer le coût des pertes de production qui surviendraient dans le cas où l'écosystème agricole ne fournirait pas (ou plus) le SE, considérant qu'aucune mesure ne serait prise par le gestionnaire de l'écosystème agricole en cas de disparition du SE. Une manière équivalente d'aborder le problème est de quantifier la part de la production agricole liée au SE (toutes choses égales par ailleurs). La valeur économique est ensuite obtenue *via* les prix de marché associés aux biens agricoles concernés. C'est dans cette logique qu'ont été évaluées la part de la production agricole liée aux **SE intrants "N et eau" (considérés ensemble)** et la part de la production liée au SE de **pollinisation des espèces cultivées**.

Notons néanmoins que la limite de ces approches s'appuyant sur des prix de marché réside dans le fait qu'elles supposent que les prix sont des bons indicateurs de la demande sociale et de la rareté des biens et *services* utilisés pour remplacer les SE. Or, les prix du marché intègrent souvent un ensemble d'enjeux sociaux ou politiques comme des subventions, et ne sont pas forcément le reflet des préférences.

Enfin, du fait de la diversité des méthodes d'évaluation employées, il est exclu d'additionner les valeurs économiques calculées pour chaque SE en vue d'estimer la valeur globale des SE rendus par les écosystèmes agricoles.

5.2. Evaluation économique de la contribution des services écosystémiques intrants à la production agricole

Dans le cadre de cette étude, une valeur économique a pu être calculée pour trois SE intrants : (i) les deux SE de fourniture d'azote minéral et de restitution de l'eau aux plantes cultivées, d'une part pris séparément, et d'autre part considérés ensemble pour quantifier la part de la production agricole qui leur est imputable, et (ii) le SE de pollinisation des espèces cultivées dont la contribution à l'élaboration du rendement est mesurable.

³ Les deux autres méthodes relatives à l'approche des préférences révélées sont peu adaptées à l'évaluation des SE de régulation. Ainsi, la méthode des coûts de transports ne pourrait s'appliquer qu'à l'évaluation du potentiel récréatif d'un paysage, via le montant des dépenses encourues pour accéder à un lieu donné et pour y exercer une activité récréative. La méthode des prix hédoniques consiste quant à elle 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. Cette méthode s'applique donc essentiellement au prix de l'immobilier dans un environnement présentant des caractéristiques particulières (attributs paysagers, pollution ponctuelle, etc.). Outre leur caractère spécifique à certains types d'objets économiques, ces méthodes peuvent difficilement être appliquées à grande échelle.

5.2.1. Propositions pour les services écosystémiques de fourniture d'azote minéral et de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées

La méthode des coûts de remplacement a été retenue car c'est la plus adaptée pour évaluer séparément les SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées. Concernant l'azote, la compensation d'un déficit d'azote minéral par des apports d'engrais exogènes est la réponse optimale que le gestionnaire de l'agroécosystème peut apporter. L'estimation des coûts de remplacement représente donc plus exactement la valeur économique du SE (sous l'hypothèse que le niveau d'apport de référence est optimal) que l'évaluation des pertes de rendement. Concernant l'eau, l'examen des pertes de rendement qui surviendraient en cas d'absence du SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées ne fait pas sens car en l'absence totale de mécanismes de mise à disposition du couvert de l'eau issue des précipitations, la production serait nulle.

Ceci étant dit, une autre évaluation biophysique a permis de quantifier la part de la production agricole imputable à ces deux SE considérés conjointement (toutes choses égales par ailleurs). Une fois monétarisée, cette part peut également être considérée comme une proposition de valeur économique de cet ensemble de SE dans une approche d'évaluation par les dommages évités.

• Evaluation du SE de fourniture d'azote minéral et du SE de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées

L'évaluation biophysique des SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées ont permis de quantifier le niveau de fourniture de ces deux SE, à savoir la quantité moyenne annuelle d'azote minéral fourni par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture (par fixation symbiotique et par minéralisation), et la quantité moyenne annuelle d'eau transpirée par la culture de rente. L'évaluation économique de ces SE peut donc être réalisée en estimant le coût des engrais azotés de synthèse d'une part, et de l'eau d'irrigation d'autre part, qu'il serait nécessaire d'apporter pour maintenir le niveau de production en l'absence du SE, en supposant que le gestionnaire de l'écosystème agricole compense l'absence du SE par des apports optimisés relativement aux besoins de la culture. Les coûts respectifs de remplacement de chacun de ces SE, pour une culture et un espace géographique donné, sont alors calculés de la manière suivante :

- pour le SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées :

$$\begin{aligned} \text{Valeur économique du SE (VE}_{SE} \text{ en €/an)} &= \text{Quantité moyenne d'azote fournie par l'écosystème à la culture (en kg} \\ &\quad \text{N/ha/an)}^4 \\ &\times \text{Surfaces moyenne des cultures sur la période 2010-2012 (ha)} \\ &\times \text{Prix de marché de l'azote (€/kgN)} \end{aligned}$$

- pour le SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées :

$$\begin{aligned} \text{Valeur économique du SE (VE}_{SE} \text{ en €/an)} &= \text{Quantité moyenne d'eau transpirée par la culture (en m}^3\text{/ha/an)} \\ &\times \text{Surfaces moyenne des cultures sur la période 2010-2012 (ha)} \\ &\times \text{Coût de l'irrigation (en €/m}^3\text{)} \end{aligned}$$

Dans les deux cas, la valeur VE_{SE} obtenue pour chaque culture pour les surfaces simulées a été extrapolée à la surface totale de la culture à l'échelle France entière.

Si l'on dispose facilement, *via* la statistique agricole, d'un prix de marché moyen de l'azote (0,85 €/kgN sur la période janvier 2008- janvier 2016), le coût de l'irrigation est, quant à lui, plus difficile à établir. En effet, ce coût est très variable suivant les ressources mobilisées et les équipements d'irrigation employés. Une analyse de ces coûts recensés dans la littérature grise portant sur le contexte français conclut que le coût moyen de l'irrigation à l'échelle de la France entière varie de 0,04 €/m³ à 0,335 ct €/m³, sans qu'il soit possible de spatialiser ces données. Or, on sait que le coût de l'irrigation présente une forte variabilité géographique. En l'absence de données plus précises, ces deux valeurs extrêmes ont donc été utilisées en guise de fourchette.

Les résultats de l'évaluation économique des deux SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées sont présentés dans le tableau 5-1. Ils correspondent à un premier ordre de grandeur du coût de remplacement de ces deux SE pour les surfaces d'écosystèmes agricoles couvertes par les huit cultures majeures en France (représentant 91 % des surfaces de grandes cultures et cultures industrielles de France métropolitaine). Ces valeurs doivent être analysées avec la plus grande précaution.

⁴ L'évaluation biophysique a livré la quantité moyenne annuelle d'azote fournie et d'eau restituée par l'écosystème à l'échelle du système de culture entier et non pas culture par culture. Une première étape de calcul consiste donc à appliquer aux résultats une procédure de changement d'échelle afin d'obtenir une valeur par culture et par unité pédoclimatique (UPC).

Tableau 5-1. Valeurs annuelles moyennes de SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées à l'échelle France entière estimées pour huit cultures par la méthode des coûts de remplacement

Les valeurs correspondent à des moyennes sur la période 2010-2012.

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).

SE : Culture :	SE fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées (M€/an)	SE stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées (M€/an)		Représentativité des surfaces prises en compte dans le dispositif de simulation
		Coût minimal	Coût maximal	
Betterave sucrière	45	86	719	69 %
Blé tendre	369	31	256	66 %
Orge	98	110	920	72 %
Colza	120	331	2 775	68 %
Maïs fourrage	105	122	1 023	31 %
Maïs grain	191	25	213	53 %
Pois de printemps	43	83	697	19 %
Tournesol	43	15	122	53 %

Tout d'abord, ces valeurs n'ont pas vocation à être utilisées telles quelles dans un objectif de prise de décision. Calculer une valeur nationale revient à envisager les situations extrêmes dans lesquelles il serait nécessaire de fertiliser ou d'irriguer l'ensemble des cultures en réaction à la disparition de chacun des deux SE pour toutes les surfaces des cultures considérées. En plus de leur caractère improbable sur le plan biophysique, de telles situations d'absence généralisée de l'un ou l'autre de ces SE auraient nécessairement un impact important sur la disponibilité et le prix des engrais de synthèse et de l'eau d'irrigation et des rétroactions sur le comportement des gestionnaires des écosystèmes agricoles, deux phénomènes qui ne sont pas pris en compte dans le calcul. A titre de comparaison, le coût d'une sécheresse totale en France serait en réalité celui d'une perte de l'ensemble des récoltes. En conséquence, il serait souhaitable de borner le coût d'irrigation ou de fertilisation par le coût d'opportunité, c'est-à-dire la différence entre les marges réalisées par l'agriculteur en situation actuelle (en présence du SE) et en situation "sans SE". En effet, au-delà d'un certain seuil, il devient plus rentable de stopper la culture ou d'en changer la nature, autrement dit de reconfigurer l'écosystème agricole.

Pour la raison évoquée ci-dessus, il est délicat de sommer les valeurs obtenues culture par culture afin d'estimer un total "toutes cultures". Les valeurs obtenues pour chaque culture sont par ailleurs d'autant plus incertaines que la surface cultivée prise en compte dans le dispositif de simulation est faible comparée 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, les valeurs obtenues pour le pois de printemps et le maïs fourrage, et dans une moindre mesure pour le maïs grain et pour le tournesol, sont particulièrement incertaines puisque les surfaces de ces cultures dans les UPC simulées représentent à peine la moitié de leur surface totale France entière, voire beaucoup moins pour le pois et le maïs fourrage. Ces faibles représentativités sont liées au fait que ces cultures sont faiblement représentées dans les séquences dominantes (en termes de surface) qui ont été simulées avec STICS dans chaque UPC (voir Encadré 2-1). 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, contrairement au SE de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées, l'évaluation du SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées n'a permis de quantifier que le niveau potentiel rendu par l'écosystème agricole, et non pas effectivement exploité par l'agriculteur. La valeur économique calculée sur cette base est donc nécessairement surestimée. De plus, dans cette approche il est fait l'hypothèse que le gestionnaire de l'écosystème agricole compenserait l'absence de SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées par l'utilisation exclusive d'engrais de synthèse. Or d'autres stratégies de fertilisation pourraient être développées, notamment l'épandage d'engrais organique ou la réduction des exportations de biomasse. Comme mentionné ci-avant, le niveau des coûts de remplacement peut conduire l'agriculteur à reconfigurer l'écosystème, par exemple en introduisant des légumineuses comme culture rente ou en couvert intermédiaire. Élaborer des hypothèses d'adaptation des pratiques combinant ces trois leviers et évaluer leurs effets biophysiques et économiques ne relevait cependant pas du champ de l'étude.

• Valeur de la part de la production végétale permise par les SE intrants "N et eau"

En parallèle de l'évaluation économique des SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées présentée ci-avant, la valeur monétaire que représente la part de la production végétale permise par ces deux SE (VE_{prodSE}) a été calculée comme suit pour chacune des cultures concernées par l'analyse :

$$VE_{prodSE} (\text{€/an}) = \text{Part moyenne de la production permise par les SE intrants "N et eau"} \\ \times \text{Rendement moyen sur les années 2010-2012 (t/an)} \\ \times \text{Surface moyenne sur les années 2010-2012 (ha)} \\ \times \text{Prix moyen sur les années 2010-2012 (€/t)}^5$$

Pour rappel, la part de la production végétale permise par les SE intrants "N et eau" est calculée comme le ratio moyen (sur la période de simulation) des rendements estimés respectivement sans et avec intrants (irrigation, fertilisation azotée et enfouissement des résidus de culture).

Comme précédemment, la valeur de VE_{prodSE} obtenue pour chaque culture a été extrapolée à la surface totale de la culture à l'échelle France entière. Les résultats de cette évaluation sont présentés dans le tableau 5-2.

Tableau 5-2. Valeurs annuelles moyennes de la part de la production permise par les SE intrants "N et eau" estimées pour sept cultures à l'échelle de la France entière

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.

Culture :	Part moyenne de la production permise par les SE intrants "N et eau" (%)	Valeur moyenne de la part de la production permise par les SE intrants "N 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)
Betterave sucrière	34	456	1 373
Blé ^a	58	4 917	8 605
Orge ^b	58	1 027	1 794
Colza	28	615	2 320
Maïs fourrage ^c	67	1 093	1 589
Maïs grain	41	1 173	3 129
Tournesol	68	539	757
TOTAL	/	9 822	19 567

^a 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.

^b Les surfaces d'orge ont été assimilées à des surfaces de blé tendre en terme de ratio de production permise par les SE.

^c 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.

Les sept cultures listées dans le tableau 5-2 couvrent 89 % des surfaces de grandes cultures et de cultures industrielles en France métropolitaine sur la période 2010 à 2012. Toutes cultures confondues et à l'échelle de la France entière, la valeur moyenne annuelle de la part de la production permise par les SE intrants "N et eau" est de l'ordre de 9,8 milliards d'euros, soit 50 % de la valeur moyenne de la production totale pour les surfaces considérées (valeur totale de production = 19,6 milliards d'euros).

Comme précédemment, une incertitude liée à l'extrapolation des valeurs à la surface cultivée totale est d'autant plus forte que la culture est peu représentée dans les rotations simulées par STICS. Ainsi, les valeurs obtenues pour le maïs fourrage, le maïs grain et le tournesol doivent être considérées avec plus de précaution.

Du fait de la différence entre les méthodes d'évaluation employées respectivement pour évaluer chacun des SE intrants "N et eau", d'une part, et accorder une valeur monétaire à la part de la production végétale permise par ces SE d'autre part, ces deux séries de résultats ne doivent en aucun cas être comparées. Au-delà des limites déjà mentionnées précédemment, les résultats obtenus pour chacun des deux SE de fourniture d'azote minéral et de

⁵ Estimé à partir de la base de données FAOstat

stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées évalués séparément *via* la méthode des coûts de remplacement, ne peuvent être comparés puisque leur évaluation n'est pas fondée sur la même situation de référence ni sur le même type de technologie de substitution. Enfin, sommer ces deux valeurs revient à faire l'hypothèse que les facteurs de productions qui entrent en jeu sont complètement substituables, ce qui n'est pas le cas (du fait des interactions biophysiques entre les processus relatifs à l'azote et à l'eau). En d'autres termes, la comparaison directe entre la somme des deux premières valeurs avec la troisième n'a pas de sens. Ce sont donc deux sources d'information complémentaires sur l'évaluation des SE intrants relatifs à l'eau et l'azote.

5.2.2. Actualisation de l'évaluation du service écosystémique de pollinisation des espèces cultivées

Du fait de l'importance du rôle de la pollinisation dans la production de très nombreuses cultures, notamment pour la plupart des fruits et légumes, plusieurs propositions d'évaluation économique de ce SE existent dans la littérature. Dans le cadre de cette étude, l'analyse a été focalisée sur la pollinisation des espèces cultivées. Du point de vue de l'évaluation économique, seul l'avantage que l'agriculteur (vs. la société) retire directement de ce SE a été considéré.

Une évaluation de ce SE *via* la méthode des coûts de remplacement nécessite d'identifier les techniques alternatives disponibles pour chaque culture. Or, le coût très élevé des options possibles, telles que la pollinisation manuelle, induirait l'arrêt de la production en question et non pas la compensation du SE déficient. C'est donc l'approche des dommages évités qui a été retenue ici.

• Méthode d'évaluation

Certains travaux ont essayé d'extrapoler les impacts de l'absence de pollinisation sur le rendement à partir de situations où les pollinisateurs avaient été exclus. Malgré l'intérêt de cette démarche, les résultats restent trop partiels pour être standardisés. La méthode retenue dans le cadre du programme français EFESE et de la présente étude est fondée sur l'utilisation de ratios de dépendance des rendements des cultures aux pollinisateurs estimés en situations contrôlées proposée par Gallai *et al.* (2009), et reprise par la Food and Agriculture Organization (FAO) et le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) dans le cadre du programme EFESE. Cette méthode repose donc sur les mêmes données que celles utilisées pour calculer l'indice de pollinisation permettant d'estimer le niveau effectif de SE (voir chapitre 2). Depuis la mise en œuvre de cette méthode par le CGDD, les ratios de dépendance des cultures aux pollinisateurs ont été affinés ou révisés (certains à la baisse notamment). Le calcul de la valeur économique du service de pollinisation entomophile (VESPE) développé ci-après consiste donc en une actualisation de l'étude du CGDD intégrant cette révision des ratios.

18 cultures (ou catégories de cultures) dépendantes aux pollinisateurs, dont les rendements sont connus à la résolution départementale *via* la Statistique agricole annuelle, ont été considérées dans cette analyse. Il s'agit de cultures fruitières, maraîchères et oléagineuses. Elles représentent un peu moins de la moitié des cultures pour lesquelles sont renseignés des ratios de dépendance aux pollinisateurs. Les autres cultures n'ont pu être prises en compte car elles ne figurent pas dans la base FAOSTATS utilisée pour collecter les prix à la production. La production de semences n'a pas non plus été prise en compte par manque de données. Ces deux exclusions du calcul conduisent ainsi à sous-estimer la VESPE.

• Résultats et précautions d'interprétation

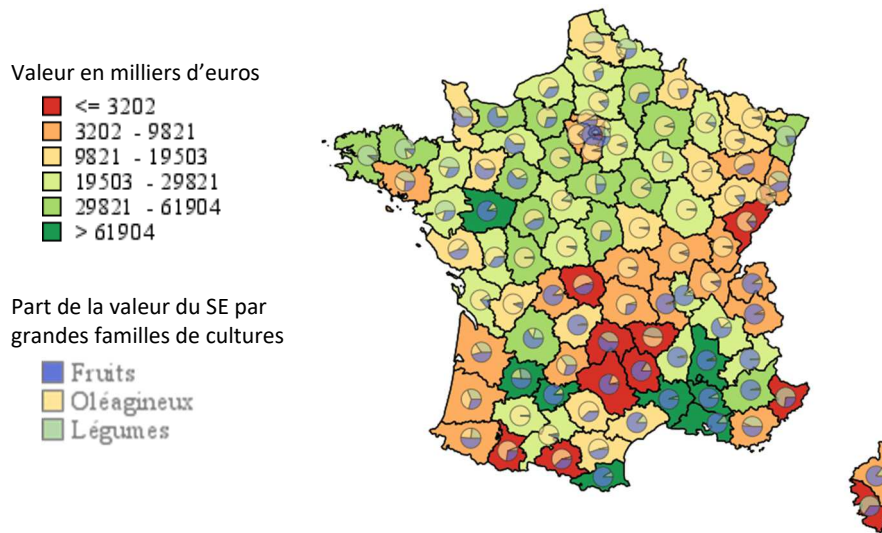
La valeur agrégée du SE de pollinisation des espèces cultivées s'élève en moyenne à 2 milliards d'€ sur les années 2010-12 (avec une faible variation entre les trois années). La figure 5-1 présente la distribution spatiale à la résolution départementale de la VESPE moyenne sur ces trois années.

La variation de la valeur du SE 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 des pollinisateurs dans la valeur de la production agricole de chaque département.

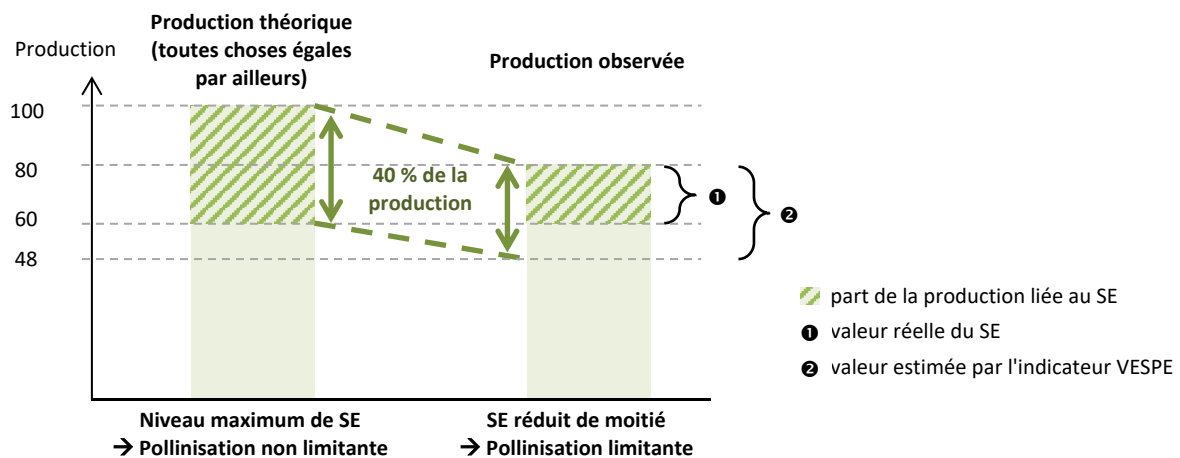
Ainsi, les départements dans lesquels la valeur du SE apparaît la plus élevée sont ceux où les productions fruitières et d'oléagineux sont les plus significatives, et dans une moindre mesure les productions maraîchères (chou-fleur notamment).

Figure 5-1. Distribution spatiale de la valeur économique annuelle moyenne du SE de pollinisation des espèces cultivées sur les années 2010-12⁶



La méthode employée ici apparaît simple et peu coûteuse en données d'entrée. Néanmoins l'indicateur est associé à certains biais qu'il convient de prendre en compte lors de la lecture des résultats. Implicitement, l'hypothèse est faite que le SE de pollinisation des espèces cultivées est rendu à son niveau maximal sur l'ensemble du territoire et pour l'ensemble des cultures. Or, les résultats de l'évaluation biophysique tendent à montrer que le processus de pollinisation peut être un facteur significativement limitant de la production de biens agricoles (voir chapitre 2). Un calcul fictif permet d'illustrer l'effet de ce biais sur les résultats de l'évaluation économique (Figure 5-2). Supposons une culture dont la part du rendement dépendante de la pollinisation entomophile est de 40 %, et dont la production "maximum" sans déficit de pollinisation (toutes choses égales par ailleurs) est de 100 unités. S'il existe un déficit de pollinisation, et que le niveau de SE effectivement rendu à l'agriculteur n'est qu'à la moitié de son maximum, la récolte sera diminuée (toutes choses égales par ailleurs) de la moitié de 40 %, et la production observée (mesurée dans la statistique agricole annuelle) n'atteindra que 80 unités. Or, en considérant que la production observée correspond à la production "maximum", le calcul de la VESPE conduit à surestimer la valeur de la production attribuable au SE. Autrement dit, **lorsque le ratio de dépendance est appliqué à un niveau de production non limité par la pollinisation, il permet d'estimer correctement la valeur économique du SE. En revanche, lorsqu'il est appliqué à un niveau de production limité par la pollinisation, il tend à fournir une estimation biaisée située entre les niveaux de SE effectif et maximum.** Plus le ratio de dépendance et le déficit de pollinisation sont élevés, plus la surestimation de la valeur économique du SE par l'indicateur VESPE est élevée.

Figure 5-2. Illustration de la prise en compte partielle du biais associé à l'indicateur de VESPE dans une situation de déficit de pollinisation



⁶ 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)

Sachant que certaines cultures sont dépendantes à 95 % des pollinisateurs, et étant données les menaces qui pèsent actuellement sur les pollinisateurs, l'amélioration des méthodes permettant de quantifier le SE sur le plan biophysique constitue donc un enjeu fort. En effet, sous réserve de disposer d'un indicateur générique et fiable du déficit de pollinisation, cette information pourrait facilement être intégrée dans le calcul d'une VESPE qui serait alors corrigée du biais identifié ci-dessus.

Par ailleurs, le calcul de la VESPE est très contingent de la qualité et de la significativité du facteur de dépendance des cultures aux pollinisateurs, qui n'est connu que de façon indirecte. Cette estimation de l'effet de la pollinisation sur la production est de plus considérée "toutes choses égales par ailleurs", ce qui est fréquent en analyse économique, mais ne prend pas en compte les interactions pouvant exister entre ce SE et les choix variétaux et les pratiques agricoles.

Rappelons enfin que seul l'avantage du SE de pollinisation des espèces cultivées retiré par l'agriculteur en termes de production agricole est évalué par la VESPE, conformément au champ d'analyse de la présente étude. Or la 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.

5.3. Evaluation économique d'un service écosystémique rendu à la société : exemple de la régulation du climat global

Il est classiquement reconnu que le SE de régulation du climat global ne peut être évalué suivant une approche basée sur l'estimation des coûts de remplacement de stockage du carbone du fait des incertitudes liées au coût, à la fiabilité et à l'acceptabilité sociale des technologies concernées. C'est donc en considérant la **réduction ou l'évitement des émissions de GES** que cette valeur peut être estimée, *via* l'utilisation de la valeur associée à une tonne de carbone (ou de CO₂) non émise dans l'atmosphère. Étant donnée la disjonction temporelle entre la mise en œuvre des actions de réduction de ces émissions et la mesure de leurs effets en termes de changement effectif de la quantité de GES dans l'atmosphère (et donc de changement climatique), l'estimation de la valeur économique du SE repose nécessairement sur la **construction de scénarios d'évolution du contexte socio-économique** (démographie, occupation et usage des sols, etc.). Lorsque l'on se place dans cette démarche, la stratégie d'évaluation diffère selon la définition que l'on retient de la "valeur" : coût associé à la réduction des émissions de GES, prix pratiqués sur les marchés du carbone (qui donnent le coût d'une tonne de carbone non émise dans les secteurs couverts par ces marchés), coût social du carbone (coût marginal des dommages économiques dus à une plus forte concentration de GES dans l'atmosphère) ou encore coût des actions à entreprendre pour ne pas émettre une tonne de carbone supplémentaire ou pour la faire absorber par un puits de carbone. Considérant les diverses méthodes de tarification carbone associées à chacune de ces "valeurs", l'usage du **prix tutélaire du carbone** tel qu'estimé par la commission Quinet pour fixer le montant de la taxe carbone (qui s'applique aux émetteurs de CO₂ en vertu du principe pollueur-payeur), semble être le meilleur compromis, car il constitue la valeur utilisée pour l'ensemble des investissements publics en France.

Sur le plan biophysique, deux composantes clefs du SE de régulation du climat global ont été définies : (i) un service de conservation du stock de carbone et (ii) un service de stockage additionnel de carbone. Cependant, un travail complémentaire conceptuel et méthodologique reste à effectuer pour articuler les deux indicateurs correspondants. Dans la même logique, deux grandeurs peuvent également être évaluées sur le plan économique : (i) la valeur du **stock actuel total de carbone de l'écosystème**, et (ii) celle du **flux annuel de carbone stocké ou émis par l'écosystème agricole**. Cette distinction est importante dans la mesure où les quantités de carbone évaluées sont d'ordre radicalement différent. De plus, elle 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 l'est de façon définitive. Or, le prix du carbone s'applique généralement à une tonne qui ne sera jamais émise. L'évaluation d'un flux annuel de carbone 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 *versus* le flux de carbone au sein de l'écosystème dépend 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, on peut prendre en compte la quantité de carbone séquestrée qui risque d'être émise dans l'atmosphère en cherchant à évaluer son stock. Si on s'intéresse plutôt à des changements de pratiques ou à des menaces plus marginales sur l'écosystème, une analyse en termes de séquestration du carbone sur une période donnée est alors probablement plus pertinente. La présente étude ne portant pas sur les conséquences de changements radicaux d'écosystèmes sur la fourniture de SE, cette posture plaide plutôt en faveur de l'évaluation économique des flux de carbone associés aux écosystèmes agricoles.

Cependant, il pourrait être souhaitable d'évaluer les deux types de composantes : d'une part, la fonction de séquestration annuelle du carbone permettant de réduire la quantité de GES présente dans l'atmosphère, mentionnée ci-dessus et, d'autre part, la fonction de protection qu'offre le stockage du carbone à long terme.

Le calcul de la **valeur économique des flux de carbone** associé à l'écosystème agricole ($Vflux$) sur une période T considéré pourrait prendre 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 la quantité nette de C stockée dans l'écosystème agricole à l'année t , et enfin a le taux d'actualisation public⁷.

Dans le cas où les stocks sont évalués, il est nécessaire de prendre en compte le caractère temporaire du stockage de carbone dans l'écosystème. Une solution serait d'évaluer la part de la quantité totale de carbone stocké non menacé par un changement de pratiques (ou de configuration de l'écosystème), le reste n'étant associé à aucune valeur puisque non stocké sur le long terme. Il s'agirait donc de n'évaluer que la **fraction du capital stocké à très long terme** (au moins 30 ans). Le calcul de la valeur économique du **stockage de carbone à long terme** ($Vstock$) sur la période T pourrait prendre la forme suivante :

$$Vstock = \sum_{t=0}^T TR \times \frac{VE_t \times CS_t}{(1+a)^t}$$

où TR représente le taux de rémunération retenu pour ce capital immobilisé à très long terme⁸, 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. Une étude appliquée à l'écosystème forestier estime à environ 25 % la part du capital stocké à très long terme dans la biomasse ligneuse et à environ 75 % dans le sol. Dans le cas des écosystèmes agricoles de grandes cultures et de prairies, la prise en compte de la partie aérienne semble, en règle générale, peu pertinente. Concernant le stock dans les sols, le pourcentage mobilisé à très long terme serait à définir.

5.4. Des évaluations économiques rendues difficiles par défaut d'articulation entre indicateurs biophysiques et économiques

Au contraire des SE présentés précédemment, lorsque la caractérisation biophysique du SE repose sur des indicateurs indirects de son niveau de fourniture, les méthodes des dommages évités et des coûts de remplacement ne sont pas applicables. Quatre SE se situent dans ce cas de figure : les deux SE de **contrôles biologiques par conservation** rendus à l'agriculteur, le SE de **régulation de la qualité de l'eau drainée** rendu à la société et le SE de **stabilisation des sols et contrôle de l'érosion** rendu aux deux types de bénéficiaires.

5.4.1. Les contrôles biologiques par conservation

En préliminaire, notons que l'ensemble des travaux collectés *via* la revue de littérature effectuée dans le cadre de l'étude sur les méthodes d'évaluation économiques des SE de contrôles biologiques portent sur le SE de régulation des insectes ravageurs des cultures, et non sur la régulation des graines d'adventices. Dans ces travaux, la méthode des dommages évités est la plus employée. La méthode des coûts de remplacement du SE par des pratiques agronomiques (pesticides, travail mécanique...) est également mobilisée.

En l'état actuel, **l'évaluation biophysique des SE de contrôles biologiques réalisée dans le cadre de la présente étude ne permet pas d'estimer les dommages causés par les bioagresseurs**. Les indicateurs biophysiques consistent en effet à prédire la densité des bioagresseurs (nombre de graines d'adventices, taux de croissance des pucerons) ou des prédateurs (carabes). La méthode des dommages évités ne peut donc pas être appliquée. Il serait possible de relier ces indicateurs biophysiques aux pertes de récoltes associées en utilisant des fonctions de dommages, mais ces dernières sont difficiles à établir étant donnée la diversité des couples cultures/bioagresseurs. Des actions de recherche nationales et internationales visent actuellement à faire progresser la connaissance sur ces relations pour les principaux ravageurs des grandes cultures. En admettant que l'on parvienne à identifier ces fonctions de dommages, l'évaluation par les dommages évités conduit à faire l'hypothèse que l'agriculteur n'adapte pas ses

⁷ Dans la littérature, ce taux est fixé à 4 ou 4,5 % selon les travaux.

⁸ Il est proposé un taux de 4 % dans la littérature

pratiques en fonction du niveau de SE. Autrement dit, elle consiste à estimer les niveaux de dommages occasionnés par les bioagresseurs en l'absence totale de SE, toutes choses égales par ailleurs, c'est-à-dire à pratiques agronomiques constantes.

Par ailleurs, **la relation entre régulations biologiques et pesticides est complexe rendant difficile l'emploi de la méthode des coûts de remplacement** : les pesticides remplacent le SE en réduisant les dommages dus aux ravageurs, mais ils sont également susceptibles d'avoir des effets négatifs sur la structure ou l'activité des communautés d'auxiliaires des cultures (prédateurs et parasitoïdes des insectes ravageurs). De plus, comme cela est démontré grâce à l'évaluation biophysique de ces SE (voir chapitre 2), le niveau de SE dépend aussi du contexte paysager dans lequel se situe la parcelle et donc du niveau global d'intensification de l'agriculture, ce qui est rarement inclus dans les évaluations. En conséquence, une diminution ou une disparition du service serait probablement à l'origine d'une compensation partielle par des pesticides à un niveau qu'il est difficile de déterminer en l'absence de données permettant de caractériser le comportement des agriculteurs dans une telle situation.

Une option envisageable pour une évaluation économique future des SE de contrôles biologiques consisterait à définir comment les pratiques agricoles s'adaptent aux variations du niveau de SE. Un modèle intégré, articulant approches économique, agronomique et écologique, permettrait ainsi de simuler les données manquantes et d'évaluer les SE sous un certain nombre d'hypothèses clairement identifiées. Pour être pertinent, un tel modèle doit être calibré pour prendre en compte les spécificités locales des SE de régulations biologiques. Les principales variables d'entrée d'un modèle de ce type 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...), permettant de 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, permettant de 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 des SE à différentes échelles géographiques. Enfin, un tel modèle pourrait être amélioré avec la progression des connaissances sur les phénomènes écologiques et économiques qui déterminent les SE.

5.4.2. La régulation de la qualité de l'eau drainée

Si la qualité des milieux aquatiques a fait l'objet d'un grand nombre d'études visant à estimer sa valeur, ces dernières portent essentiellement sur les zones humides. Or, du fait des spécificités des écosystèmes agricoles, l'évaluation économique du SE rendu par ce type d'écosystème se distingue *a priori* des précédentes identifiées dans la littérature. De plus, certains travaux ne portent pas sur le SE rendu par les écosystèmes, mais plutôt sur le coût que représentent les impacts environnementaux liés aux pratiques agricoles. C'est ainsi le cas de travaux réalisés par le Commissariat général au développement durable sur les coûts des principales pollutions agricoles, qui évaluent les coûts directs de la dégradation de la qualité des ressources et des milieux aquatiques due aux quantités d'azote et de pesticides d'origine agricole dans les nappes et eaux de surfaces en mobilisant les coûts des traitements de potabilisation.

Une étude menée par le Centre d'analyse stratégique estime la valeur économique de la capacité des écosystèmes agricoles à mettre à disposition une eau de bonne qualité sanitaire vis-à-vis des polluants *via* la méthode des **coûts de remplacement** et mobilise trois types de données : (i) la consommation d'eau potable annuelle moyenne ; (ii) le coût de traitement évité ; et (iii) la contribution moyenne de l'écosystème à une eau de qualité, correspondant dans cette méthode à la quantité d'eau purifiée par l'écosystème. Si la consommation moyenne annuelle d'eau potable peut être approchée par les données collectées dans le cadre du Système d'Informations sur les Services Publics d'Eau et d'Assainissement (SISPEA)⁹, et le coût du traitement évité repris par exemple du rapport CAS ou adapté des travaux du CGDD (2011), la principale des interrogations concerne la quantité d'eau considérée "de bonne qualité" qui provient des écosystèmes agricoles et rejoint les masses d'eau bleue. Or, **l'indicateur biophysique du niveau de SE de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote ne correspond pas à une quantité d'eau de qualité restituée par l'écosystème agricole**, mais à une quantité d'azote non lixivié. Les méthodes d'évaluation économique adaptées à la conceptualisation du SE de régulation de la qualité de l'eau et aux résultats de son évaluation biophysique telles que présentées dans cette étude restent donc à développer.

⁹ <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>

5.4.3. La stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion

• Evaluation économique du SE rendu au gestionnaire de l'écosystème agricole

Le SE de stabilisation des sols et contrôle de l'érosion bénéficie au gestionnaire agricole *via* la préservation du potentiel agronomique de la situation de production. Mobiliser la méthode des **dommages évités** nécessite de caractériser l'effet de l'érosion (et des différentes manifestations de la dégradation des sols) sur la productivité agricole. Or, **il est difficile d'établir le lien entre une quantité de sol non érodée (stabilisée) et une quantité de bien agricole non produite**. Appliquer la méthode des **coûts de remplacement** nécessiterait de **définir les pratiques de substitution** permettant de maintenir le rendement, sachant que les pratiques de conservation potentiellement envisageables ne sont pas les mêmes selon le degré d'exposition des parcelles à l'aléa érosion. Une étude récente a proposé une méthode de calcul permettant d'identifier les mesures présentant le meilleur rapport coût-efficacité pour l'agriculteur. L'application de cette méthode au cas particulier du SE de stabilisation des sols et contrôle de l'érosion nécessiterait cependant un travail de recherche supplémentaire visant à établir 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.

• Evaluation économique du SE rendu à la société dans son ensemble

Le SE bénéficie par ailleurs directement à la société *via* la limitation des phénomènes de coulées boueuses et une contribution à la qualité des eaux de surface par réduction de sa charge solide. En théorie, ici l'évaluation économique peut procéder par la méthode des coûts de remplacement, en considérant les dépenses associées aux techniques de traitement de l'eau bleue en vue de ses usages domestiques, usages industriels ou encore récréatifs. La méthode des dommages évités peut par ailleurs être utilisée, en considérant que l'une des valeurs économiques du SE correspond au coût de la restauration des infrastructures et du bâti endommagés par des coulées de boue. En pratique, outre les difficultés pointées dans le cadre de l'évaluation économique des autres SE (cf. sections précédentes), la mise en œuvre de ces méthodes à large échelle est délicate car les effets de l'érosion varient selon les contextes socio-économiques et écologiques des bassins versants étudiés, et ne peuvent donc être appréhendés de façon générique. Les méthodes de préférences révélées s'avèrent donc inapplicables pour évaluer le SE à l'échelle France entière du point de vue du bénéficiaire "société".

5.5. Conclusion

Les exemples développés dans ce chapitre illustrent la nécessité de bien comprendre les mécanismes biophysiques qui sous-tendent la fourniture des SE et de disposer d'indicateur permettant de les quantifier, avant de pouvoir appliquer les théories et les méthodes économiques à ces objets. Néanmoins, même lorsque ces conditions sont réunies, les résultats délivrés par les évaluations économiques sont à prendre avec précaution. **En l'état actuel, les valeurs économiques proposées pour les trois SE évalués dans le cadre de cette étude ne peuvent être directement mobilisées pour l'action publique.**

La méthode des coûts de remplacement, qui utilise le coût de l'usage des technologies de substitution, appliquée aux SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées, ne devrait être envisagée qu'à une résolution spatiale fine. Calculer une valeur nationale unique revient à envisager une situation improbable, voire irréaliste, sur le plan biophysique et dont les répercussions en termes de rétroactions sur la demande – la disponibilité et les coûts des engrais azotés de synthèse, d'une part, et de l'eau d'irrigation, d'autre part – ne sont pas pris en compte par la méthode.

La méthode des dommages évités, consistant à estimer la part de la production imputable à un SE, reste très liée à la qualité de l'évaluation biophysique de celle-ci. Or, les chapitres précédents ont justement démontré la difficulté à stabiliser des indicateurs biophysiques fiables pour réaliser une telle évaluation. L'actualisation de l'évaluation biophysique du SE de pollinisation des espèces cultivées *via* cette méthode illustre bien cette difficulté.

En plus des biais inhérents à chacune de ces méthodes, leur application pour l'évaluation des SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées, d'une part considérés séparément (*via* la méthode des coûts évités), et d'autre part pris conjointement (*via* la méthode des dommages évités), fournit des informations complémentaires, mais très préliminaires, sur leur valeur économique, sans offrir la possibilité de comparer ces valeurs puisqu'obtenues *via* des méthodes différentes.

Lorsque la caractérisation biophysique du niveau du SE repose sur des indicateurs indirects, les méthodes évoquées ci-dessus ne sont pas applicables. C'est par exemple le cas des SE de contrôles biologiques par conservation, dont les

indicateurs biophysiques prédisent une densité de bioagresseurs ou de leurs prédateurs, mais qui, en l'état actuel des connaissances, ne peut être reliée à une quantification des dommages sur la production, ni à l'utilisation de technologies alternatives de compensation du SE (ex. emploi de produits phytosanitaires). C'est également le cas du SE de stabilisation des sols et contrôle de l'érosion, pour lequel il est difficile de faire le lien entre une quantité de sol non érodée (stabilisée) et une quantité de bien agricole non produite. Pour dépasser ces blocages et mettre en œuvre la méthode des dommages évités, des travaux de recherche sont à poursuivre sur les relations quantitatives entre SE, niveau de production, pratiques agricoles et de gestion du paysage.

Concernant le SE de régulation de la qualité de l'eau, son évaluation économique *via* la méthode des coûts de remplacement nécessiterait de connaître la quantité d'eau de qualité restituée par l'écosystème agricole. Or la quantification biophysique de ce SE livre une quantité d'azote non lixivié.

6. Vers la gestion du niveau de fourniture des services écosystémiques

L'évaluation du niveau actuel de fourniture des différents SE fournit des informations clés pour la conception d'une stratégie de gestion de l'offre de SE des écosystèmes intégrant des enjeux locaux ou globaux. Or, une même aire géographique (parcelle, petite région agricole, bassin versant, etc.) produit plusieurs SE, dont certains reposent en partie sur des déterminants biophysiques communs, et sont influencés par les mêmes facteurs exogènes. Dès lors, toute modification dans la gestion de l'écosystème (notamment *via* les pratiques agricoles) est susceptible d'affecter le niveau de fourniture de plusieurs SE. Considérée sous le prisme d'un seul SE ou de la seule production de biens agricoles, la gestion de l'écosystème devient celle de la maximisation de ce SE ou de ce bien, potentiellement au détriment d'un ou plusieurs autres. Un cas emblématique est celui de la maximisation de la production de biens agricoles qui s'opère dans les agroécosystèmes basés sur l'utilisation des intrants, au détriment de la diversité biologique sur laquelle repose l'ensemble des SE.

Pour concevoir une stratégie de gestion des SE à l'échelle d'un territoire, il est donc nécessaire de passer de l'analyse SE par SE à une approche multiservices visant à déterminer les différents SE rendus actuellement au gestionnaire de cet écosystème et à la société, la manière dont ces SE sont en interactions, et les leviers existants pour conserver ou développer tout ou partie de ces SE.

Aussi, la section 6.1 présente les enjeux de production de connaissances et méthodologiques associés aux approches de détermination des bouquets de SE, approches permettant d'établir un diagnostic sur les niveaux de SE délivrés dans un territoire donné pour une période donnée. Elle propose ensuite une première analyse des principales interactions existant entre les SE, et des principaux effets des pratiques agricoles exogènes sur la gamme des SE examinés dans le cadre de l'étude. La section 6.2 aborde par ailleurs les points d'articulation possibles entre les stratégies et les politiques de gestion des SE d'une part, et celles qui poursuivent d'autres objectifs tels que la conservation de la biodiversité ou la minimisation des impacts environnementaux des pratiques agricoles d'autre part.

6.1. De l'analyse individuelle des services à une approche "multiservices"

Historiquement, la majorité des travaux existants sur les SE s'est focalisée sur l'évaluation d'un seul ou d'un nombre limité de SE, et plus rarement sur une large gamme de SE fournis par un écosystème. Une méta-analyse rapporte ainsi que 50 % des études analysent un SE isolément sans considérer les relations entre eux. Cependant, ces dernières années, de plus en plus d'analyses multiservices sont mises en œuvre. Dans les travaux qui abordent cette question, les relations entre SE sont examinées soit sous l'angle biophysique (offre de SE), soit sous l'angle de l'usage qui est fait des SE ou celui des préférences des acteurs (demande de SE). La demande sociétale en SE n'a pas été étudiée ici. Les relations entre SE ont donc été analysées uniquement en termes d'offre de SE, selon deux approches complémentaires : (i) l'analyse des niveaux de fourniture de SE à l'échelle d'un territoire (bouquets de SE), et (ii) l'identification des relations fonctionnelles entre SE (interactions). Si l'approche par bouquets constitue un outil de diagnostic des niveaux moyens de SE délivrés au sein d'un territoire, elle n'est pas suffisante pour engager des actions visant à faire évoluer l'offre des SE.

6.1.1. Identification des bouquets de services écosystémiques

Un bouquet (ou un panier) de SE est défini ici comme un ensemble de SE observés ensemble au sein d'une unité spatiale et sur un pas de temps donné. La "forme" du bouquet est caractérisée par les niveaux respectifs des SE qui le composent, sans pour autant que les causes possibles de leur concomitance soient établies. Ainsi, deux SE peuvent apparaître conjointement au sein d'une même unité spatiale sans directement interagir. Différentes méthodes existent pour analyser la cooccurrence spatiale de la fourniture de SE. Notons que l'analyse des bouquets de SE est le plus souvent statique. L'étude de leur dynamique temporelle est actuellement un front de recherche dans la littérature (cf. Encadré 6-1).

Mise en œuvre à l'échelle d'un territoire donné, l'analyse des bouquets de SE peut permettre au décideur de réaliser un diagnostic sur l'offre de SE, étape préalable à la définition d'objectifs vers lesquels tendre en termes de forme du bouquet de SE rendu par ce territoire. Selon les objectifs du diagnostic, différents sous-ensembles de SE peuvent être considérés, comme par exemple les SE rendus spécifiquement à certaines catégories de bénéficiaires.

L'analyse des bouquets de SE constitue néanmoins un challenge méthodologique. L'étude propose un exemple d'approche, et en identifie les limites associées et les éléments sur lesquels doivent porter les travaux futurs pour les dépasser.

• Méthodes d'analyse de la concomitance spatiale de niveaux de SE

L'analyse des bouquets de SE est une extension de l'approche dite "par paire", consistant à analyser la covariation spatiale du niveau de fourniture des SE deux à deux à l'aide de coefficients de corrélation et d'indices de recouvrement spatial. Transposée à l'étude du niveau de n SE au sein d'entités spatiales données, cette démarche s'appuie notamment sur l'analyse et la classification multivariée d'unités spatiales caractérisées par le niveau moyen des SE qu'elles fournissent. 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 corrélations entre SE. Les méthodes de partitionnement de données (*data clustering*) permettent l'identification de groupes d'unités spatiales partageant le même patron de niveaux de SE, autrement dit, la même forme de bouquet de SE. Les plus utilisées dans l'étude des SE sont la classification ascendante hiérarchique et l'algorithme des "k-moyennes". Dans la lignée de ce dernier, la méthode des cartes auto-adaptatives (fondées sur des réseaux de neurones artificiels), offre une alternative intéressante pour l'étude de la répartition spatiale de jeux de données complexes multidimensionnelles et la cartographie des résultats.

Généralement, la réalisation d'une analyse de bouquets de SE passe par six étapes :

- 1- Quantification de chaque SE, analyse de la cohérence des résultats, identification du domaine d'application et des limites de l'évaluation individuelle (voir chapitres 2, 3 et 4) ;
- 2- Choix des critères de construction des bouquets (ex. par type de bénéficiaire) et de la résolution spatiale de l'analyse des bouquets ;
- 3- Agrégation (ou, plus rarement, désagrégation) et standardisation des valeurs de chaque SE à la résolution spatiale d'analyse des bouquets et analyse des résultats de changement d'échelle ;
- 4- Évaluation 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) ;
- 5- Classification des unités spatiales en fonction de la forme de leur bouquet de SE et analyse des formes de bouquets par classe ;
- 6- Analyse des relations entre bouquets de SE et déterminants biophysiques ou facteurs exogènes.

Encadré 6-1. Dynamique temporelle des bouquets de SE

L'analyse de la dynamique temporelle des bouquets de SE nécessite de déterminer la dynamique (inter- ou intra-annuelle) des déterminants biophysiques et facteurs exogènes. Comprendre cette dynamique est d'autant plus primordial que l'évaluation s'effectue souvent dans un contexte de changement climatique et/ou d'évolution d'usage des sols. Dans les évaluations existantes, le niveau de fourniture est estimé soit en utilisant des données historiques soit sur la base de prédictions dans le cadre d'une démarche de scénarisation. A ce jour, deux types de stratégies ont été utilisées pour analyser la dynamique des bouquets de SE sous différents scénarios : l'approche matricielle utilisée pour suivre l'effet du changement de l'occupation du sol et les modèles "états et transitions" utilisés pour analyser et représenter l'effet du changement d'état de l'écosystème sur les bouquets de SE.

Dans le cadre de l'approche matricielle, la valeur de fourniture d'un SE est définie par une évaluation à dire d'expert, ou via des observations ponctuelles, pour chaque catégorie d'occupation du sol, puis reste inchangée quel que soit le scénario. Par conséquent, la prédiction des bouquets de SE sous différents scénarios repose uniquement sur les changements dans la configuration spatiale des différents types d'occupation du sol au sein du territoire examiné.

Dans le cas des modèles "états et transitions", il s'agit de représenter le lien entre la dynamique des états d'un écosystème (ex. différents états intermédiaires de l'enrichissement de prairies) et la dynamique des bouquets de SE associés à ces différents états. Les approches basées sur des modèles "états et transitions" peuvent mobiliser à la fois le dire d'expert, des observations/mesures de terrain et la modélisation des mécanismes impliqués dans la fourniture des SE.

• Difficultés associées à la mise en œuvre de l'analyse des bouquets

La prise en compte d'une multiplicité de types d'écosystèmes

Pour être utile à la prise de décision, l'analyse des bouquets de SE doit être conduite à une résolution spatiale compatible avec les contraintes inhérentes à la gestion d'un territoire ou au déploiement d'actions publiques ou de gestion des écosystèmes. Le plus souvent, des écosystèmes de natures différentes (ex. forestiers, aquatiques, urbains, divers types d'écosystèmes agricoles...) coexistent au sein des aires concernées. Il est donc nécessaire de **disposer**,

pour chaque SE, d'un jeu d'indicateurs adapté aux spécificités de chacun des types d'écosystèmes présents dans ce territoire. Certains SE sont évalués à l'aide de variables "génériques" (ex. le SE de régulation du climat global, évalué *via* la quantité de carbone stocké dans le sol, quel que soit le type d'écosystème considéré). Pour d'autres SE en revanche, il peut être nécessaire de décliner les indicateurs en fonction de la nature des écosystèmes (ex. les SE de régulations des bioagresseurs, dont l'évaluation est fondée sur des indicateurs de composition paysagère définis par rapport aux écosystèmes agricoles).

La majorité des travaux actuels sur l'évaluation des bouquets semble occulter cette difficulté, en considérant un niveau nul de SE pour un type d'écosystème donné quand la variable n'est pas adaptée à ce type d'écosystème. Ce raccourci méthodologique conduit à ne pas distinguer les situations où il y a une absence réelle de fourniture du SE, de celles pour lesquelles il manque une valeur pour caractériser son niveau de fourniture du fait de l'absence d'indicateur adapté.

Une façon de s'affranchir de cette difficulté est de **conduire l'analyse des bouquets de SE par type – voire sous-type – d'écosystème** (ex. analyse distincte des bouquets de SE rendus par les écosystèmes de grande culture de ceux rendus par les écosystèmes prairiaux). Cette option pose cependant plusieurs problèmes conceptuels et méthodologiques. En effet, si l'analyse doit être conduite à l'échelle d'un pays entier, à une résolution géographique donnée (unité spatiale), le focus sur un type d'écosystème implique de sélectionner les unités spatiales sur lesquelles conduire l'analyse, étant entendu que certaines d'entre elles n'incluent pas (ou peu) le type d'écosystème examiné. Cette sélection nécessite la définition de critères et de seuils permettant d'identifier les unités spatiales à retenir dans l'analyse. Ces critères et ces seuils doivent être définis avec d'autant plus de soin que la fourniture de certains SE par un écosystème dépend des caractéristiques du paysage environnant, et donc des autres types d'écosystèmes exclus de l'analyse. Les méthodes de détermination de tels seuils relèvent de questions de recherche qui n'ont pas été examinées ici.

L'application d'une procédure de changement d'échelle aux indicateurs

L'analyse des bouquets de SE à une résolution spatiale donnée nécessite que tous les SE étudiés soient quantifiés à la même résolution spatiale. Dans le cas contraire, une procédure de changement d'échelle (agrégation ou désagrégation) doit être appliquée aux indicateurs afin d'estimer un niveau de fourniture "moyen" de chaque SE à la résolution d'analyse des bouquets. Selon les méthodes employées, le changement d'échelle peut avoir un effet important sur l'estimation du niveau de fourniture des SE à la nouvelle résolution. Le niveau de fourniture moyen d'un SE à l'échelle de la Petite Région Agricole peut ainsi masquer des valeurs très contrastées à la résolution de l'ilot cultural. Les méthodes de détermination des procédures de changement d'échelle et de leurs effets sur les résultats de l'analyse des bouquets relèvent également de questions de recherche qui n'ont pas été traitées dans l'étude. Une évaluation de l'effet des diverses méthodes de changement d'échelle sur le niveau de fourniture "moyen" des SE et sur l'identification des bouquets de SE pourrait être réalisée en guise d'analyse de sensibilité. Ce travail pourrait s'accompagner d'une réflexion plus globale autour de la comparaison des évaluations de biens et services à différentes échelles et sur l'identification des bouquets associés. Aussi, les procédures utilisées dans l'analyse présentée ci-après sont des procédures classiques basées sur le calcul de moyennes, pondérées par la surface, des valeurs initiales d'indicateur (avant changement d'échelle).

• Démonstration du potentiel de l'analyse des bouquets de SE

L'évaluation individuelle des SE doit être totalement stabilisée avant de réaliser une analyse des bouquets. Comme indiqué dans les chapitres 2, 3 et 4, certains indicateurs de SE présentés ci-avant sont associés à des limites méthodologiques et/ou représentent imparfaitement le niveau de fourniture des SE. De plus, l'assiette de l'évaluation (types d'écosystèmes agricoles concernés) est hétérogène entre SE. Enfin, du fait des contraintes de temps inhérentes à l'étude, l'évaluation de certains SE n'était pas stabilisée au moment où l'analyse de bouquet de SE a été lancée. Néanmoins, cette analyse a été réalisée afin de mettre en évidence le type de résultats qu'elle permet d'obtenir, et d'illustrer son potentiel en termes d'éclairage de la décision publique. En conséquence, **les informations présentées ci-après sont à considérer comme des illustrations et non comme des résultats sur les bouquets de SE rendus par les écosystèmes agricoles.**

Pour cette illustration, l'analyse de bouquets a été appliquée aux écosystèmes de grandes cultures, à la résolution des Petites Régions Agricoles (PRA), sur la base de résultats intermédiaires de l'évaluation biophysique des SE. Seules les PRA présentant une part significative de surfaces agricole en grande culture ont été retenues pour conduire l'analyse¹. Deux analyses de bouquets de SE ont été conduites en parallèle, l'une relative aux SE rendus au gestionnaire de l'écosystème agricole, l'autre à ceux rendus à l'ensemble de la société. Chaque analyse porte donc sur sa propre liste de SE/biens, les deux listes n'étant pas exclusives l'une de l'autre (un même SE pouvant être rendu aux deux types de bénéficiaires). La valeur moyenne de chaque SE a été estimée à la résolution des PRA, puis les valeurs moyennes de SE

¹ Seuil arbitraire choisi à titre illustratif : PRA dans lesquelles la surface en grandes cultures représente plus de 33% de la surface totale en grandes cultures et prairies.

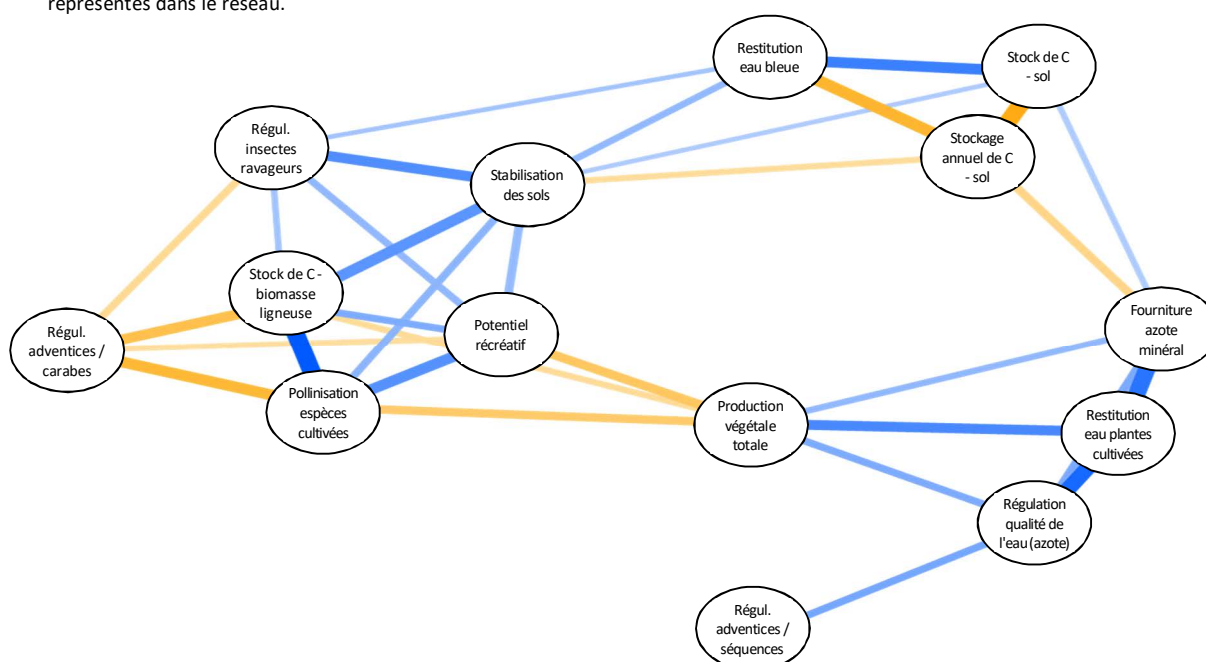
par PRA ont été standardisées. Dans un second temps, une analyse des corrélations entre les niveaux de SE et de production de biens végétaux a été réalisée. Dans un troisième temps, une typologie (classification) des formes des deux bouquets étudiés ("agriculteur" et "société") à l'échelle des PRA a été déterminée *via* la méthode des cartes auto-adaptatives. Cette dernière classe les PRA en sous-ensembles homogènes (ou *clusters*) partageant les mêmes caractéristiques en termes de cooccurrence de niveaux de fourniture de SE/biens en son sein et dans son voisinage.

Identification des corrélations entre niveaux de SE

Plusieurs représentations des corrélations entre niveaux de SE et de production de biens ont été testées. L'utilisation de la représentation en réseau de corrélation (Figure 6-1) fournit une représentation graphique intuitive du sens et du niveau de corrélation entre les variables, et permet d'identifier des groupes de variables plus particulièrement liées entre elles. Ce type d'analyse fournit donc une première représentation de la co-variation des niveaux des différents SE analysés à l'échelle de l'ensemble des unités spatiales analysées ici les PRA.

Figure 6-1. Représentation en réseau des corrélations entre biens/SE pris deux à deux

Le niveau des corrélations est symbolisé par l'épaisseur du lien tandis que la couleur indique le signe du coefficient de corrélation (jaune : coefficient négatif, bleu : coefficient positif). Par soucis de lisibilité, les coefficients inférieurs à |0.25| ne sont pas représentés dans le réseau.



Considérant les résultats intermédiaires manipulés, l'analyse de ce réseau de corrélation permet d'observer trois complexes de biens et SE plus particulièrement corrélés :

- Un complexe regroupant les indicateurs des SE intrants de fourniture d'azote minéral et de restitution de l'eau aux plantes cultivées, du niveau de production végétale totale et du SE de régulation de la qualité de l'eau vis à vis de l'azote, tous corrélés positivement ;
- Un complexe regroupant les indicateurs de SE dépendant de la présence d'éléments semi-naturels ou de la nature des couverts végétaux : Stabilisation des sols, Potentiel récréatif des écosystèmes agricoles, Pollinisation des espèces cultivées, Régulation du climat (*via* le stock de carbone associé aux formations ligneuses, Régulation des insectes ravageurs, positivement corrélés les uns aux autres, et de Régulation des graines d'adventices par les carabes, négativement corrélés à tous les SE de ce groupe ;
- Enfin, un complexe relatif au stock de carbone dans le sol et à la restitution de l'eau bleue, positivement liés entre eux, et au stockage annuel de carbone dans le sol de l'écosystème négativement lié aux deux précédents

Ce type d'analyse permet de noter l'isolement d'un indicateur de SE dans ce réseau de corrélation, comme c'est le cas ici de l'indicateur de régulation des graines d'adventices par les séquences de cultures, ou le positionnement d'un indicateur à l'interface entre deux groupes de SE, comme c'est le cas ici du niveau de production totale de biens végétaux. Par ailleurs, cette représentation permet de visualiser des indicateurs corrélés négativement à un ensemble d'autres, corrélés positivement entre eux. Comme mentionné ci-avant, étant donné le caractère illustratif des résultats, l'analyse de la signification fonctionnelle de ces relations n'a pas été poussée plus avant.

Analyse des bouquets de SE et biens agricoles

L'analyse des bouquets de SE a été réalisée en deux grands étapes : (i) identification de groupes de PRA présentant un profil similaire en termes de fourniture de biens et services (c.-à-d. la même forme de bouquets) par type de bénéficiaire et (ii) analyse de la congruence spatiale des différentes formes de bouquets associées aux deux types de bénéficiaires.

La figure 6-2 propose une illustration synthétique des principaux résultats de ces deux étapes. Les diagrammes radars permettent de visualiser les différentes formes de bouquets identifiées pour les deux types de bénéficiaires. Ici par exemple, l'analyse des bouquets "agriculteur" fait émerger trois groupes de PRA dont chacun est caractérisé par une forme distincte de bouquet. De même, quatre types de forme de bouquets "société" associés chacun à un groupe de PRA ont été déterminés. Dans ces diagrammes radars, le niveau de chacun des SE est standardisé et varie entre 0 et 1. La représentation de la distribution des formes de bouquets dans les PRA permet d'observer le type de cooccurrence spatiale des SE/biens pour chaque type de bénéficiaire².

Par exemple, sur le jeu de données utilisé à titre illustratif, le bouquet "A" de SE rendus aux agriculteurs pourrait être caractérisé de la façon suivante :

- A1 : des niveaux élevés de SE à l'exception du SE de Régulation des graines d'adventices par les carabes ;
- A2 : une fourniture globalement intermédiaire entre A1 et A3 en moyenne, le plus haut niveau de Régulation des graines d'adventices par les carabes et les plus bas niveaux de Régulation des insectes ravageurs, de Stabilisation des sols et de Pollinisation des espèces cultivées ;
- A3 : caractérisé par les plus bas niveaux de fourniture, en moyenne, pour les SE de Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées, de Régulation des graines d'adventices et de production végétale totale, mais par les niveaux de Stabilisation des sols et de Régulation des insectes ravageurs les plus élevés.

Dans la deuxième étape, l'analyse de la concomitance spatiale entre les quatre formes du bouquet "société" et les trois formes du bouquet "agriculteur" est représentée par un tableau de contingence des PRA (nombre de PRA à l'intersection de chaque couple possible de bouquets "agriculteur" et "société"). De la même manière que pour les bouquets eux-mêmes, cette analyse de la congruence des bouquets "agriculteur" et "société" a été spatialisée. Sur le jeu de données test employé ici, une forte congruence est observée entre les clusters A2 et S2, les clusters A3 et S1, et les clusters A3 et S4 (voir Figure 6-2).

Ce type d'analyse de congruence de bouquets de SE rendus à différents types de bénéficiaires peut permettre de qualifier les unités spatiales d'analyse en termes de multifonctionnalité (ex. fournissant des SE aux agriculteurs et à la société) ou au contraire de spécialisation (ex. PRA spécialisée dans la fourniture de SE pour un type de bénéficiaire).

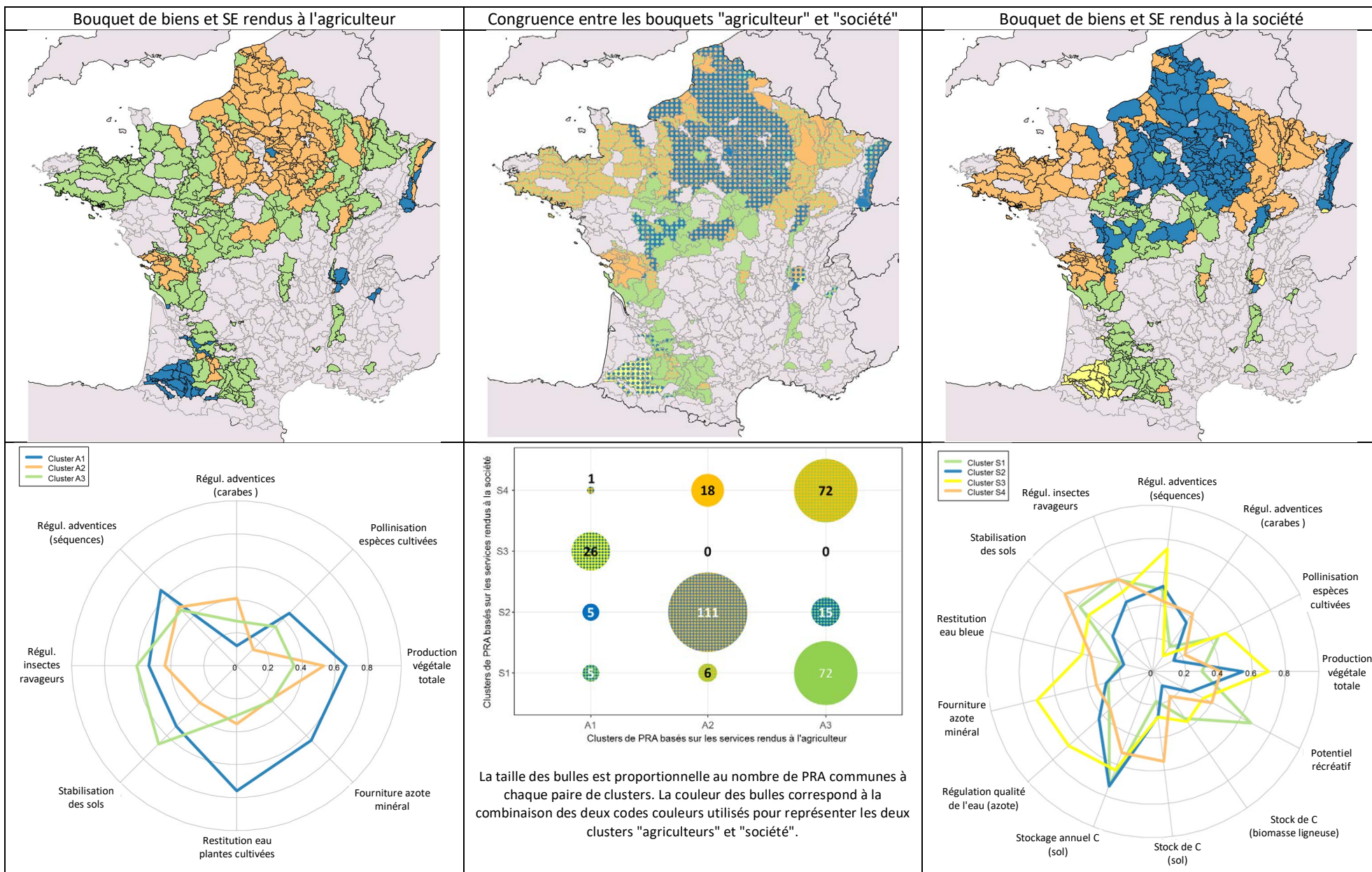
Limites de la méthodologie

Dans la méthode des cartes auto-adaptatives, l'affectation d'une forme de bouquet à une PRA est liée à la position spatiale des PRA. L'affectation à un cluster donné des PRA situées en limite de plusieurs clusters peut être liée au caractère séquentiel et itératif de la méthode. Une perspective d'analyse serait d'identifier les PRA attribuées alternativement à différentes formes de bouquets de SE au cours du processus itératif de manière à estimer l'incertitude d'affectation d'une forme de bouquet à chacune des PRA. Par ailleurs, il serait intéressant d'explorer l'intérêt des méthodes de partitionnement flou (*fuzzy clustering*) pour réaliser ces affectations.

Plus généralement, de nombreuses méthodologies et méthodes associées sont mobilisables pour identifier les formes de bouquets de SE, avec chacune leurs qualités et leurs faiblesses. Les choix de résolution spatiale, du type d'écosystème, des SE et des biens considérés et des méthodes d'analyse et de représentations des résultats, doivent être déterminés au regard des objectifs de l'analyse. Par exemple, si l'on cherche à déterminer l'impact relatif de la gestion et de la composition du paysage sur la forme des bouquets de SE, des échelles du type bassin versant, entité de développement territorial, ou PRA semblent pertinentes.

² Les différentes formes d'un même bouquet de SE (ici par bénéficiaire) peuvent être comparées entre elles, mais pas à celles d'un autre bouquet (autrement dit, une forme de bouquet "agriculteur" ne peut être comparée à une forme de bouquet "société").

Figure 6-2. Nature des résultats pouvant être obtenus grâce à la mise en œuvre de l'analyse des bouquets de SE / biens



6.1.2. Des déterminants biophysiques aux interactions entre services écosystémiques

Les méthodologies d'analyse des bouquets de SE ne permettent pas d'inférer la co-variation des SE dans le temps puisqu'elles ne fournissent pas d'information sur les mécanismes écologiques à l'origine des antagonismes et des synergies³ entre eux. Pour réaliser une analyse solide des interactions, une connaissance approfondie des relations biophysiques entre les SE est nécessaire.

Etant donnée la diversité des processus biophysiques impliqués dans la fourniture des différents SE examinés dans cette étude, chaque SE a été spécifié par le (ou les) expert(s) du collectif dont les compétences disciplinaires étaient les plus adaptées à l'objet examiné (écologues, agronomes, hydrologues, zootechniciens, etc.). En conséquence, la liste transversale des déterminants biophysiques des différents SE n'a pu être établie qu'une fois tous les SE complètement spécifiés, et les concepts et vocabulaires propre à chaque discipline unifiés. Il a ensuite été possible d'**identifier les déterminants "clefs" qui modulent la fourniture de plusieurs des SE de régulation** analysés dans l'étude. Cette section vise à retranscrire les principaux résultats de cette analyse transversale.

Considérant le fait que la biodiversité est au centre des enjeux des politiques et stratégies de gestion des SE, l'analyse a été focalisée sur les composantes de la biodiversité qui déterminent plusieurs SE. En complément, considérant le rôle central joué par la matière organique (MO) des sols pour de nombreux SE et son lien intrinsèque avec le vivant, ce déterminant biophysique a également été pris en compte dans l'analyse des interactions. Il est important de rappeler que la liste de déterminants identifiée ci-après est relative à la liste de SE examinée dans l'étude (qui n'est pas exhaustive).

La figure 6-3 propose une représentation graphique simplifiée des relations entre les principales composantes de la biodiversité déterminant le niveau de fourniture des SE, la MO des sols et les SE instruits dans l'étude. Les principales relations indirectes entre les composantes de la biodiversité 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. 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 cette figure du fait de leur nombre et de la complexité à laquelle chacune renvoie. Aussi, la présentation ci-après est focalisée sur les grands schémas de relations autour des composantes clefs de la biodiversité qui déterminent les niveaux des SE instruits. Cette figure met en lumière l'importance de :

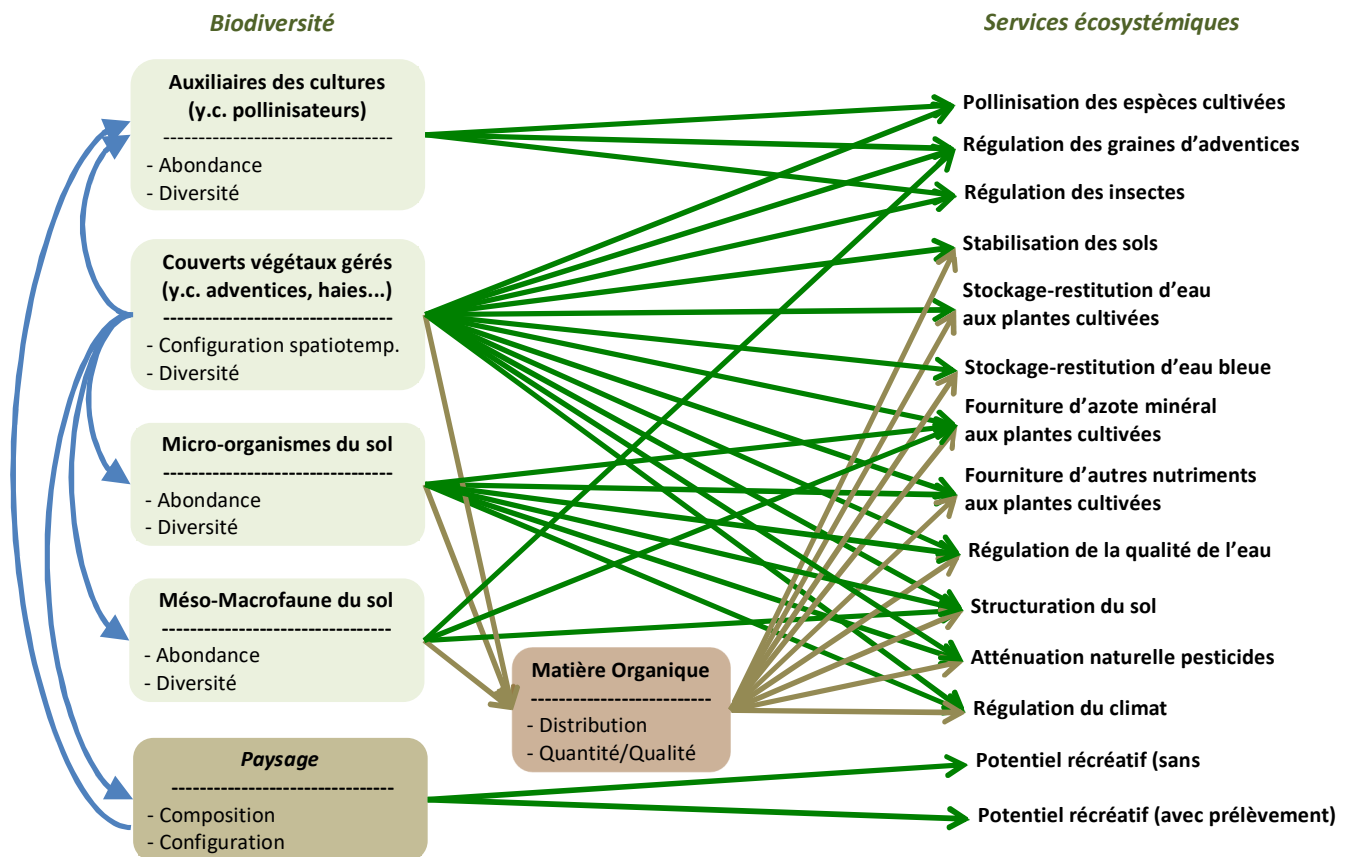
- la **distribution spatiotemporelle et la diversité des couverts végétaux gérés** (couvert cultivé, flore adventice de la parcelle et éléments semi-naturels dans son emprise tels que les haies et les arbres isolés) ;
- l'abondance et la diversité de trois composantes de la biodiversité associée : **auxiliaires 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.).

³ Dans la littérature internationale, les termes *trade-off* ou *synergy* sont utilisés pour décrire (i) des interactions écologiques (biophysiques) entre SE, (ii) la variabilité temporelle dans la fourniture d'un SE, (iii) la concomitance spatiale des SE, (iv) les interactions biophysiques issues de la gestion des SE, (v) le décalage (pour *trade-off*) entre la fourniture et la demande, (vi) le compromis (pour *trade-off*) entre coût et bénéfice, ou encore (vii) les compromis entre les différents bénéficiaires. Dans la présente étude, le terme "d'antagonisme" est employé pour désigner une relation biophysique antagoniste entre des SE, et le terme de "compromis" lorsque qu'il est question des négociations sociales relatives à la demande de SE ou à leurs modes de gestion.

Figure 6-3. Principales relations entre les SE *via* les composantes de la biodiversité

Les boucles de rétroaction entre SE et biodiversité et SE et matière organique ne sont pas représentées.



Il est tout d'abord important de noter la place et le rôle central que joue, au sein de la parcelle, la configuration spatiotemporelle des couverts végétaux gérés. Au-delà des couverts cultivés, ces derniers incluent les couverts semés ou plantés à d'autres vocations que la production agricole (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 11 des 12 SE de régulation instruits et, indirectement, le 12^e (atténuation naturelle des pesticides) *via* leur effet sur l'abondance et la structure des communautés microbiennes. Cette effet indirect impliquant les communautés microbiennes du sol détermine également le niveau de fourniture de cinq autres SE de régulation comme, par exemple, les SE de fourniture de 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 les SE qui en dépendent directement (potentiel récréatif du paysage). Bien sûr, au-delà de leur effet direct (régulation dite *bottom-up*), ils déterminent également 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 MO (huit SE de régulation).

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, déterminent directement le niveau de fourniture de huit 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 ont été proposées grâce à la modélisation dynamique des systèmes sol-plantes(-animaux). Cette dernière permet en effet de prendre en compte la dynamique des interactions entre couverts végétaux (séquences de culture), état organique des sols et les SE relatifs aux cycles de l'eau, de l'azote et du carbone. Peu d'évaluations de SE conduites à large échelle 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".

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 clefs 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.

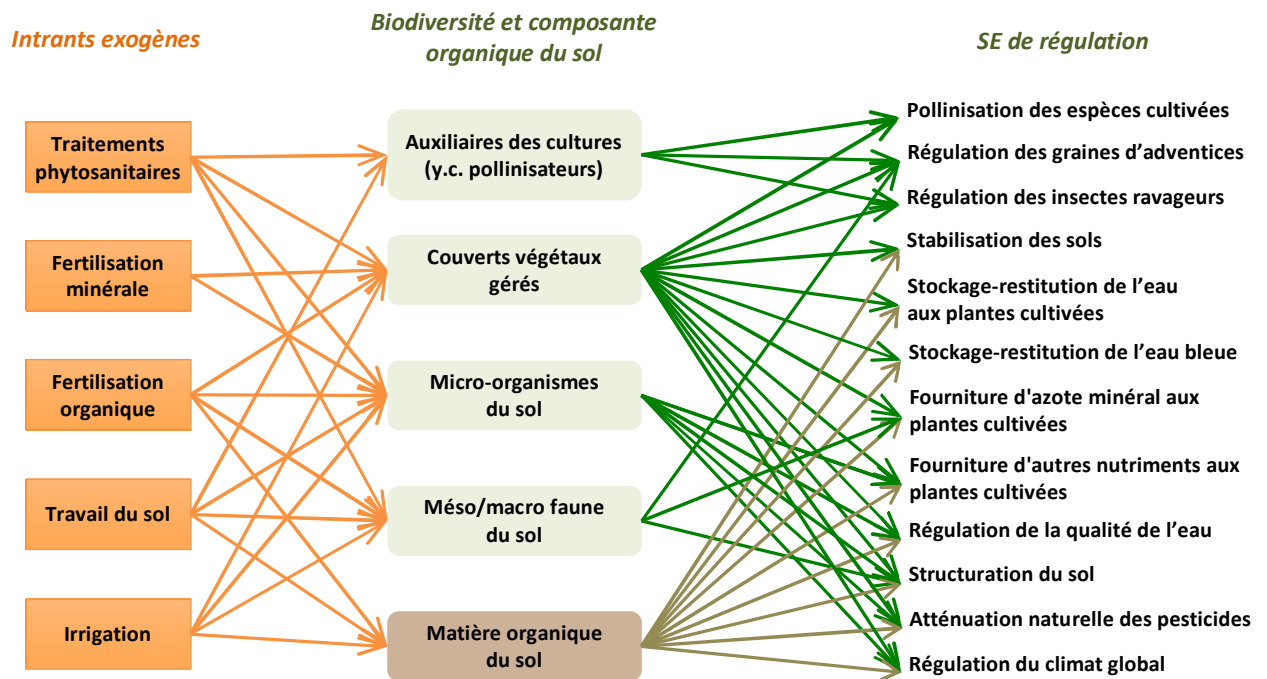
6.1.3. Identifier les leviers potentiels de gestion des services écosystémiques

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 donnée. 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 figure 6-4 propose une représentation (très) simplifiée des relations indirectes, *via* les déterminants biophysiques, entre les pratiques agricoles exogènes et les SE. Par soucis de simplification, cette figure se focalise sur l'échelle de la parcelle et ne prend pas donc en compte la composante paysage. De ce fait, le potentiel récréatif n'est pas représenté. Comme pour la figure précédente, elle ne représente pas non plus les boucles de rétroactions entre niveau de SE et facteurs exogènes anthropiques *via* le comportement du gestionnaire de l'écosystème agricole. Notons enfin que si le climat peut être également considéré comme un facteur exogène agissant sur l'ensemble des composantes de l'écosystème agricole (voir chapitre 1), il n'est pas représenté dans cette figure focalisée sur les facteurs exogènes anthropiques.

Figure 6-4. Principales relations indirectes, à l'échelle de la parcelle, entre les facteurs exogènes anthropiques et les SE de régulation

Les boucles de rétroaction entre SE et facteurs exogènes, *via* le comportement du gestionnaire de l'écosystème, ne sont pas représentées.



Comme précédemment nous nous focalisons sur les relations majeures que permet de mettre en lumière cette représentation.

Les **traitements phytosanitaires** modulent le niveau des 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 favoriser le SE d'atténuation naturelle des pesticides *via* des effets de sélection des communautés capables de biodégrader ce produit. Notons néanmoins que, 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 de culture circulant sur le sol, 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* la modification de la teneur en eau du sol qu'elle induit, influe sur la croissance des couverts végétaux, le fonctionnement de la vie du sol et la dynamique de la matière organique.

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. Cette conception, devrait prendre en compte les effets de la composition et configuration du paysage sur les SE qui en dépendent.

6.2. Services écosystémiques, conservation de la biodiversité et impacts environnementaux

Les relations entre pratiques agricoles exogènes, déterminants biophysiques et niveaux de fourniture des SE identifiées dans la section précédente fournissent le socle de connaissances nécessaire pour concevoir des modes de gestion des écosystèmes agricoles permettant de développer les SE analysés dans la présente étude. Les leviers de gestion ne sont *a priori* pas nécessairement les mêmes si d'autres types de SE et/ou d'écosystèmes sont considérés, ou si l'objectif du décideur est différent. La présente section vise à analyser les relations existant entre les stratégies et les politiques de gestion des SE et celles relevant de la conservation de la biodiversité, ou de la minimisation des impacts environnementaux des pratiques agricoles.

6.2.1. Niveau de fourniture de services écosystémiques et conservation de la biodiversité

Depuis les années 1990, la biodiversité a été mise au cœur de beaucoup des études scientifiques en écologie. Depuis la fin de cette décennie et surtout le début de la suivante, ce concept est maintenant de plus en plus associé à celui de SE. Les deux termes sont très liés, mais l'étude de la "variabilité du vivant" et celle des SE ne recouvrent pas exactement les mêmes objectifs. 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. De récentes études visent à clarifier les relations entre biodiversité et SE. Elles laissent entendre que certaines composantes de la biodiversité (i) peuvent avoir une contribution à la fourniture des SE sans que celle-ci n'ait été clairement identifiée, (ii) contribuent à des SE qui ne sont que très difficilement évalués (indicateurs peu ou difficilement accessibles) ou (iii) contribuent à des SE mal identifiés. Par ailleurs, il existe un débat sur le statut de la biodiversité dans le cadre conceptuel des SE : le maintien de la biodiversité *via* le fonctionnement de l'écosystème est-il ou n'est-il pas un SE ?

La diversité des relations entre biodiversité et SE et les questions qu'elles font émerger rend nécessaire l'examen des antagonismes possibles entre les stratégies et les politiques de gestion des SE, d'une part, et celles relatives à la conservation de la biodiversité pour elle-même, d'autre part. Pour rappel, **dans cette étude, la biodiversité n'est pas considérée comme un SE. Par définition, elle est le déterminant biophysique central des SE** (Cf. chapitre 1).

• Mécanismes expliquant la relation entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes : implications pour la gestion des SE

Les premiers travaux sur la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes datent des années 90. Ils portent sur les effets de la diversité en espèces présentes dans les prairies, et montrent une relation positive entre la productivité primaire (et sa stabilité temporelle, cf. ci-dessous) des prairies et le nombre d'espèces de plantes dans ces écosystèmes. Ces premiers résultats expérimentaux ont depuis été confortés et généralisés à d'autres processus écologiques, à d'autres niveaux de diversité et à d'autres écosystèmes. Les synthèses montrent que la diversité, quel que soit son niveau d'organisation, est souvent associée à un fonctionnement plus efficace de l'écosystème. 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.

Deux grands types de mécanismes ont été identifiés pour expliquer ces relations entre diversité et fonctionnement des écosystèmes (Figure 6-5), avec des conséquences directes pour la gestion de la biodiversité dans une optique de conservation des SE :

(i) la **complémentarité de niche, spatiale ou temporelle, entre espèces** : 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. 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 ;

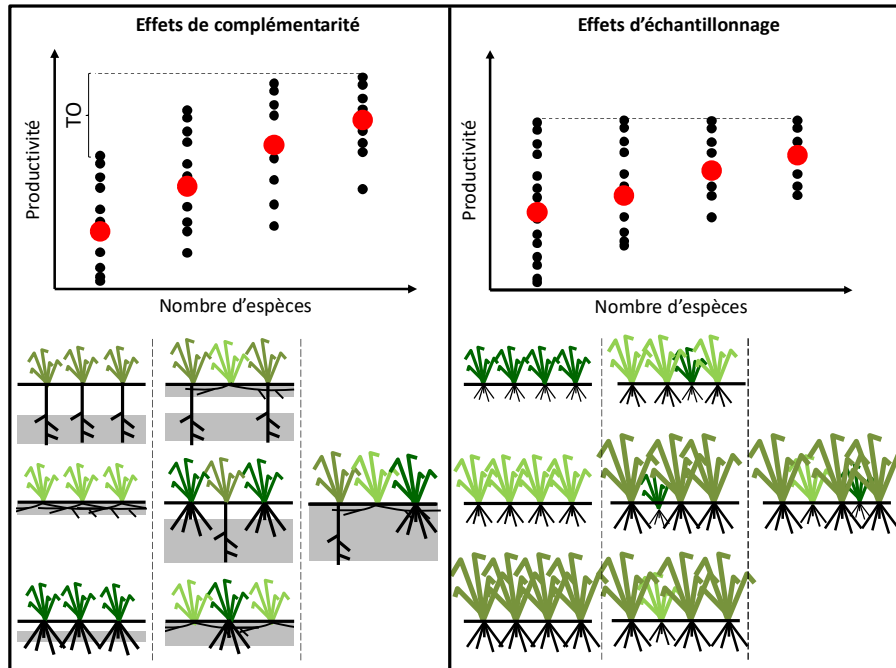
(ii) l'**effet d'échantillonnage**, ou **effet de sélection** : une plus grande diversité augmente la probabilité d'échantillonner les espèces ou les individus les plus productifs. Si, de plus, ces espèces ou ces individus très productifs déterminent la productivité de l'ensemble de l'écosystème (ils 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.

Figure 6-5. Représentation schématique des effets de complémentarité (à gauche) et d'échantillonnage (à droite)

Les points rouges représentent les valeurs moyennes de productivité en fonction du nombre d'espèces.

La **complémentarité de niche** entre les espèces, représentée ici par des différences de profondeur d'utilisation des ressources du sol (en grisé, les horizons du sol explorés par les racines), permet une moindre compétition entre individus et une meilleure exploitation de l'ensemble des ressources disponibles.

Avec des **effets d'échantillonnage**, 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.



Dans une optique de gestion des SE, il est important de pouvoir distinguer les mécanismes de complémentarité de niche, qui impliquent que toute la biodiversité ou presque 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 ou les quelques espèces (ou génotypes) les plus efficaces pour assurer ce bon fonctionnement. Il résulte de la complémentarité de niche une plus grande productivité de certains mélanges d'espèces que de la meilleure des espèces (effet dénommé *transgressive overyielding*). Ce phénomène n'est pas possible avec le seul effet d'échantillonnage, où la productivité moyenne du mélange est strictement comprise entre la productivité moyenne et la productivité maximum de ses éléments constitutifs. Des méthodes statistiques 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.

• 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. La place de plus en plus importante accordée aux SE dans les questions de conservation engendre des débats nourris. Les controverses portent en particulier sur les risques d'une focalisation unique sur les SE, qui pourrait occulter la complexité réelle des défis écologiques, sociaux et politiques. Les conséquences de la mise en avant de valeurs essentiellement utilitaristes sont également très discutées. 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 ? Sur le plan biophysique, partant du postulat selon lequel il est important de conserver toute la biodiversité, la problématique peut être reformulée de la façon suivante : **quelle biodiversité est conservée en conservant les SE ?** Cette question peut être traitée en considérant deux aspects : (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. *supra*). 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 un indicateur de biodiversité (nombre d'espèces par exemple) et un indicateur de fonctionnement de l'écosystème (ex. productivité, niveau de fourniture de SE) : la pente de cette relation est en général assez forte lorsque la diversité est faible, puis tend à saturer, suggérant une redondance de certaines espèces. 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. 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 biologique est nécessaire pour supporter différents processus de l'écosystème. Ces travaux 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 (cf. *infra*).

Cependant, des études isolées commencent à suggérer que pour certains SE considérés individuellement, un nombre réduit d'espèces suffit à assurer le SE. 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. Le maintien du SE n'est alors pas dépendant de la biodiversité sauvage indigène, celle-ci risquant donc d'être négligée dans un programme de conservation ciblant uniquement les SE.

La conservation conjointe de la biodiversité, des SE et de la production de biens agricoles se heurte par ailleurs à l'existence d'antagonismes biophysiques entre eux. Quelques études montrent une relation positive entre fourniture de SE et niveau de biodiversité, aussi bien à une échelle mondiale que locale. En revanche, de nombreuses études montrent un antagonisme fort entre production agricole et conservation de la biodiversité. 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). Le choix de chaque stratégie dépend de la forme de la relation entre rendement et variable de biodiversité (abondance d'une espèce par exemple). La forme de cette relation peut fortement changer en fonction de la nature des formes d'agriculture mises en œuvre, basées sur les intrants exogènes ou sur les SE. Les solutions pour analyser la nature de ces antagonismes et dépasser le débat *land sharing/land sparing* passent par une réflexion sur le poids relatif des effets des formes d'agriculture sur ceux-ci et sur les effets multi-échelle, de la parcelle au paysage, de la répartition spatiale des activités de production et de conservation de la biodiversité.

6.2.2. Niveau de fourniture de services écosystémiques et gestion des impacts environnementaux des agroécosystèmes

Comme indiqué dans le chapitre 1, l'étude des SE rendus par l'écosystème et celle des impacts environnementaux de l'agroécosystème fournissent des informations complémentaires sur le fonctionnement du système sol-plante : la connaissance du niveau de l'un ne permet pas d'inférer directement le niveau de l'autre. Les travaux engagés dans la présente étude permettent d'illustrer cette complémentarité. En effet, en complément de l'évaluation du niveau de fourniture des SE de régulation de la qualité de l'eau et du climat global (présentée en section 4.1), le niveau des impacts environnementaux liés à ces SE a été estimé : la quantité d'azote diffusée par lixiviation au-delà de l'écosystème d'une part, et le bilan net de gaz à effet de serre (GES) entre l'écosystème agricole et l'atmosphère d'autre part.

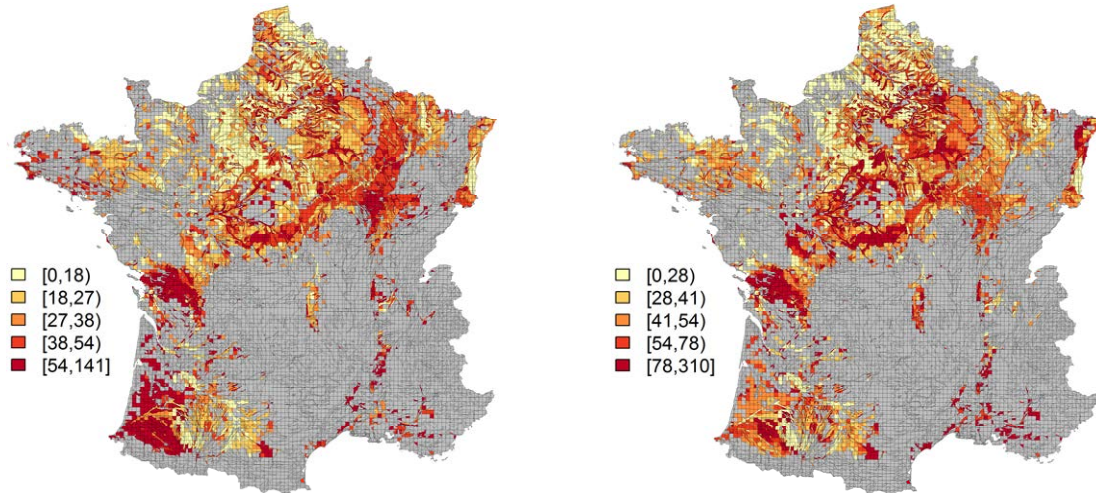
Lien entre l'impact des systèmes de cultures sur la qualité de l'eau drainée et sa régulation par l'écosystème

L'impact des systèmes de culture "actuels" sur la qualité de l'eau de drainage a été estimé à l'aide de deux indicateurs estimés à l'aide du modèle STICS : la **quantité de N effectivement lixivié** et la **concentration en nitrate (NO₃) des eaux de drainage**. En moyenne pour l'ensemble des simulations, la quantité de N lixivié est de 36 kg N/ha/an, et la concentration nitrique de 54 mg NO₃⁻/l/an. Les valeurs annuelles moyennes prises par ces deux indicateurs suivent globalement le même patron de distribution spatiale, à l'exception notable de deux zones géographiques. Les zones formées par les Landes et le piémont Pyrénéen, d'une part, et celle du Nord du bassin de la Saône, d'autre part, présentent des quantités de N lixivié relativement élevées, qui ne sont pas associées à une concentration nitrique supérieure aux autres zones géographiques. Un effet dilution de la quantité annuelle d'eau drainée au-delà du système racinaire pourrait expliquer ces comportements particuliers (figure 6-7).

Figure 6-7. Indicateurs d'impact des systèmes de grande culture estimés pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (y.c. Corse) : pas de simulations "grandes cultures".
 Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

- a. Quantité annuelle moyenne de N lixivié (kg N/ha/an)** **b. Concentration annuelle moyenne en NO₃⁻ dans les eaux drainées (mg NO₃⁻/l/an)**

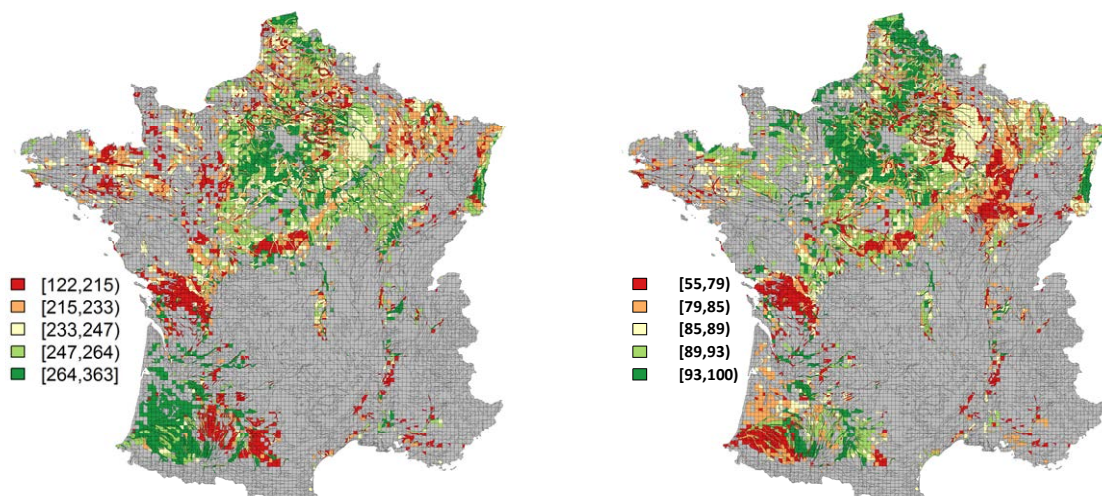


Ces deux indicateurs d'impact sont faiblement corrélés avec l'indicateur du niveau absolu de fourniture du SE (la quantité de N non lixivié), et plus fortement avec celui en relatif (la proportion de N non lixivié – cf. figure 6-8). Dans tous les cas, cette corrélation est négative, signifiant que l'impact du système de culture sur la qualité de l'eau drainée tend à être d'autant plus faible que le niveau de SE est fort. Cependant cette relation assez lâche montre qu'une même capacité de "rétention" du N par le système "sol-plante" peut être associée à des niveaux d'impacts très différents. Par exemple, les situations dans lesquelles 80 % du N entrant dans le système n'est pas lixivié sont associés à des quantités de N lixivié variant de 20 à 100 kg N/ha/an, et des concentrations nitriques variant de moins de 50 mg NO₃⁻/l à plus de 150 mg NO₃⁻/l. Ce résultat illustre donc bien la complémentarité des informations apportées par les deux types de variables : SE et impacts.

Figure 6-8. Indicateurs du niveau de fourniture du SE "régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N", estimés pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques observées

Résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (y. c. Corse) : pas de simulations "grandes cultures".
 Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

- a. Quantité annuelle moyenne de N non lixivié (en kg N/ha/an)** **b. Proportion annuelle moyenne de N non lixivié (en %)**



Impact des systèmes de culture sur le climat : émission de GES

L'impact des systèmes de culture sur le climat a été évalué à l'aide du **bilan net annuel des échanges de CO₂ et de N₂O, pondérés par leurs PRG⁴ respectifs, entre l'écosystème agricole et l'atmosphère** (les flux de CH₄ sont considérés comme négligeables en grande culture). Les flux annuels de ces deux GES ont été estimés à l'aide du modèle STICS. Les flux bruts de CO₂ associés au cycle court du carbone (photosynthèse, respiration autotrophe) n'ont pas été considérés car ils se compensent en grande partie. La figure 6-9 présente la distribution spatiale des valeurs du bilan net moyen annuel des GES simulé pour les systèmes de grande culture conduits avec les pratiques actuelles. Ce bilan tient compte des émissions de N₂O (également présentées en figure 6-9) et du stockage/déstockage de C du sol⁵.

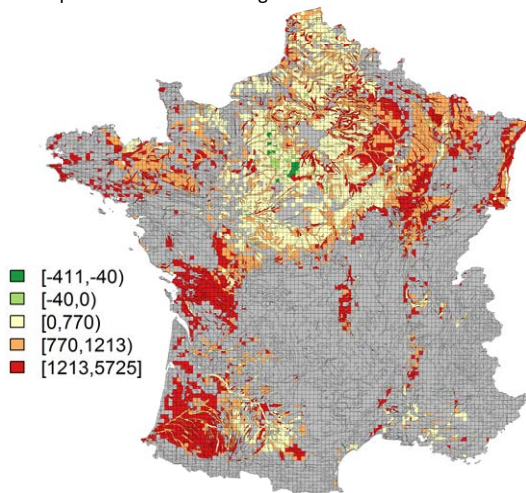
Les ordres de grandeurs du bilan GES obtenus par les simulations sont cohérents avec des résultats publiés par ailleurs pour des systèmes de culture tempérés. **Les agroécosystèmes cultivés sont des sources de GES dans leur très grande majorité** (valeurs positives). En moyenne pour l'ensemble des simulations, les émissions nettes de GES atteignent environ 1029 kg CO₂e /ha/an. **Ce résultat s'explique majoritairement par les émissions de N₂O**, de l'ordre de 1,9 kg N-N₂O /ha/par an en moyenne. Les zones les plus émettrices se situent dans le Sud-Ouest, en Poitou-Charentes, en Bretagne, en Limagne et en Alsace. Seuls quelques % des cas simulés, situés en Beauce et au Nord de la Camargue, sont des puits de GES en raison des faibles émissions de N₂O qui les caractérisent.

Figure 6-9. Bilan net moyen annuel des GES (a.) et des émissions de N₂O (b.), estimés pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées

Résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (y.c. Corse) = pas de simulation "grande culture".

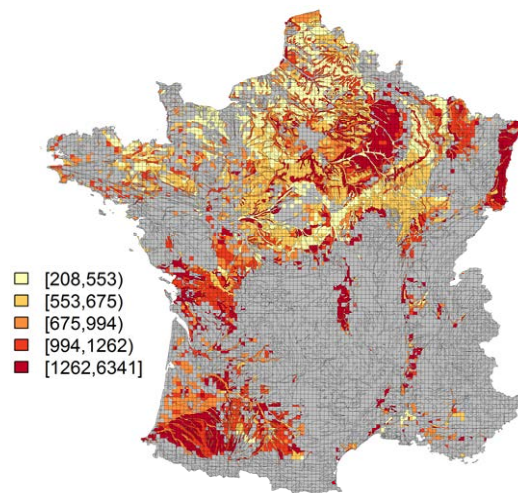
a. Bilan net moyen annuel de GES (kg CO₂e /ha/an)

Les deux classes négatives et les trois classes positives sont respectivement de taille égale.



b. Émissions de N₂O (kg CO₂e /ha/an)

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.



Les émissions de N₂O tendent à être d'autant plus élevées que les apports exogènes de N le sont, confirmant le rôle de la fertilisation azotée dans ces émissions. La relation est néanmoins lâche, traduisant la multiplicité des facteurs impliqués dans la production de N₂O (température, teneur en eau, pH...). On observe enfin un **effet favorable de la présence de cultures intermédiaires sur le bilan GES** (-130 kg CO₂e /ha/an en moyenne), qui, en plus d'augmenter légèrement le stockage de C dans le sol (voir chapitre 4), réduit légèrement les émissions de N₂O.

Bien que l'analyse fine des relations entre le niveau de SE de régulation du climat global (Figure 6-10) et le bilan net de GES reste à réaliser, la comparaison qualitative de la distribution spatiale des résultats montre que, même si les deux indicateurs semblent globalement être corrélés négativement, le même niveau de bilan net de GES est associé à différents niveaux de SE et inversement. Ainsi, par exemple, dans les Landes, le piedmont pyrénéen, voire la Champagne, des hauts niveaux de bilan net de GES semblent aussi bien être associés à des hauts que des bas niveaux de SE. Autre exemple, en Limagne et en basse Alsace, les deux indicateurs semblent corrélés positivement : un haut niveau de SE est associé à des hauts niveaux de bilan net de GES.

⁴ Pouvoir de réchauffement global, 298 fois plus élevé pour le N₂O que pour le CO₂.

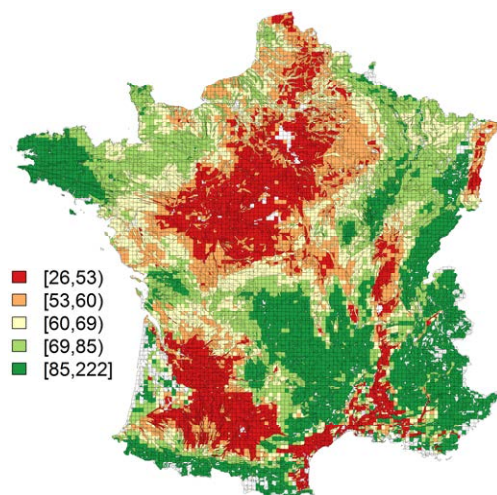
⁵ Sans prise en compte du stockage/déstockage de C dans les formations ligneuses associées à l'écosystème agricole.

Figure 6-10. Indicateurs du niveau de fourniture du SE "régulation du climat global"

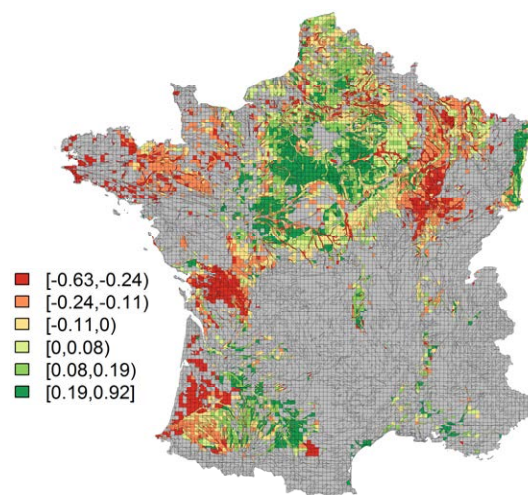
Résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (y.c. Corse) : non estimées.

a. Stock total de C des écosystèmes agricoles (sol 0-30 cm et formations ligneuses) en t C /ha

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles

**b. Stockage moyen annuel de C dans l'horizon 0-30 cm du sol estimé pour des systèmes de culture "actuels"**

Les trois classes négatives et les trois classes positives sont respectivement de taille égale.



6.3. Perspectives

L'approche par bouquets de SE, largement mise en avant comme outil d'aide à la décision, peut permettre de caractériser finement l'offre en SE d'un territoire (niveaux de fourniture d'un ensemble de SE donné). Néanmoins, elle constitue encore actuellement un challenge méthodologique, et sa mise en œuvre à l'échelle d'une entité spatiale compatible avec les enjeux des politiques territoriales, impliquant de considérer une mosaïque d'écosystèmes, n'est pas encore clef en main. Par ailleurs, cette démarche offre une image à l'instant t du niveau de fourniture des SE, elle ne fournit pas d'information sur la nature des interactions entre SE. Or, une connaissance approfondie des relations biophysiques entre les SE, qui ne peut être obtenue qu'après avoir réalisé une spécification biophysique poussée de tous les SE, est nécessaire si l'on veut inférer les effets de différentes actions sur la variation du niveau de fourniture des SE.

Les travaux réalisés dans le cadre de la présente étude ont permis de fournir un premier niveau d'information concernant les déterminants biophysiques clefs de la fourniture des SE par les écosystèmes agricoles, et les leviers d'actions majoritaires qui sont à considérer. Des travaux ultérieurs sont néanmoins nécessaires pour poursuivre cette analyse. A court terme, en s'appuyant sur les expertises disciplinaires mobilisées dans l'étude, il devrait être possible d'enrichir les représentations en renseignant le sens des relations (positif ou négatif) entre les différentes composantes, voire leur poids dans ces interactions. Il serait alors possible de construire des diagrammes d'interaction du type "*fuzzy cognitive maps*" et, dans un deuxième temps, d'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 dans cette étude. A moyen terme, ce type d'analyse et de formalisme pourraient permettre de produire des connaissances sur les antagonismes, les effets convergents et les synergies entre SE en fonction des caractéristiques des écosystèmes agricoles et, plus globalement, des paysages agricoles. Dans la même logique, l'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante-animal tels que ceux mobilisés dans l'étude offre également la possibilité de conduire des analyses approfondies des interactions entre les SE simulés en fonction des caractéristiques des situations de production.

Enfin, les leviers identifiés précédemment concernent spécifiquement la gestion des écosystèmes agricoles permettant de développer les SE analysés ici. Ces leviers ne seront pas nécessairement les mêmes si d'autres types de SE, d'écosystèmes et/ou de bénéficiaires sont considérés. Il serait nécessaire de développer des méthodes d'évaluation multicritères dans lesquelles l'environnement serait représenté à l'aide d'indicateurs de trois sous-domaines clefs afin de prendre en compte les principaux enjeux de gestion associés aux écosystèmes agricoles : (i) les niveaux de SE rendus par les écosystèmes aux différents bénéficiaires considérés ; (ii) les impacts environnementaux des activités agricoles ;

(iii) la conservation de la biodiversité (ex. patrimoniale). La prise en compte des dis-services, non analysés dans l'étude, serait également nécessaire. Ce type de méthodes devrait aussi permettre d'identifier les antagonismes et synergies 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.).

Perspectives de recherche et développements futurs

Les chapitres précédents et les différentes sections du rapport scientifique pointent, pour chacun des SE instruits dans cette étude, les possibles développements futurs qui permettraient de valider voire d'améliorer les indicateurs proposés. La présente section récapitule, de façon transversale, les besoins en données et travaux de recherche complémentaires à mener en priorité. Le système d'information en cours de construction par l'US Inra-ODR, dans lequel seront intégrées l'ensemble des données produites dans le cadre de cette étude, pourra servir de support pour ces développements futurs.

Mobiliser des données sources plus précises

En premier lieu, l'amélioration des évaluations proposées dans cette étude nécessite l'accès à des données permettant de caractériser plus finement les sols et les utilisations de ces derniers (nature des couverts végétaux, pratiques de gestion des sols et de la biomasse).

Base de données sur les Sols

Le dispositif d'évaluation de l'étude repose sur l'utilisation de données sur les caractéristiques des sols, obtenues en appliquant des règles de pédotransfert aux informations qualitatives contenues dans la Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000. Les incertitudes associées à ces fonctions, bien que non évaluées à ce jour, sont potentiellement élevées. Dans de futures études, l'utilisation de 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 – qui couvrira à terme l'intégralité du territoire Français, permettra une évaluation plus précise des propriétés des sols.

Une attention particulière devrait également être portée à la détermination de deux caractéristiques et propriétés clés 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 temporaires par Mulder *et al.* (2015, 2016) 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 (RMQS), 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 agricoles pour les différentes cultures constitue une grande limite du dispositif de simulation des systèmes de culture. Actuellement, les seules informations disponibles à grande échelle sont celles des enquêtes "Pratiques culturales" réalisées tous les 5 ans par le Service de la statistique et de la prospective du ministère en charge de l'Agriculture. L'échelle de représentativité statistique de cette base de données (la région administrative) constitue le principal facteur limitant de son usage pour ce type d'analyse. Il serait nécessaire d'**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.

Couverts végétaux

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 parcellaires 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, seule la version simplifiée du RPG est accessible à la communauté scientifique. En conséquence, la base de données sur les séquences de culture ne fournit que des informations sur les

grands types de couverts semés (ex. blé 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, le RPG ne contient pas d'information sur les couverts intermédiaires, or comme certains premiers résultats issus de cette étude tendent à le montrer, l'implantation de ce type de couverts pourrait moduler la fourniture de SE par les systèmes cultivés. Il serait donc nécessaire de coupler les informations fournies par le RPG avec des **informations issues de la télédétection sur la présence et la durée des couverts intermédiaires**. Certains travaux en cours, par exemple ceux réalisés par l'UMR CESBIO⁶ sur la cartographie de l'état des couverts intermédiaires en France, devraient permettre à court terme de fournir ce type d'information à une résolution spatiale fine.

Du niveau absolu au niveau relatif de fourniture des SE

L'évaluation des SE telle que réalisée dans cette étude – c'est-à-dire la quantification du niveau absolu de fourniture des SE – constitue une première étape dans une stratégie de diagnostic de l'offre actuelle des SE rendus par les écosystèmes agricoles. Pour certains SE, les résultats de cette évaluation mettent en évidence la nécessité d'aller au-delà de cette quantification "en absolu" pour aller vers une quantification du 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, de Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées – évalués relativement aux besoins en azote et en eau du couvert cultivé (voir chapitre 3) – et de 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 chapitre 2). Ce travail devrait être poursuivi pour les autres SE, et s'accompagnera nécessairement d'une réflexion sur "la demande" en SE ou les situations de référence à considérer dans de telles évaluations "en relatif".

Du niveau potentiel de SE au niveau de SE effectivement rendu par les écosystèmes

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.

En premier lieu, par manque de données et connaissances, certains SE n'ont pas été estimés *via* un indicateur direct du processus ou de l'état 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

⁶ <http://www.cesbio.ups-tlse.fr/index.html>

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.

Explorer d'autres types de systèmes de culture

Par construction, l'étude est focalisée sur les systèmes de culture reposant sur un usage important d'intrants, qui représentent la majorité des situations de production actuellement pratiquées en France. Pour concevoir des systèmes de production reposant davantage sur les SE et limitant le recours aux intrants exogènes, il est nécessaire de faire progresser les **connaissances sur les 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** (notamment pour renseigner le sens de ces relations). De premiers travaux sur les régulations biologiques laissent entendre que cela pourrait amener à réviser profondément la vision du poids relatif de la configuration ou composition paysage relativement à celui du système de culture, lorsque ce dernier revêt certaines caractéristiques (ex. faible perturbation du sol et couvert permanent).

A court terme, l'analyse comparative de divers types de systèmes de culture ou de production plus économes en intrants exogènes – par exemple les systèmes d'agriculture de conservation (*conservation agriculture*) ou encore les systèmes polyculture-élevage intégrés (*integrated crop-livestock systems*) – pourrait permettre de progresser dans cette voie. Le développement de modèles simulant les effets d'une large gamme de configurations d'écosystèmes et de pratiques agricoles exogènes sur le niveau de fourniture de différents SE devrait également aider à concevoir des stratégies de gestion des écosystèmes agricoles permettant de réduire ou lever les possibles antagonismes entre SE.

Etudier la résilience de la fourniture des SE aux changements

Le fonctionnement des écosystèmes agricoles a ici été examiné en considérant leur état actuel, et la manière dont ils sont actuellement gérés. Or, des changements de nature d'écosystème, sous l'effet du changement climatique ou de choix d'aménagement du territoire (ex. urbanisation, reforestation) auront nécessairement un impact sur la fourniture des SE. Identifier les conditions d'une durabilité "dynamique" (ou résilience) de la fourniture des SE à ces différents types de changement nécessite d'identifier les propriétés biophysiques et socio-économiques clefs à l'origine de cette résilience et sur lesquelles l'Homme pourrait agir pour maintenir le niveau des SE malgré des changements, ou au contraire orienter l'offre de SE des écosystèmes en fonction des priorités sociétales.

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). Ces études ont démontré une relation souvent positive entre biodiversité et stabilité temporelle des écosystèmes. Des 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. Là encore, 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, relèvent de fronts de recherche conceptuel et méthodologique peu explorés jusqu'ici.

D'un point de vue méthodologique, le développement de la modélisation dynamique des systèmes sol-plantes-animaux et des paysages devrait, à terme, 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.

Annexe 1.

Composition du groupe de travail de l'étude

• 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

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*

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

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 Geijzenborffer, 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

Sandrine Petit-Michaut, Inra – UMR1347 "Agroécologie"

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

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 Sauvant*, 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

Elaboration du dispositif de simulation STICS/PaSim

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

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

Christine Le Bas, Inra – US1106 "INFOSOL"

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

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"

Evaluation des biens agricoles

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"

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

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

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

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

Evaluation des services écosystémiques "Régulation des graines d'adventices" et "Régulation des insectes ravageurs des cultures"

Luc Biju-Duval, Inra – UMR1347 Agroécologie

Stéphane Derocles, Inra – UMR1347 Agroécologie

Evaluation du service écosystémique "Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion"

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

Documentation

Virginie Lelièvre, Inra – Département Environnement et Agronomie

• 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

Annexe 2.

Correspondance entre la typologie CICES et la liste des SE instruits dans l'étude

Typologie CICES	Typologie et dénominations retenues dans l'étude
« Services d'approvisionnement »	Production de biens agricoles
<i>Cultivated crops</i>	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>	Non instruit*
<i>Wild animals and their outputs</i>	Production de biens animaux
<i>Animals from in-situ aquaculture</i>	Non instruit
<i>Surface water for drinking</i>	Stockage et restitution de l'eau (SE de régulation)
<i>Ground water for drinking</i>	
<i>Fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use or processing</i>	Non instruit
<i>Materials from plants, algae and animals for agricultural use</i>	Biomasse végétale : Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées
<i>Genetic materials from all biota</i>	Biomasse animale : non instruit
<i>Surface water for non-drinking purposes</i>	Stockage et restitution de l'eau (SE de régulation)
<i>Ground water for non-drinking purposes</i>	
<i>Plant-based resources [for energetic use]</i>	Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées
<i>Animal-based resources [for energetic use]</i>	Non instruit
<i>Animal-based energy</i>	Non instruit
Services de régulation	
<i>Bio-remediation by micro-organisms, algae, plants, and animals</i>	- Atténuation naturelle des pesticides par les sols - Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD - Régulation de la qualité de l'air : non instruit
<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>	Non instruit
<i>Mass stabilization and control of erosion rates</i>	Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion
<i>Buffering and attenuation of mass flows</i>	
<i>Hydrological cycle and water flow maintenance</i>	Stockage et restitution de l'eau
<i>Flood protection</i>	Non instruits
<i>Storm protection</i>	
<i>Ventilation and transpiration</i>	
<i>Pollination and seed dispersal</i>	Pollinisation des espèces cultivées
<i>Maintaining nursery populations and habitats</i>	Non conceptualisé comme un SE
<i>Pest control</i>	Régulation des graines d'adventices
<i>Disease control</i>	Régulation des insectes ravageurs
<i>Group « Soil formation and composition » (Weathering processes - Decomposition and fixing processes)</i>	Non instruit
<i>Chemical condition of freshwaters</i>	- Fourniture d'N minéral aux plantes cultivées - Fourniture d'autres nutriments/oligo-éléments aux plantes cultivées - Structuration du sol
<i>Chemical condition of salt waters</i>	Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD
<i>Global climate regulation by reduction of greenhouse gas concentrations</i>	Non instruit
<i>Micro and regional climate regulation</i>	Régulation du climat global par atténuation des GES et stockage de C
Services culturels	
<i>Spiritual and/or emblematic</i>	Non instruit
<i>Other cultural outputs</i>	
<i>Physical and experiential interaction</i>	Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)
<i>Intellectual and representative interactions</i>	Potentiel récréatif (activités récréatives avec prélèvement)
	Non instruits

* les raisons de l'absence d'instruction sont détaillées dans le rapport scientifique de l'étude.



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

