



HAL
open science

Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ?

Natacha Sautereau, Marc Benoit

► To cite this version:

Natacha Sautereau, Marc Benoit. Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ?. [Rapport Technique] Institut Technique de l'Agriculture Biologique (ITAB). 2016. hal-02800991

HAL Id: hal-02800991

<https://hal.inrae.fr/hal-02800991v1>

Submitted on 5 Jun 2020

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

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

Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ?

Natacha Sautereau

ITAB, Institut Technique de l'Agriculture Biologique

Marc Benoit

INRA, Institut National de la Recherche Agronomique

Novembre 2016



A. Coulombel



M. Benoit



C.E.



L. Fontaine



A. Coulombel



A. Coulombel

Institut Technique de l'Agriculture Biologique

Président : Thierry Mercier ; Directrice : Krotoum Konaté

ITAB - 149 rue de Bercy - 75595 Paris cedex 12

<http://www.itab.asso.fr>

Rédacteurs :

Natacha Sautereau, agro-économiste, ITAB ; natacha.sautereau@itab.asso.fr

Marc Benoit, agro-économiste, INRA – Département Sciences sociales, agriculture et alimentation, espace et environnement (SAE2), et co-Directeur du Comité Interne de l'AB (CIAB) ; marc.benoit@clermont.inra.fr

Relectrice :

Isabelle Savini, INRA - CIAB

Le présent document constitue le rapport de l'étude sollicitée par le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF) inscrite dans le cadre de l'Action d'Accompagnement « Quantification et chiffrage économique des externalités de l'AB » au programme de développement agricole et rural pour l'année 2016, confiée à l'ITAB, avec l'appui d'experts de l'INRA.

Le contenu du rapport n'engage que la responsabilité de leurs auteurs.

Pour citer le document : Sautereau N., Benoit M., 2016. *Quantification et chiffrage des externalités de l'agriculture biologique*, Rapport d'étude ITAB, 136 p.

Conception graphique de la couverture : Aude Coulombel, ITAB

Table des matières

Introduction.....	7
Experts consultés et relecteurs	11
I. Les contours de l'étude	14
A. Externalités, Aménités, Services : les concepts.....	14
1. Externalités.....	14
2. Services écosystémiques (SES), et services environnementaux (SE),	16
B. Caractérisation des systèmes en agriculture biologique	19
1. Préambule : Difficultés méthodologiques liées à la diversité des systèmes.....	19
2. Un cahier des charges qui la différencie, et des principes qui déterminent des tendances en ce qui concerne des pratiques	19
3. Caractérisation de la « Ferme Bio française »	20
C. Caractérisation des consommations d'intrants dont l'AB se prive, ou qu'elle limite	22
1. Non-utilisation de produits phytosanitaires de synthèse	22
2. Non-utilisation des engrais azotés minéraux	30
3. Non-utilisation des OGM.....	32
4. Moindres utilisations d'antibiotiques, d'antiparasitaires	32
5. Moindres utilisations d'additifs alimentaires en Bio.....	34
II. Quantifications et chiffrages des externalités de l'AB : acquis et choix méthodologiques	34
A. Quantification des externalités de l'AB.....	34
B. Les chiffrages économiques	35
1. Les méthodes	35
2. La comparaison des résultats pour les méthodes basées sur les coûts.....	37
3. Une évaluation organisée selon les compartiments de l'environnement	37
III. Quantifications et chiffrages économiques des externalités environnementales de l'AB	40
A. Sols	40
1. Quantification des moindres impacts négatifs.....	41
2. Quantification en ce qui concerne les services accrus.....	43
3. Chiffrages économiques	45
B. Le sol en tant que ressource foncière	46
C. Eau	46
1. Aspect quantitatif : économie de la ressource.....	46
2. Aspect qualitatif : la valeur de la qualité de l'eau est l'une des valeurs les plus étudiées ...	46

3.	Le chiffrage économique	48
D.	Air : qualité de l'air, et émissions de Gaz à Effet de Serre (GES)	54
1.	Qualité de l'air	54
2.	Réchauffement climatique	55
E.	Consommation d'énergie fossile	57
1.	Energie utilisée rapportée à l'hectare ou à l'unité produite	57
2.	Chiffrage économique	59
F.	Biodiversité et services écosystémiques	60
1.	Quantification des impacts négatifs sur la biodiversité liés à l'usage des pesticides et des nitrates	61
2.	Les bénéfices de l'AB en termes de biodiversité	63
3.	Les services écosystémiques liés à la biodiversité	63
4.	Chiffrage économique de la biodiversité et des services écosystémiques	64
G.	Intégration des différents enjeux environnementaux	68
1.	Les articulations entre services, et parfois des dis-services	72
2.	Chiffrages économiques intégratifs liés aux externalités environnementales	73
IV.	Santé	74
A.	Les moindres impacts négatifs de l'AB liés au non usage des différents intrants	74
1.	Impacts sur la santé liés à l'usage des pesticides chimiques	74
2.	La sécurité sanitaire	85
3.	Additifs alimentaires en bio	86
4.	Impacts de l'usage des antibiotiques sur la santé	87
5.	Impact sur la santé des différentes formes de pollutions azotées : Ammoniac, Oxydes d'azote, Nitrates	88
B.	Les bénéfices nutritionnels des produits issus de l'AB, et régimes alimentaires	91
1.	Volet nutritionnel	91
2.	Nutrition et régime alimentaire	92
V.	Performances sociales et socio-économiques	92
A.	La question des prix et de la moindre accessibilité des produits bio	93
B.	Création et renforcement du lien social	94
1.	Tendances actuelles, et dynamiques	94
2.	Comment rendre compte de l'inclusion sociale ?	97
C.	Le travail, l'emploi, le métier	98
1.	La création d'emplois à l'échelle de l'exploitation agricole	98
2.	La création d'emplois à l'échelle des territoires	101
3.	Les chiffrages économiques des différentiels d'emplois	102

4.	Bien-être au travail et sens du métier	102
5.	Une solution de repli pour des agriculteurs en difficulté.....	103
D.	Bien-être animal : une question éthique	103
1.	Réglementation des mutilations et impacts financiers.....	104
2.	Prévention et coûts induits	104
3.	Le plein air : de nombreux bénéfices, même s'il peut y avoir potentiellement quelques externalités négatives	104
E.	Des externalités transversales.....	105
1.	Les externalités règlementaires	105
2.	Un bénéfice de l'AB : l'externalité d'informations	105
F.	Conclusion sur l'évaluation des performances socio-économiques	105
VI.	Aux croisements des différentes externalités.....	106
A.	Tableau récapitulatif	106
B.	La rémunération des externalités	110
VII.	Discussion : Lacunes de connaissances, et questions méthodologiques complexes.....	111
1.	Une nécessaire amélioration des connaissances des systèmes bio.....	111
2.	Le changement d'échelle de l'AB et les possibles redéfinitions des performances	112
VIII.	Conclusion générale : Quantification et chiffrage des externalités de l'AB.....	115
	Références bibliographiques.....	122

***We cannot measure the value of public goods properly.
Any estimates will be subject to ongoing contest and dispute.
There is no meaningful common value for public goods throughout Europe.***

D. Pearce (1998)

Introduction

La question de « la » bio et de ses « évaluations », est un sujet éminemment politique, et un objet de controverses. Les attentes sociétales sont en effet importantes concernant les enjeux de santé et d'environnement. Le développement de l'agriculture biologique (AB) vise à répondre à la demande «élargie » des citoyens, intégrant des aspects environnementaux et sociaux au-delà de simples produits (Sylvander et al., 2005). Il existe bel et bien des débats autour des performances (environnementales, sociales...) de « la bio » comparées à celles « du conventionnel », et rapportées à la production qu'elle génère. La thématique des bénéfices pour la société de la production biologique est récurrente : il s'agit des externalités positives (ou aménités) de l'AB. Il y a externalité lorsque l'activité de production d'un agent a une influence sur le bien-être d'un autre sans qu'aucun ne reçoive ou ne paye une compensation pour cet effet.

• La mission : le contexte politique et institutionnel

Suite à une interpellation au Sénat, en juin 2015, le Ministre de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, Stéphane Le Foll, a proposé une mission dédiée à la question des « aménités de l'AB ». En novembre, il a été décidé de confier l'étude à l'ITAB, avec demande à l'INRA de mobiliser des chercheurs pour appuyer l'ITAB. Le 28 janvier 2016, une lettre de commande (jointe en Annexe) est envoyée à l'ITAB, et un courrier est adressé à l'INRA l'invitant à soutenir l'ITAB dans le cadre de l'accord qui lie les deux organismes. Le rapport a été remis le 18 juillet 2016 au Ministère. Une restitution officielle a été organisée le 10 octobre au Ministre, et un colloque de restitution publique organisée le 25 novembre.

• Le contexte scientifique : des connaissances établies concernant les performances environnementales, sociales, économiques de l'AB

Les performances plurielles sont au cœur des évaluations multicritères des systèmes agricoles. Des travaux précédents ont mis en évidence les contributions positives de l'AB en termes de conciliation des enjeux de durabilité. On peut citer l'ouvrage : « AB et Environnement, des enjeux convergents », produit dans le cadre des travaux du RMT DévAB (Fleury et al., 2011). Un travail de synthèse plus récent a été produit par l'INRA en 2013 (Guyomard et al.) sur les performances multiples de l'AB, au-delà de l'environnement. Ce rapport, qui a fait l'objet de controverses¹, concluait à un bénéfice de l'AB en termes d'utilisation d'énergie directe et indirecte, d'eau et de phosphore, de qualité des sols, de l'eau et de l'air, et de préservation de la biodiversité. Pour les performances sociales de l'AB, si la question de l'accessibilité aux produits bio, en raison de prix parfois élevés (dans certains circuits), a été soulignée, les bénéfices de l'AB ont été identifiés, notamment en termes de création d'emplois, et d'ancrage territorial.

Pour la quantification des externalités (1a), nous nous appuyons sur l'état des connaissances dans ce rapport de 2013 auquel ont contribué de nombreux chercheurs. Il n'était pas question de refaire ici des synthèses bibliographiques déjà produites. Nous avons ajouté des références plus récentes, qui ont permis d'apporter de nouvelles connaissances, et/ou d'aborder des aspects complémentaires

¹ Nous ne les rappelons pas là, mais on peut se référer à : <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Tous-les-dossiers/L-agriculture-biologique-en-debat>

aux résultats déjà mis en avant lorsque cela nous est apparu opportun, pour des points qui n'avaient pas été développés (notamment par rapport aux externalités négatives de l'agriculture conventionnelle liées à son usage des intrants de synthèse, en particulier pesticides).

Au-delà de la quantification des effets, le travail concernant les chiffrages économiques des externalités (1b) est ambitieux et pose de nombreuses difficultés méthodologiques. En termes de services, l'évaluation économique de la biodiversité en particulier est devenue un domaine de recherche et d'expertise très actif. A cet égard, *tout en se prêtant à l'exercice du chiffrage économique des externalités, on soulignera que le principe même de ces évaluations monétaires fait débat* (Maris et al., 2016).

Cette mission, et ce d'autant plus dans les délais très courts impartis, entend rendre compte de connaissances établies, et identifier des champs thématiques pour lesquels les connaissances sont encore lacunaires. Elle n'entend pas apporter des preuves irréfutables sur des sujets complexes, aux problématiques articulées entre elles : le sujet des externalités est un vaste débat pour l'agriculture en général, pour l'agriculture bio en particulier.

• La posture liée à l'évaluation

Il s'agit de pouvoir instruire ces questions d'évaluations globales et comparées des systèmes agri-alimentaires, et de leurs externalités, et de porter à connaissance des éléments permettant de chiffrer économiquement les divers bénéfices de l'AB.

Il n'existe sans doute pas de science « neutre », chaque chercheur analysant les faits et les données avec une histoire individuelle et une trajectoire particulière dans certaines thématiques. On dira facilement d'un chercheur qui a travaillé de longues années durant « sur » l'AB qu'il est « marqué », et qu'il travaille « pour » l'AB. Inversement, un chercheur ayant travaillé sur des systèmes conventionnels sera de fait considéré moins à même de porter une analyse sur les systèmes bio.

On pourrait considérer que faire évaluer les bénéfices de l'AB par un Institut de l'AB pose question, laisse craindre que celui-ci ne soit pas *in fine* impartial, étant à la fois « juge et partie prenante » : l'exigence de rigueur scientifique n'en est qu'accrue. Nous avons, autant que possible dans le court temps dédié, contacté des chercheurs experts pour rendre compte de l'avancement dans chacun des domaines. Chacune des sous-thématiques aurait bien entendu mérité un approfondissement, ce que ne manqueront pas de relever des spécialistes. L'ambition a été de couvrir un grand panel d'externalités et de performances, même si nous n'avions pas de références en ce qui concerne les chiffrages économiques de chacune d'entre elles.

• Périmètre de la commande

La lettre de commande précisait les « aménités » (externalités positives) à aborder, à savoir environnementales, sociales, et économiques. Nous avons signalé au démarrage de l'étude qu'au sens économique, il ne peut y avoir d'aménités économiques, la rentabilité des entreprises n'étant de fait pas une « externalité », mais une performance de l'acte de production. De même, le principal point indiqué en socio-économie, la création d'emplois, n'est pas en tant que telle une « externalité », puisqu'il existe un marché de l'emploi. Nous avons cependant tenu compte de l'attente en ce qui concerne les impacts socio-économiques, en intégrant un volet « performances socio-économiques ».

Par ailleurs, la lettre de commande ne citait pas explicitement la santé, or il s'agit bien d'une externalité : nous l'avons donc incluse dans la revue de littérature, ainsi que dans les recommandations de recherches. La santé relevant de facteurs environnementaux, et pouvant être

en lien avec les impacts socio-économiques, nous en avons fait un chapitre à part entière, entre externalités environnementales et performances socio-économiques.

• Démarche méthodologique

Nous avons fait **le choix méthodologique d'analyser les externalités de l'AB au regard de celles générées par l'agriculture « non AB », dite "conventionnelle" (AC)²**. Pour « révéler » et prendre en compte les différentiels d'externalités, nous avons analysé les éléments de la littérature sur les différents volets suivants :

- 1) Caractérisation de l'AB : il s'agit de préciser quelles sont ses particularités, et ce qui la distingue par rapport à l'AC. Nous l'avons défini à la fois, *a minima*, par son cahier des charges qui définit un certain nombre de caractéristiques, mais aussi par des principes qui déterminent des tendances en ce qui concerne les pratiques mises en œuvre.
- 2) Identification et quantification des externalités imputables à l'AC, et en parallèle identification et quantification des différentiels d'externalités imputables à l'AB (mesure des impacts et établissement des causalités) : prise en compte d'indicateurs pour caractériser un niveau d'externalité (à une échelle et un temps donnés) ; délimitation des externalités (plus ou moins directes).
- 3) Chiffrage économique de ces externalités quand des références existent (coûts plus ou moins directs, prises en compte de temporalités plus ou moins longues, échelles considérées).

On visualise d'ores et déjà les difficultés, puisqu'il faut des données robustes pour pouvoir passer à l'étape suivante. Plus on aura d'incertitudes sur les étapes préliminaires (processus biologiques, physiques, causalités), plus le passage vers le chiffrage économique sera délicat.

• Mise en œuvre et moyens humains

L'étude a été confiée à Natacha Sautereau, agro-économiste à l'ITAB. L'INRA a désigné Marc Benoit, agro-économiste (co-responsable du CIAB, Comité Interne de l'AB à l'INRA) comme référent INRA pour appuyer la mission.

De nombreux experts scientifiques ont été consultés, dans divers cadres. Les travaux ont été soumis à deux reprises au Conseil Scientifique de l'AB (au démarrage, le 5 février, et vers la fin de la mission, le 27 juin) pour recueillir les avis et recommandations de ses membres. Un certain nombre d'experts ont été contactés individuellement, pour actualiser les références au vu des dernières connaissances produites. Les résultats préliminaires de l'étude ont été présentés au CIAB (Comité Interne de l'AB de l'INRA), le 16 juin, pour échanger sur les différentes thématiques couvertes. Enfin, sous l'impulsion d'Hervé Guyomard (Directeur Scientifique "Agriculture" de INRA) et de Bertrand Schmitt (directeur de la Délégation à l'Expertise, à la Prospective et aux Etudes de l'INRA), un séminaire réunissant quelques chercheurs a été organisé (le 29 juin).

• Plan du rapport

Pour analyser les bénéfices de l'AB par rapport à l'AC, nous avons étudié dans un premier temps les niveaux impacts environnementaux et les niveaux de services supplémentaires fournis, puis nous avons analysé les externalités en termes de santé, et enfin nous avons terminé par le volet socio-économique. Dans chacune des rubriques, nous avons procédé à la quantification des impacts, puis aux chiffrages économiques, lorsque des références existent.

² Dans la suite, nous pourrions indiquer AB pour agriculture biologique et AC pour agriculture conventionnelle.

Remerciements

Que chacun soit ici vivement remercié pour le temps passé, pour la richesse des apports, pour les conseils fructueux, et pour la bienveillance dans les échanges au cours de cette mission, à la fois très courte, mais ambitieuse par le champ couvert.

Nous remercions :

- Krotoum Konaté et Thierry Mercier pour leur appui institutionnel et organisationnel pour l'ITAB dans l'élaboration de la réponse à la commande ;*
- Hervé Guyomard et Bertrand Schmitt pour leur appui institutionnel et organisationnel, dans l'élaboration de la réponse à la commande, et la mobilisation des chercheurs de l'INRA ;*
- les chercheurs du séminaire de travail dédié pour leurs avis, et pour leur aide à la construction d'une proposition de programme de recherches futures ;*
- les membres du Conseil Scientifique de l'Agriculture Biologique, auxquels nous avons soumis le document, pour leurs recommandations ;*
- les membres du CIAB (Comité Interne de l'AB de l'INRA) pour les échanges lors d'une présentation de la mission, et Isabelle Savini en particulier pour sa relecture approfondie et avisée du document ;*
- les experts que nous avons sollicités ponctuellement pour des avis sur les méthodologies et les connaissances les plus récentes de leurs domaines de compétence ;*
- l'équipe et les administrateurs ITAB pour leurs retours sur le rapport.*

Experts consultés et relecteurs

Experts consultés

Membres du Conseil Scientifique de l'AB (CSAB) :

(Recueil d'avis et de recommandations sur le cadrage initial, le 5 février, et sur une première version du rapport, le 27 juin)

Meynard Jean-Marc, INRA, Président du CSAB

Abecassis Joël, INRA, Technologie des Céréales

Berthier Céline, agricultrice

Bertrand Cyril, Centre Régional d'Innovation et de Transfert de Technologies agro-alimentaires (CRITT) PACA

Bordeaux Célia, Chambre d'Agriculture des Pays-de-la-Loire

David Christophe, Institut Supérieur d'agriculture et d'agroalimentaire (ISARA), Agronomie

Desclaux Dominique, INRA, Diversité et génome des plantes cultivées

Ducrot Christian, INRA, Épidémiologie animale

Josien Etienne, VetAgro Sup Clermont, Systèmes d'élevage

Lairon Denis, INSERM (DR émérite), Nutrition humaine

Lamine Claire, INRA, Sociologie du développement

Lhopiteau François, agriculteur

Martin François, Chambre d'Agriculture des Bouches du Rhône

Mouchet Christian, Agrocampus Ouest (Pr émérite), Economie rurale

Pavie Jérôme, Institut de l'Elevage (IDELE)

Schmid Otto, FiBL - Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Suisse

Participants d'un mini-séminaire INRA dédié (le 29/06/2016) :

(Recueil d'avis sur une première version du rapport et recommandations)

Guyomard Hervé, INRA, Directeur Scientifique "Agriculture"

Schmitt Bertrand, INRA, Directeur de la Délégation à l'Expertise, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)

Bayramoglu Basak, INRA Département Sciences sociales, agriculture et alimentation, espace et environnement (SAE2), Unité ECO PUB

Carpentier Alain, INRA Département Sciences sociales, agriculture et alimentation, espace et environnement (SAE2), Unité SMART

Nesme Thomas, UMR ISPA Interactions Soil Plant Atmosphere (INRA / Bordeaux Sciences Agro)

Therond Olivier, INRA, Laboratoire Agronomie et Environnement (LAE)

Membres du Comité Interne de l'AB de l'INRA (CIAB) :

(Présentation de la mission et discussion lors de la réunion du CIAB du 16 juin)

Tchamitchian Marc, Département Sciences pour l'action et le développement (SAD), co-directeur (avec Marc Benoit) du CIAB

Penvern Servane, Département Sciences pour l'action et développement (SAD), animatrice du CIAB

Bellon Stéphane, Département Sciences pour l'action et le développement (SAD), Europe/international

Abecassis Joël, Département Caractérisation et élaboration des produits issus de l'agriculture (CEPIA)

Andrivon Didier, Département Santé des plantes et environnement (SPE)

Barataud Fabienne, Département Sciences pour l'action et le développement (SAD)

Bidanel Jean-Pierre, Département Génétique Animale (GA)

Cabaret Jacques, Département Santé Animale (SA)

Cailliate Rémy, Département Biologie et amélioration des plantes (BAP)

Jouany Claire, Département Environnement et Agronomie (EA)

Kesse-Guyot Emmanuelle, Département alimentation Humaine (AlimH), représentant les départements INRA

Latruffe Laure, Département Sciences sociales, agriculture et alimentation, espace et environnement (SAE2)

Prache Sophie, Département Physiologie animale et systèmes d'élevage (PHASE)

Savini Isabelle, Délégation à l'Expertise, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)

Echanges individuels avec des experts :

Banton Olivier, Université Avignon, Département d'Hydrogéologie
Barouki Robert, INSERM, Pharmacologie, Toxicologie
Bellon Stéphane, INRA Département SAD, Unité Ecodéveloppement
Billen Gilles, CNRS, Université Pierre et Marie Curie, UMR Sisyphe
Bourguet Denis, INRA, Département SPE, Centre de biologie pour la gestion des populations
Defossey Faustine, Bureau Environnemental, Commission Européenne
Dupraz Pierre, INRA, Département SAE2, Unité SMART
Desquilbet Marion, INRA Toulouse School of Economics
Devaux Jérôme, Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)
Guillemaud Thomas, INRA, Institut Sophia Agrobiotech
Kesse Guyot Emmanuelle, INRA, Centre de Recherche en épidémiologies et biostatistiques
Lecocq Marie, FranceAgriMer (FAM)
Napoléone Claude, INRA, Département SAD, Unité Ecodéveloppement
Ollivier Guillaume, INRA, Département SAD, Unité Ecodéveloppement
Pavie Jérôme, Institut de l'Élevage (IDELE)
Rambolinaza Tina, Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA)
Rodet Guy, UMR INRA-UAPV d'Ecologie des invertébrés
Toupet Anne-Laure, Arvalis-Institut du Végétal
Vergnaud Jean-Christophe, CNRS Université Paris-I, Centre d'économie de la Sorbonne

Relecteurs

A l'INRA et au CSAB :

Les participants du séminaire dédié à l'étude
Les membres du CSAB
Savini Isabelle, INRA, CIAB

A l'ITAB :

Bonnot Sabine, administratrice ITAB
Cresson Céline, chargée de mission scientifique et réseau
Experton Catherine, experte élevages ruminants
Fontaine Laurence, directrice technique, et experte grandes cultures,
Leclerc Blaise, expert fertilisation organique
Marchand Patrice, expert substances naturelles
Roinsard Antoine, expert élevages monogastriques
Vidal Rodolphe, expert qualité des produits et transformation
Fourrié Laetitia, chargée de mission réseaux et valorisation, pour son appui en début d'étude

Ressources bibliographiques

Les références ont été recherchées dans les bases de données bibliographiques internationales et auprès d'experts scientifiques des différents domaines : 280 références ont été mobilisées.

*L'étude s'appuie en priorité sur des synthèses **bibliographiques scientifiques**, dont des méta-analyses³, l'étude rassemblant ainsi des travaux d'agronomes, d'écologues, de zootechniciens, d'épidémiologistes, de toxicologues, d'économistes, de sociologues...*

L'état de l'art a englobé des travaux analytiques ainsi que des travaux systémiques.

*Il faut souligner le caractère très inter-disciplinaire du travail, étant donné le vaste champ des thématiques couvertes, ainsi que les échelles (publications sur des processus à l'échelle de quelques m² jusqu'à des évaluations à l'échelle monde). L'étude a aussi mobilisé des **sources plus institutionnelles** : rapports produits par le Commissariat général au développement durable (CGDD), le Service de la statistique et de la prospective du ministère de l'agriculture (SSP), le Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAAER), des Agences de l'eau, l'Agence sanitaire ANSES ou encore l'ADEME, ou des institutions européennes (EFSA), et internationales (OMS). Nous avons pris en compte des références françaises et internationales, cependant, le poids du contexte (pays, époque) dans les valeurs observées ou attribuées requiert une attention particulière, par rapport à la pertinence d'un transfert à d'autres contextes ou d'une extrapolation.*

³ Traitement statistique des résultats d'une série d'études indépendantes sur une question donnée, visant à dégager une conclusion globale grâce à l'augmentation du nombre de cas étudiés.

I. Les contours de l'étude

A. Externalités, Aménités, Services : les concepts

1. Externalités

a) *Rendre visibles les coûts induits par la production et la consommation*

A. Pigou (1946), en étudiant les conditions dans lesquelles on peut assurer le maximum de satisfaction aux individus qui composent la société, met en avant le rôle déterminant des externalités.

En effet, l'un des problèmes importants de nos systèmes agri-alimentaires est le « *shading* » (Princen, 2002) : **les coûts généraux induits par les actes privés de production, sont répercutés sur des dépenses portées par la Collectivité (Budget public), et ne sont pas « visibles »**. Certains économistes essaient donc de **révéler les valeurs de ces conséquences, appelées externalités**, dans le but notamment de 1) réduire les pollutions et de 2) préserver et valoriser les services environnementaux et sociaux. Cette meilleure prise en compte des externalités générées vise à davantage les « internaliser » dans des coûts globaux.

Il y a externalité lorsque l'activité de production d'un agent a une influence sur le bien-être d'un autre sans qu'aucun ne reçoive ou ne paye une compensation pour cet effet. Les agents peuvent être des : *individus (salariés, riverains...), structures humaines (autres entreprises, collectivités...), le monde en général (émissions de Gaz à effet de Serre, GES)*.

Elles peuvent être **positives (on parle alors d'aménités) ou négatives : il y a donc des « bénéficiaires » ou des « victimes »**.

Les externalités ne sont pas directement mesurables par le consommateur. Les **externalités négatives** (voir figure 1) peuvent pénaliser certaines catégories d'agents économiques ou le bien-être général, et pèsent sur les contribuables (coûts des pollutions, des nuisances, des effets sur la santé...). Par conséquent, un certain nombre de travaux vise à les estimer pour rendre compte de ce que seraient des « coûts » complets comprenant donc les « coûts sociaux ».

Pour les **externalités positives** (voir figure 1), il s'agit de les prendre en compte en leur attribuant une valeur. **La notion de multifonctionnalité de l'agriculture** a permis de reconnaître les externalités positives de l'agriculture dans la PAC, avec la mise en place de **Mesures agro-environnementales (MAE)** - intégrées dans le "second pilier" dédié au développement rural, instauré par la réforme de 1999.

La Figure 1 représente schématiquement les différentes externalités positives et négatives. **Nous considérons qu'un surcroît d'externalité positive ainsi qu'une moindre externalité négative représentent un bénéfice pour la collectivité.**

Nous avons également fait figurer les volets pour lesquels il y a un marché (et qui ne sont donc pas des externalités, notamment emplois). Nous instruirons toutefois la question de l'emploi en tant que « performances » des systèmes, et parce que le chômage génère des coûts pour la société.

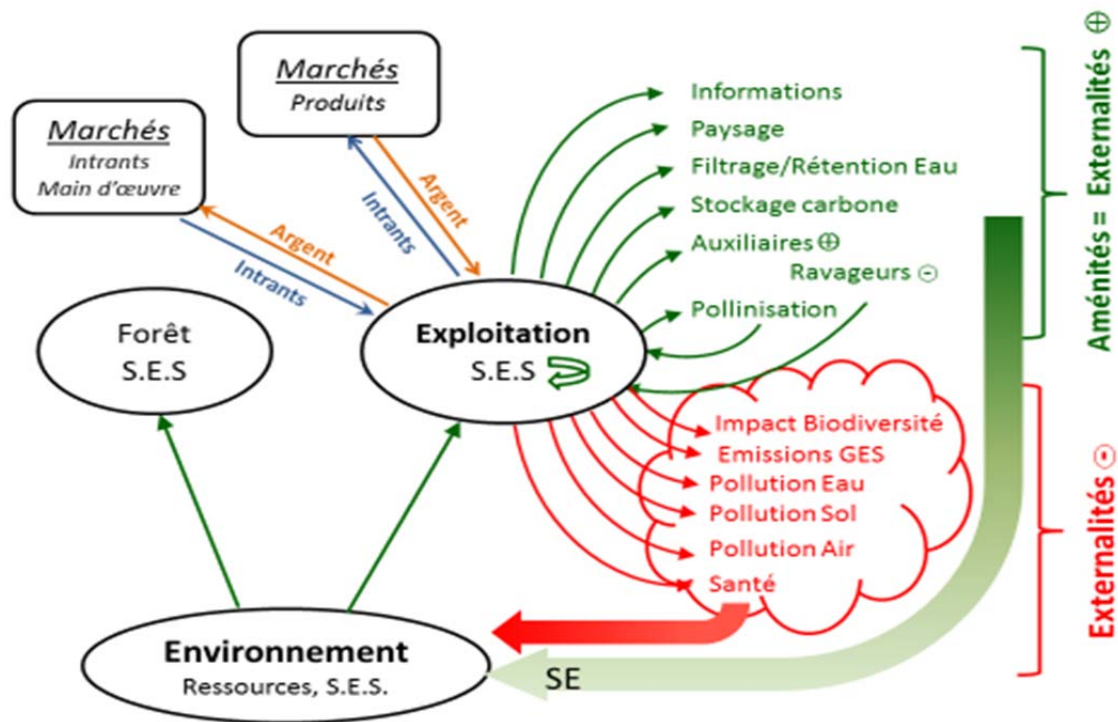


Figure 1. Représentation schématique des externalités positives et négatives que peut produire une exploitation SES : Services Ecosystémiques ; SE Services Environnementaux

On parle parfois aussi de fonctions « non marchandes » de l'acte de production. Et on peut considérer l'existence de ces externalités comme une **insuffisance du marché** qui n'intègre pas toutes les informations liées à l'échange sur le marché (Guyomard, 2004). La consommation peut, au même titre que la production, induire des externalités, environnementales, et sociales.

Pour rappel, l'idée d'inscrire, dans un texte à valeur constitutionnelle, le **droit à un environnement sain et équilibré** date de 1970.

Les externalités positives liées à l'environnement sont des services environnementaux (voir ci-dessous) produits par l'agriculture. Ils sont aujourd'hui davantage pris en compte.

b) Externalités environnementales : passage « d'un environnement qui entoure à une biosphère qui englobe » (Passet, 2010)

Nous aborderons l'environnement à la fois comme réceptacle des impacts des activités de production (consommations et impacts sur les ressources à minimiser : eau, air, sol, biodiversité, énergie), mais nous proposons aussi une vision de l'environnement en tant qu'écosystème pourvoyeur de services : l'environnement est alors « internalisé » comme facteur de production, au même titre que le travail, et le capital... Nous combinons les deux approches, à savoir la vision assez « classique » de l'environnement externalisé, dans une perspective d'amélioration des pratiques au sens de **moindres dégradations des ressources (moindres externalités négatives)**, mais aussi, celle d'une internalisation de l'environnement, et sa non-dissociation de la production comme c'est l'idée maîtresse de l'agroécologie (Ollivier et Bellon, 2010) de façon à réfléchir aussi à l'optimisation des services.

2. Services écosystémiques (SES), et services environnementaux (SE),

Selon Aznar et Perrier Cornet, (2003), il existe **trois conceptions du service « environnemental »** :

1. **produit du capital naturel** : les services environnementaux y sont définis comme des services rendus par la nature à l'homme, non produits par celui-ci (il s'agit des **services écosystémiques (SES)**, dont l'évaluation économique se réfère à l'économie écologique, *ecological economics*).
2. **externalité positive de production** : les travaux de l'OCDE sur les aménités rurales (1994) et sur la multifonctionnalité de l'agriculture (1999) s'inscrivent dans cette conception. Les services se réfèrent à des pratiques humaines ; ce sont des services rendus par des personnes à d'autres personnes. Les **services environnementaux (SE)** sont considérés comme une externalité positive de production. Il n'est pas intentionnel, mais est induit par les pratiques (l'évaluation économique est celle de l'**économie de l'environnement**, Baumol et Oates, 1988).
3. **le champ de l'économie des services** : on note le caractère intentionnel de la fourniture du service ; l'amélioration de l'environnement est intentionnelle du point de vue d'un prestataire (exemple potabilisation de l'eau).

a) Les services écosystémiques (SES)

Des catégories de services écosystémiques

Le mot « service » est utilisé à la fin des années 1970 pour exprimer dans un cadre utilitariste les avantages retirés des fonctions écologiques, afin de renforcer leur importance sociale. En 1997, Costanza a pris en compte 17 fonctionnalités : de la régulation du climat, à la production de nourriture et de matières.

L'importance de l'existence d'écosystèmes fonctionnels en bon état est au cœur des conclusions du Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) qui propose la typologie suivante :

Services d'approvisionnement : en lien avec les ressources directement exploitées par l'homme (nourriture, énergie, eau,...)

Services de régulation : en lien avec les mécanismes responsables de la régulation du climat, des populations de ravageurs, de la prévention des inondations...

Services culturels : en lien avec les aspects récréatifs, esthétiques, culturels, spirituels,

Services de soutien : en lien avec des processus qui sont à la base du fonctionnement des trois premiers (processus qui permettent indirectement l'exploitation des ressources naturelles : fertilité des sols, cycles biochimiques, pollinisation).

Les écosystèmes contribuent ainsi naturellement à la fourniture d'un grand nombre de services bénéfiques aux activités humaines dont la production agricole :

Services fournis aux agriculteurs : pollinisation, régulation biologique des ravageurs, fertilité du sol (et minéralisation des nutriments), formation et structure du sol

Services fournis à la collectivité : qualité de l'eau, qualité de l'air, régulation du climat, des inondations, des déchets, stockage de carbone

Cette répartition est schématique puisque les agriculteurs bénéficient des services fournis à la collectivité, en tant que citoyens, mais aussi en lien avec l'activité de production (par ex. l'atténuation du changement climatique a des répercussions sur les rendements, les ravageurs émergents...).

Le MEA souligne **qu'un nombre croissant d'écosystèmes sont dégradés** (la FAO estime que 2/3 des services rendus par les écosystèmes sont dégradés au niveau mondial) ou menacés par les activités humaines. D'autre part la **demande sociale pour un ensemble de services liés à ces écosystèmes s'accroît** également (Salles et al., 2016).

Evaluation et chiffrage économique des services écosystémiques :

L'évaluation des SES est devenue un domaine de recherche et d'expertise très actif. Il existe de grandes incertitudes scientifiques quant aux relations entre utilisations des terres, fonctions écologiques, et services écosystémiques. Par ailleurs, de nombreux auteurs soulignent la complexité des processus écologiques, et les interdépendances entre fonctionnalités écologiques. Des arbitrages sont à faire entre les services écosystémiques : construire des « faisceaux » ou « bouquets » de services écosystémiques convergents (les services ont des effets qui se renforcent mutuellement) et/ou les oppositions entre services, au sein des écosystèmes (dis-services) (Roche et al., 2016).

Actuellement une étude nationale EFESE (Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques) conduite par le MEEM (Ministère de l'Environnement, de l'Energie, et de la Mer) est en cours et doit permettre de préciser les services rendus en fonction des écosystèmes. L'INRA réalise l'évaluation des services rendus par l'un des 6 écosystèmes considérés, l'écosystème agricole (EFESE-EA). Cependant, les modes de gestion des écosystèmes (AB, AC) ne sont pas étudiés comme étant des paramètres de variabilité de ces services.

Quant aux évaluations économiques des SES, elles font débat : si l'intérêt d'une prise de conscience par l'affectation de valeurs est réel, la logique utilitariste est questionnée, et au-delà, la commensurabilité se pose, puisque les valeurs de la biodiversité et des SES sont polysémiques, et qu'elles regroupent des mesures et des préférences hétérogènes (Maris et al., 2016).

Constanza (1997) a livré une première évaluation monétaire des services rendus à l'humanité par les écosystèmes : ses calculs conduisent à une valeur annuelle moyenne de 33 000 milliards \$US soit 2 fois le PNB (Produit National Brut) mondial. Ces valeurs, quoique débattues par certains économistes, ont été mises à jour en 2014 par Constanza qui les porte entre **125 000 à 145 000 milliards \$ US**.

Echelles en jeu :

Le bénéfice issu du service de séquestration de carbone est le même quel que soit le lieu géographique où il est produit. A l'inverse, les services liés à l'eau sont en général beaucoup plus localisés. Le périmètre d'étude peut alors être restreint à l'échelle d'un sous bassin versant, ce qui facilite l'identification d'acteurs dont les pratiques sont susceptibles d'influer directement sur la qualité du service. Dans le cas de gestion de pollutions diffuses, il s'agit de bien comprendre la distribution spatiale, des pressions anthropiques et/ou des processus naturels susceptibles de jouer sur la qualité de la ou des masses d'eau considérées à l'aide de modèles agro-hydrogéologiques.

b) Les services environnementaux (SE)

La diffusion de la notion de SES s'est accompagnée d'une certaine confusion, entre les services *écosystémiques*, rendus à la société par la "nature", et les **services environnementaux (SE)**, rendus eux par des agents humains - dont les actions peuvent consister à maintenir ou accroître des SES.

Sept classes de services environnementaux sont catégorisées dans les négociations internationales (CNUCED, 1998 ; OMC, 2000) : eau destinée à la consommation humaine et gestion des eaux usées, protection de l'air, protection du climat, protection de la biodiversité et des paysages, entretien du sol, gestion des déchets, lutte contre le bruit.

La FAO (2007) lie la notion de service environnemental aux services écosystémiques sources d'externalités positives (à privilégier), et aux pollutions (externalités négatives à réduire) induites par des activités de production.

Les services environnementaux sont les externalités positives environnementales de la production agricole, c'est-à-dire des bénéfices pour la société générés par les pratiques mises en œuvre sur les écosystèmes par les producteurs.

c) Les externalités sont fonction des normes, et sont relatives

Les niveaux d'externalités dépendent de ce qui est considéré comme « l'état normal » d'un milieu en dessous duquel il y aurait dégradation au détriment de la société, et au-dessus duquel il y aurait bénéfice pour la société (Terrasson, 2002). Si la "science" fournit des éléments d'appréciation de ce que sont les états souhaitables dans le sens de la durabilité, la fixation de normes résulte toujours d'une construction sociale. Par exemple, en termes de biodiversité, ce qui concerne les habitats et abris naturels : à partir de quel niveau peut-on considérer que c'est « suffisant » voire « optimal » ?

Il est difficile de fixer les valeurs des différents « états normaux ». On peut citer à cet égard les travaux de Bouleau et Pont (2014) qui illustrent cette difficulté à définir le retour au « bon état », dans le cas particulier de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). En effet, le bon état conduit à avoir une vision assez figée, or aujourd'hui la notion d'équilibre est remise en cause par les écologues, dans une discussion de la notion d'« équilibre », avec une vision plus dynamique.

Les externalités sont évaluées en référence à ces normes et aux états créés par les pratiques de l'agriculture dite "conventionnelle" (AC) ; **elles sont donc relatives, et mécaniquement évolutives.**

Le Tableau 1 proposé par EcoConsultants (2011) croisant externalités positives proposées par le MEA (Swington et Zang, 2005), et externalités négatives proposées par Pretty et al. (2000) illustre le fait que les niveaux de référence sont **relatifs et fonctions des normes et réglementations.**

Normes	
Externalités positives	Externalités négatives
Régulation du niveau des rivières et des nappes (favorisant la disponibilité en eau)	Dérégulation du niveau des nappes et rivières (moindre disponibilité en eau)
Conservation/restauration de la qualité de l'eau	Eau : détérioration de la qualité de l'eau et perte des différents usages (boisson, pêche, baignade)
Sol : limitation et contrôle du risque d'érosion éolienne et hydrique	Sol : amplification du risque d'érosion éolienne et hydrique
Sol : augmentation de la séquestration Carbone	Air : Emission de GES (méthane, oxydes carboniques et nitriques)
Contrôle des émissions de GES	
Conservation/restauration de la biodiversité (sols, ressources génétiques...)	Détérioration de la biodiversité
Maintien du nombre de pollinisateurs	Diminution du nombre de pollinisateurs
Conservation des abris, habitats, zones d'ombres	Pertes d'habitats et diminution du nombre de pollinisateurs

Tableau 1. Les externalités environnementales positives versus négatives définies en fonction des normes

On mesure ainsi qu'étudier les externalités positives produites par la mise en œuvre de l'AB ne peut être fait dans l'absolu, mais doit être fait en relatif par rapport à un référentiel. Nous aurions pu faire le choix d'évaluer les externalités de l'AB par rapport à une forêt primaire, ou par rapport à d'autres modes de production spécifiques (agriculture dite « bas intrants » ou agriculture « de précision », etc). Nous avons fait **le choix méthodologique d'analyser les externalités de l'AB au regard de celles générées par l'agriculture « non AB », dite "conventionnelle" (AC)**⁴. Il s'est agi d'identifier, de caractériser, de quantifier et de chiffrer d'un point de vue économique les différentiels d'externalités entre AB et AC à partir de la littérature scientifique.

⁴ Dans la suite, nous pourrions indiquer AB pour agriculture biologique et AC pour agriculture conventionnelle.

Nous assumons ici la position méthodologique qu'une moindre externalité négative est un atout, un bénéfice pour les biens publics, et par conséquent peut être considérée comme une externalité positive de l'AB. Nous avons présenté ce point au démarrage de l'étude, lors de la première séance au Conseil Scientifique de l'AB du 5 février : cette posture a été validée.

Une analyse solide des différentiels d'externalités AB/AC nécessite une évaluation fine des externalités de l'AC, afin de procéder à des évaluations en différentiel solides. Nous avons suivi 3 étapes :

- 1- caractérisation de l'AB susceptible d'avoir des différentiels d'effets par rapport à l'AC
- 2- identification et quantification des externalités imputables à l'AC, et en parallèle identification et quantification des différentiels d'externalités (positives ou négatives) imputables à l'AB
- 3- recherche de leurs éventuelles évaluations économiques.

B. Caractérisation des systèmes en agriculture biologique

1. Préambule : Difficultés méthodologiques liées à la diversité des systèmes

L'AB est caractérisée par un règlement et un cahier des charges qui la distingue de fait de l'agriculture conventionnelle. De nombreuses études ont illustré sa diversité, son hétérogénéité (Lamine et Bellon, 2009 ; Desclaux et al., 2009 ; Sautereau et al., 2010 ; Meynard et Cresson, 2011 ; Allaire et Bellon, 2014). Et nous voyons qu'il n'est pas aisé, de ce fait, de parler de « LA » bio ou « DU » conventionnel, en lieu et place des systèmes agricoles, et agri-alimentaires, qui pourraient être placés sur des gradients, plutôt que sur des positions réductrices, et figées, simplificatrices de la réalité, surtout quand il s'agit d'évaluer. Il ne s'agit pas d'instaurer des postures concurrentielles ; certains chercheurs considèrent d'ailleurs que ces comparaisons ne sont pas fondées en tant que telles, ou du moins qu'elles n'ont pas de sens, « tout n'étant jamais égal par ailleurs ».

Pour éclairer les pouvoirs publics, il semble néanmoins parfois nécessaire de recourir à des analyses comparées, mais en gardant à l'esprit cette remarque préliminaire fondamentale de **la diversité des systèmes : les résultats permettent d'éclairer des « tendances », ou des « moyennes » au sein de groupes de pratiques forcément beaucoup plus diverses.**

Pour autant, malgré cette diversité, **l'AB reste identifiable à la fois comme process et comme produit (par la certification), contrairement à d'autres propositions comme celles se référant à l'agroécologie (Allaire et Bellon, 2014).**

2. Un cahier des charges qui la différencie, et des principes qui déterminent des tendances en ce qui concerne des pratiques

Les spécificités majeures de l'AB, qui la distinguent du conventionnel (même si certaines formes d'agricultures conventionnelles, non certifiées AB, peuvent être proches de l'AB) sont le non-recours aux pesticides chimiques de synthèse, aux engrais azotés minéraux, aux OGM, et une moindre utilisation d'antibiotiques, et d'additifs au niveau de la transformation des produits. A cet égard, on peut citer Goulet (2012), qui présente l'AB comme une innovation qui procède du « retrait ».

Mais, au-delà, il nous faudra regarder aussi les effets plus indirects que cette non-utilisation de pesticides chimiques de synthèse et des engrais azotés minéraux induit (reconfiguration des pratiques). **En effet, le moindre recours aux intrants nécessite une plus grande autonomie.** En ayant moins de possibilités de traitements curatifs au regard des bio-agresseurs, les systèmes bio sont souvent moins spécialisés, et ont davantage recours au travail. On peut dire finalement qu'à la dépendance aux intrants se « substitue » pour partie une dépendance au travail plus importante (pour partie, car des intrants, figurant dans la liste des produits autorisés en AB, sont utilisés).

Par ailleurs, la diversité (plus d'espèces et de variétés et une plus grande diversification des activités), se combine avec une recherche plus fréquente de liens aux consommateurs : les filières courtes sont davantage mises à profit par les producteurs en AB (Agence Bio, RGA 2010). Bien entendu, les circuits courts ne sont pas l'apanage de l'agriculture bio ; il n'en demeure pas moins que la plus forte proportion de circuits courts est une caractéristique des systèmes bio.

Par ailleurs, au-delà de cette caractéristique de la bio qui n'utilise « pas de », ou « peu de », le règlement de l'AB indique : « *Le mode de production biologique joue un double rôle sociétal : d'une part, il approvisionne un marché spécifique répondant à la demande de produits biologiques émanant des consommateurs ; et, d'autre part, il fournit des biens publics contribuant à la protection de l'environnement et du bien-être animal ainsi qu'au développement rural* » (Règlement CE n°834/2007).

Le règlement énonce en effet une liste de préconisations sur la base des principes d'écologie, de santé, de soin, et d'équité. Il est spécifié qu'il s'agit « *de préserver et de développer la vie et la fertilité naturelle des sols, leur stabilité et leur biodiversité, de prévenir et limiter le tassement et l'érosion des sols ; de réduire au minimum l'utilisation de ressources non renouvelables et d'intrants ne provenant pas de l'exploitation ; de recycler les déchets et les sous-produits d'origine végétale ou animale ; de préserver la santé des animaux en stimulant les défenses immunologiques naturelles de l'animal et en encourageant la sélection de races et de pratiques d'élevage appropriées ; de préserver la santé des végétaux au moyen de mesures préventives, notamment en choisissant des espèces et des variétés appropriées et résistantes aux nuisibles et aux maladies, en assurant dûment une rotation appropriée des cultures, en protégeant les prédateurs naturels des nuisibles ; de pratiquer un élevage lié au sol ; d'assurer un niveau élevé de bien-être animal en respectant les besoins propres à chaque espèce* »...

Nous ne reproduisons pas ici la liste complète de ces recommandations. Elles visent à « exacerber » les processus agro-écologiques, notamment en visant l'autonomie, les recyclages, la diversité, et les adaptations aux contextes.

On rappelle ici que diversification et autonomie sont précisément les deux principes soulignés comme étant au cœur des démarches agro-écologiques par Guillou et al. (2013).

Cependant, ces recommandations, à l'inverse des interdictions et limitations citées précédemment, ne sont pas traduits en « points de contrôle » du cahier des charges. Par conséquent, même si ces principes font l'« ossature » du règlement, les pratiques sont hétérogènes. Toutefois, on verra que des tendances moyennes se dégagent quant à certains services au vu de la mise en œuvre de ces recommandations, qui ne sont pas des prescriptions.

Par conséquent, pour répondre à la question des externalités, il nous paraît important d'analyser ce que, via la non-utilisation de pesticides chimiques (ou une moindre dépendance dans le cas des engrais minéraux), l'agriculture bio : 1) n'engendre pas (les coûts de « dépollutions », et aussi les impacts sur la santé humaine), et 2) ce qu'elle produit davantage en lien avec les pratiques agro-écologiques mises en œuvre (biodiversité, fertilité du sol...).

3. Caractérisation de la « Ferme Bio française »

Nous indiquons dans le Tableau 2 les données nous permettant de caractériser les productions et les parts de superficies bio au regard de la superficie totale (Agreste/Agence Bio/OC 2015). Nous avons aussi utilisé les données 2010 (issues du Recensement Général de l'Agriculture, RGA 2010) car elles nous permettent d'avoir une comparaison avec les chiffres concernant l'agriculture conventionnelle, notamment en ce qui concerne le nombre de travailleurs moyens (voir section emplois). Par ailleurs, nous donnons le poids des différentes cultures en AB et en AC. En moyenne, la « Ferme Bio française » est bien moins céréalière, que la « Ferme conventionnelle française », et en proportion

davantage arboricole, maraîchère, viticole, et riche en cultures fourragères et prairies (polycultures-élevages), et

Productions	Part de la SAU totale en AB		Ferme France en 2015*	Ferme Bio France en 2015**
	en 2010*	en 2015**		
Grandes cultures	1,5%	2,5%	45%	21%
Cultures fourragères	4,5%	7,2%	47%	65%
Prairies	3,7%	5,4%		
Légumes	3,3%	4,9%	0,8%	1,6%
Fruits	9,6%	11,5%	0,8%	2,6%
Vignes	6,1%	9,1%	3,3%	6%
Plantes à Parfum, Aromat. et Médicinales	13,1%	16,3%	0,1%	0,5%
Autres	5,4%	4,7%	5%	3,3%
Toutes productions	3,1%	5,1%	100%	100%

Tableau 2. Part de la SAU Bio par rapport à la SAU

Sources : * Agreste ; ** AgenceBio/OC

totale, en fonction des cultures, et assolements respectifs AB et AC

Orientation technico-économique (2010)	AB 0/1	Nb expl.	SAU moy (ha)	% SAU AB/AC
Céréales et oléoprotéagineux	0	83 237	80	
	1	1 448	92	+15%
Autres grandes cultures	0	32 842	71	
	1	1 236	44	-38%
Maraîchage	0	5 199	11	
	1	929	8	-25%
Horticulture	0	8 023	8	
	1	417	13	+55%
Viticulture	0	66 741	15	
	1	3 214	25	+66%
Fruits et autres cultures permanentes	0	17 097	14	
	1	1 502	24	+69%
Bovins lait	0	48 301	79	
	1	1 925	86	+9%
Bovins viande	0	58 073	64	
	1	1 457	97	+51%
Bovins lait et viande combinés	0	10 625	101	
	1	168	94	-6%
Ovins et caprins, autres herbivores	0	29 372	44	
	1	1 164	72	+66%
Herbivores mixtes	0	25 175	19	
	1	506	53	+174%
Porcins	0	6 170	60	
	1	107	49	-19%
Volailles	0	14 133	37	
	1	676	30	-19%
Granivores mixte	0	8 517	59	
	1	278	65	+9%

Polyculture, poly-élevage, autres	0	56 665	77	
	1	2 926	54	-29%
Non classées	0	1 839	11	
	1	15	16	+41%
TOTAL	0	472 009	56	
	1	17 968	53	

Tableau 3. Nombre d'exploitations, et Surfaces moyennes selon les OTEX, en AB et AC, à partir des Données SSP

Par ailleurs, on note dans le Tableau 3, que, selon les OTEX, les SAU moyennes AB et AC sont très différentes, ce qui pose des problèmes en termes de comparaison (les structures ne sont pas les mêmes, par conséquent les fonctionnements sans doute non plus). C'est le cas en particulier pour la catégorie « herbivores mixtes » pour laquelle les 2% d'exploitations AB ont des SAU moyennes de +plus de 174% par rapport aux exploitations AC de la « même » catégorie.

On verra que ces tailles d'exploitations très différentes posent aussi des questions en termes d'analyse comparée des contributions respectives à l'emploi.

C. Caractérisation des consommations d'intrants dont l'AB se prive, ou qu'elle limite

Les recherches pour mieux évaluer les risques et les impacts induits par l'usage des pesticides sur les milieux et sur les humains nécessitent plusieurs étapes : a) quantifier les utilisations b) analyser les expositions réelles des espèces non-cibles avec l'utilisation de méthodes analytiques sensibles appliquées aux mesures de terrain, et c) déterminer des effets sur ces espèces non-cibles, étape qui requiert des études de toxicologie sur tout un ensemble d'invertébrés ou de vertébrés.

En ce qui concerne l'exposition, il s'agit de décrire de façon exhaustive les devenir et les niveaux de contaminations dans les quatre compartiments de l'environnement : les sols, les eaux (de surface et souterraines), les plantes (traitées et non-traitées) ainsi que l'air. Ces niveaux de contamination définiront des niveaux d'exposition pour les humains.

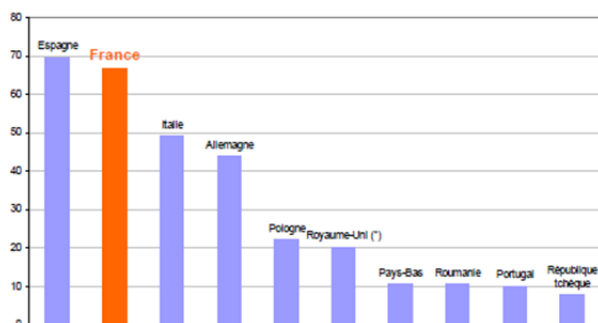
De la même manière, l'usage des engrais azotés doit être analysé sachant que les formes azotées sont multiples, et que le cycle de l'azote est complexe, avec de nombreuses réactions d'oxydation (nitrification), et de réduction (dénitrification).

1. Non-utilisation de produits phytosanitaires de synthèse

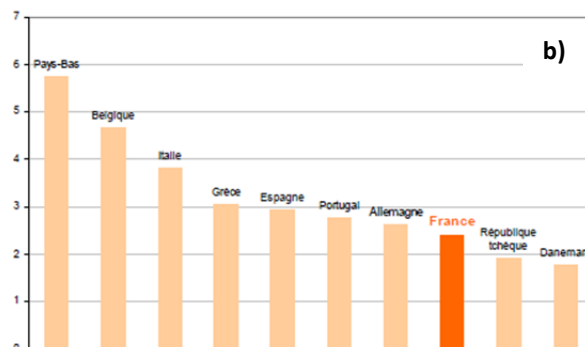
a) Estimation des quantités de pesticides en jeu et de la pression phytosanitaire

La France, premier producteur agricole européen, est le deuxième plus gros consommateur de pesticides, après l'Espagne (Figure 2.a). Lorsque l'on ramène cette consommation de produits phytosanitaires à l'hectare de SAU (Figure 2.b), la France ne se situe plus dans les pays de tête, mais ces quantités moyennes par ha ne traduisent pas que l'intensité du recours aux pesticides : elles dépendent beaucoup des "assolements nationaux" (viticulture et arboriculture sont bien plus consommatrices de pesticides que les surfaces fourragères).

a)



Source : Eurostat. (*) chiffre 2012



Source : Eurostat ; données 2013 pour les ventes, 2010 pour la SAU.

Figure 2. Ventes de produits phytosanitaires en 2013 : 10 premiers Etats membres de l'UE (source : CGDD, 2015b). a) Quantités totales (Mt) ; b) Quantités (kg) par hectare de SAU

En 2012, le chiffre d'affaires de la vente des pesticides en France s'établit à 1,99 milliard d'euros, correspondant à 4,7% du chiffre d'affaire de 42,2 milliards d'euros (INSEE 2013) de la « Ferme France » en productions végétales.

En France, les seuls chiffres disponibles ont longtemps été les ventes annuelles déclarées par les principales firmes phytosanitaires, publiées par l'Union des Industries de la Protection des Plantes (l'UIPP) pour la métropole. Ces données montraient une baisse des tonnages vendus, mais dont l'interprétation était controversée. Comme l'avait souligné l'ESCo "Pesticides" (2005), cette baisse résultait, pour partie du moins, de l'évolution des produits utilisés : la substitution de nouveaux produits, très actifs et employés à des doses très faibles (quelques grammes par ha), à des produits plus anciens, utilisés à des doses plus élevées. L'emploi de ces nouvelles substances induit donc une baisse des tonnages, sans réduction de la pression phytosanitaire, et donc des risques pour l'environnement.

La connaissance de l'utilisation des pesticides a évolué, au milieu des années 2000, avec l'adoption et la mise en œuvre de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT), mis au point au Danemark dans les années 1980. L'IFT est la « somme des traitements appliqués, pondérés chacun par le rapport entre la dose/ha et la dose d'homologation. Il est calculé à partir des enregistrements des traitements effectués à la parcelle, et des doses homologuées répertoriées dans la base de données e-phy-anses ». Il permet donc de sommer des produits homologués à des doses très différentes. Son application aux données des enquêtes "Pratiques culturales" de 2001 et 2006 (Figure 3) a montré qu'il n'existait pas de baisse générale du recours aux pesticides sur les grandes cultures françaises.

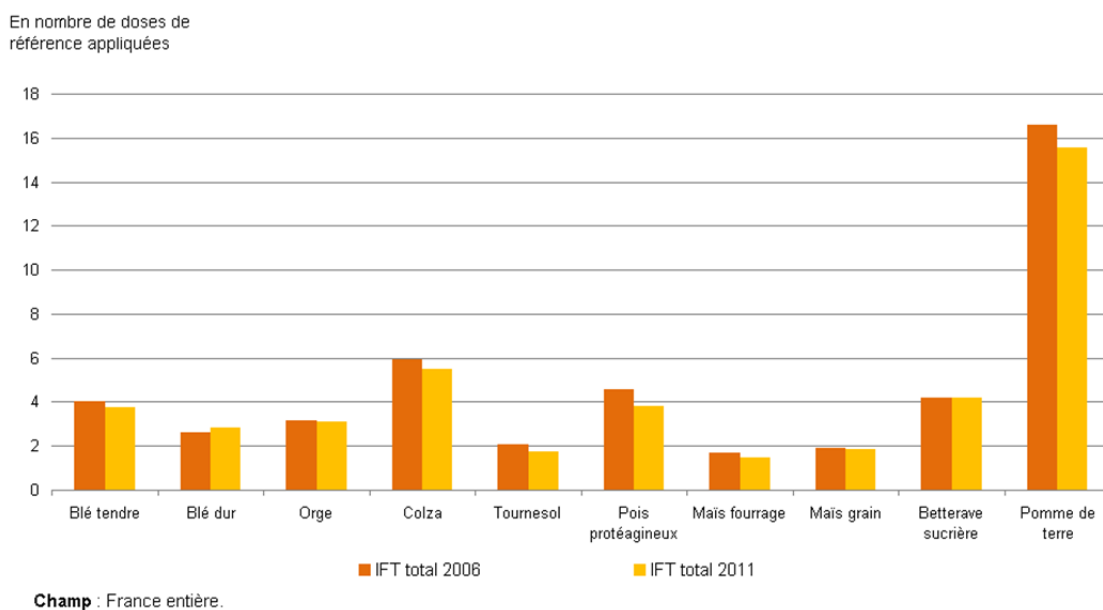


Figure 3. Evolution de l'indicateur de fréquence de traitement (IFT) moyen
(Source : Agreste, enquêtes culturales grandes cultures, 2006 et 2011 ; traitement : SOeS 2014)

En 2008, le lancement du plan Ecophyto de réduction des usages des produits phytosanitaires s'est accompagné de l'instauration d'une déclaration des ventes de pesticides par les distributeurs (création d'une Base nationale des données de ventes), données à partir desquelles sont calculés les indicateurs de suivi du plan. Ces indicateurs sont principalement : la QSA (Quantités de Substances Actives) et le NODU (Nombre de Doses Unités) dans lequel (comme pour l'IFT), les quantités de chaque substance active sont rapportées à leur dose d'homologation.

Les notes de suivi du plan Ecophyto présentent chaque année l'évolution des deux indicateurs. Celle de 2015 (intégrant les données de 2014, et parue en 2016) met clairement en évidence une augmentation de l'utilisation des pesticides (Figure 4).

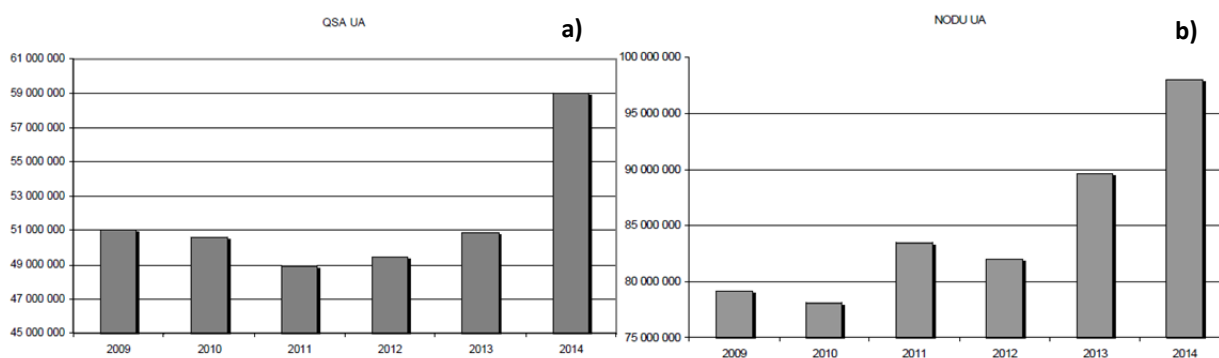


Figure 4. Evolution de l'utilisation des pesticides en France (Ecophyto, 2016) :
a) Quantités de substances actives (QSA) "usages agricoles" (tonnes) ; b) Nombre de doses unités (NODU) "usages agricoles"

Afin de lisser les effets de la variabilité interannuelle des conditions climatiques (et donc sanitaires), le NODU peut être moyenné sur des périodes de trois ans glissantes. Entre les périodes 2009-2010-2011 et 2012-2013-2014, il a augmenté de 12%.

	2009-2010-2011	2010-2011-2012	2010-2011-2012	2012-2013-2014
NODU UA triennal (en millions d'ha)	80,2	81,2	85,0	89,9

Au-delà des fluctuations interannuelles de consommation associées aux conditions climatiques, et d'effets d'anticipation de mesures réglementaires pouvant jouer sur les achats, la persistance d'un recours important aux pesticides s'explique par le maintien d'objectifs de rendement élevés et d'itinéraires techniques qui génèrent des risques phytosanitaires forts. L'apparition et l'extension de résistances aux produits chez les espèces cibles y contribuent également.

Les Pesticides autorisés en Bio

Nous n'avons pas de données spécifiques sur les consommations de pesticides par les agriculteurs en bio. Le cuivre, par exemple, représente environ 2,6% du tonnage total des produits phytosanitaires (Source : Agreste 2014), mais il n'est pas utilisé par les seuls agriculteurs bio. Il en est de même pour d'autres produits (soufre, pyrèthres...).

Nous ne négligeons pas l'utilisation de pesticides autorisés dans le cahier des charges bio. A cet égard, il faut souligner que ce cahier des charges est en permanence revu et amendé pour soustraire des intrants jugés litigieux (roténone par exemple) dans le cadre d'un processus permanent d'amélioration. Dans ce cadre, l'ITAB propose, en lien avec l'INAO, un guide d'utilisation des intrants utilisables en bio⁵ (ITAB, 2014), et travaille à l'élaboration d'alternatives.

Certains intrants posent aujourd'hui encore des questions de par leur impact environnemental (ex. cuivre), ou sanitaire (ex. PBO).

Le cuivre : C'est l'élément le plus problématique dans la protection des cultures en mode biologique. En effet, le cuivre n'étant pas biodégradable, celui-ci s'accumule dans le sol et crée une pression sur les micro-organismes, champignons et animaux qui y vivent. Le GIS Sol dans le cadre du dispositif RMQS (Réseau de Mesure de la Qualité des Sols) indique en particulier une forte contamination en cuivre des bassins viticoles (démarrage des mesures en 2011). Une Expertise scientifique collective est actuellement conduite par l'INRA pour faire le point sur les alternatives possibles.

Le soufre : Dans le sol, le soufre est oxydé en quelques jours par des bactéries en sulfates, ce qui en fait un élément nutritif secondaire pour les plantes. Dans l'air, il peut avoir un impact sur la faune auxiliaire comme le montrent des résultats de Sauphanor et al. (2009).

PBO : Le Piperonyl Butoxide ou PBO est un synergisant très souvent employé dans la fabrication des insecticides, pour augmenter l'efficacité des traitements (également en synergisant des pyrèthres naturels). Le PBO soulève depuis longtemps une polémique en bio, car il est classé R23 R24 R25 (toxique par inhalation, par contact avec la peau et en cas d'ingestion), et R40 (effet cancérigène suspecté : preuves insuffisantes), R50/53 (très toxique pour les organismes aquatiques, peut entraîner des effets néfastes à long terme pour l'environnement aquatique). L'accumulation dans les sédiments est possible avec, pour le PBO, un effet possible de synergie avec d'autres composés toxiques présents auparavant dans les sédiments (BRGM 2006). Le CNAB vient de voter l'effectivité de son interdiction d'usage en bio à partir de 2017.

Le fait que 37% des agriculteurs en conventionnel prennent surtout conseil auprès des vendeurs d'intrants, contre seulement 5% des agriculteurs en agri-biologique, est également un point important qui renvoie à la réforme du système de conseil en production agricole (Carpentier, 1995). En effet, un vendeur de pesticides est évidemment peu incité à amener les agriculteurs à utiliser des pratiques économes en pesticides. Cette relation particulière entre les distributeurs d'intrants et les agriculteurs est également un facteur de « verrouillage » en défaveur de l'adoption de pratiques économes en intrants. Par ailleurs, l'idée des freins « culturels » à l'adoption de pratiques alternatives aux pratiques conventionnelles trouve des arguments dans le fait que 87% des producteurs en conventionnel sont issus du milieu agricole contre seulement 43% des producteurs en agri-biologique (Carpentier et Barbier, 2005).

⁵ <http://www.itab.asso.fr/downloads/com-intrants/guide-protection-plantes6.pdf>

b) Des pesticides très divers et des risques toxicologiques et environnementaux variés

Le seul raisonnement sur les quantités commercialisées, ou sur les nombres de doses vendues (NODU) ou appliquées à la parcelle (IFT), ne permet pas de prendre en compte les impacts des substances utilisées.

Le Rapport Potier et al. (2014) souligne la réduction notable du NODU des substances problématiques pour la santé humaine classées CMR 1A et 1B (effet cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction avéré ou présumé pour l'homme), de -63% entre 2008 et 2012 du fait du retrait des molécules les plus dangereuses. Il en va de même des substances classées CMR 2 (effet cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction suspecté pour l'homme), qui ont diminué de 37% sur la même période. Cette amélioration est toutefois à relativiser. La classification toxicologique des substances actives a été revue en 2014 (règlement dit "CLP"); l'application (rétrospective) de cette nouvelle classification, plus protectrice, aux données disponibles depuis 2008 ne met plus en évidence de baisse (Tableau 4).

En milliers ha :	2009	2010	2011	2012	2013	2014
NODU CMR 1	2 577	2 317	2 300	2 325	2 436	2 615
NODU CMR 2	17 314	17 657	18 311	18 618	21 107	23 971
Total NODU CMR	19 891	19 974	20 611	20 943	23 543	26 586

Tableau 4. Evolution des NODU entre 2009 et 2014 (Source : Ecophyto, 2016)

L'élément majeur est le **niveau de toxicité** des substances actives utilisées, mais également des formes commerciales proposées (la toxicité peut être exacerbée par les adjuvants). De plus, la stabilité des molécules dans le milieu et la toxicité des métabolites issus de leur dégradation sont importants à prendre en compte.

Ainsi, le tonnage des matières actives consommées n'est aussi que très partiellement instructif, voire peu pertinent, concernant les impacts sur l'environnement : en effet, il peut y avoir un report des matières actives classées T, T+, vers des matières actives telles que le soufre par exemple, qui peuvent peser plus lourds (masse utilisée par ha). **On ne peut mesurer une amélioration potentielle des profils éco-toxicologiques par le biais des tonnages.**

La mise au point de pesticides chimiques récents permet d'en utiliser peu, voire très peu, mais ne met pas à l'abri d'effets nocifs sur des cibles non visées, malgré leur spécificité. L'autre point concerne la difficulté de la détection et du dosage des substances actives qui se retrouvent dans les sols, les eaux, l'air, à des concentrations très faibles, ce qui limite la description de leur devenir (Calvet et al., 2005).

Toutes ces substances sont écotoxiques, mais on peut s'attendre à une très grande disparité des effets potentiels en fonction des cibles moléculaires et des modes d'action particuliers : il n'y a rien de commun entre les effets d'un herbicide de grande culture, inhibiteur de la photosynthèse des végétaux, et un insecticide neurotoxique. Ces produits peuvent être toxiques à court ou à long terme, mais dans la plupart des cas, il n'y a pas de relation évidente entre la toxicité humaine et l'écotoxicité.

Il est donc extrêmement difficile et périlleux de tirer des généralités en la matière. On peut par exemple penser qu'un insecticide neurotoxique, du fait de l'homologie des cibles, sera plus toxique pour l'homme, les vertébrés ou les arthropodes présents dans l'environnement qu'un herbicide ou qu'un fongicide ; c'est souvent vrai, mais il y a de nombreuses exceptions. De même un herbicide présentera généralement plus de risques pour la flore aquatique (algues) que d'autres pesticides (Esco Pesticides, 2005). Les effets de perturbation endocrinienne sont observés pour des molécules appartenant à des familles de pesticides très diverses.

c) *Un indicateur intégrateur d'impacts environnementaux*

I-PHY de la méthode INDIGO® est un indicateur qui permet d'évaluer les impacts des pesticides sur l'environnement à l'échelle de la parcelle. Basé sur un système expert, il prend en compte les caractéristiques des substances actives (SA), de la parcelle et les conditions d'application. I-PHY évalue les risques d'entraînement vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines, les risques de pollution de l'air et ceux liés à la dose de pesticide appliquée. Chaque indicateur varie de 0 à 10, les valeurs supérieures à 7 signifiant un risque faible, les valeurs comprises entre 4 et 7 un risque acceptable, et les valeurs inférieures à 4 un risque fort. L'agrégation de ces indicateurs fournit le score I-PHY sous la forme d'une note sur 10. Les résultats permettent d'identifier des pratiques à risque pour l'environnement.

Quelques travaux de recherche ont utilisé I-PHY, dans l'objectif de produire des références comparées bio/ conventionnel, notamment en viticulture et en arboriculture où le nombre de traitements, et par conséquent l'enjeu d'écologisation des pratiques, sont élevés.

En arboriculture, I-PHY (adapté pour l'arboriculture ; Devillers et al., 2005) a été utilisé par Sautereau et al. (2013) à partir de relevés de calendriers de traitements en bio et en conventionnel : des valeurs moyennes de 5,8 en bio et de 4,2 en conventionnel ont été calculées. Sur le site expérimental de l'INRA de Gotheron, les systèmes en « agriculture raisonnée » présentent l'impact environnemental le plus élevé (pour deux variétés, Ariane et Melrose, l'I-PHY est à 3), les systèmes « bas-intrants » sont les plus éco-performants (pour ces mêmes variétés, l'I-PHY est à 7), tandis que les systèmes en bio, pénalisés par l'utilisation de cuivre et de soufre, se situent en situation intermédiaire (I-PHY à 5) (Simon et al., 2011).

En viticulture, des travaux récents de l'IFV (Institut Français de la Vigne et du Vin) donnent les résultats suivants sur une station expérimentale suivie depuis 11 ans : l'I-PHY est de 4,4 pour la modalité viticulture raisonnée, de 5,2 pour la modalité Écophyto, et de 8 pour la conduite biologique, qui présente donc le meilleur I-PHY (Cahurel et al., 2016).

d) *Présence dans les milieux*

Dans l'eau

Une étude récente a cherché à modéliser au niveau mondial la contamination des cours d'eau par les pesticides ; les résultats indiquent que 40% des cours d'eau de la totalité de la superficie mondiale seraient concernés. D'après les estimations, environ 4 millions de tonnes de pesticides sont appliqués annuellement dans le monde, ce qui conduit à une moyenne de 270 g/ha (Ippolito, 2015). La pollution diffuse (pesticides et nitrates) des ressources en eau est l'un des enjeux actuels majeurs mentionnés dans le Plan de Sauvegarde des ressources d'eau en Europe de 2012 : les effets de cette pollution sont désormais visibles dans tous les Etats membres, et les impacts sont mesurables et grandissants. Les pollutions diffuses affectent ainsi **90% des districts hydrographiques : 50% des masses d'eau de surface et 33% des masses d'eau souterraines à travers toute l'Europe** (OIEau, 2015).

En France, les suivis de la qualité de l'eau montrent globalement une très nette régression des pollutions industrielles, domestiques et urbaines depuis la création des Agences de l'eau il y a 40 ans, **mais un accroissement des pollutions agricoles**, sauf dans certaines régions. Ce constat a motivé depuis 2007 plusieurs engagements du Grenelle sur l'agriculture (restrictions des pesticides, accroissement de la SAU en AB, bandes enherbées, maintien du couvert végétal), la biodiversité (zones

humides, trames vertes et bleues) et l'eau (protection des aires d'alimentation des captages). Mis en place en 2008, le plan Ecophyto1 en France visait également à la réduction d'usage des pesticides à horizon 2018. Malgré de nombreux dispositifs successifs de Recherche et Développement (notamment Ecophyto1), les résultats sont très décevants (Rapport Potier, 2014 ; CGAER, 2015).

En lien avec les temps longs de séquestration dans les chaînes trophiques, les résidus de pesticides dans les écosystèmes sont très présents : la détection de pesticides dans les **cours d'eau en France en 2011 est généralisée, avec plus de 90% des points de mesure touchés** (Cf. encart « La contamination par les pesticides des cours d'eau en France »).

La contamination par les pesticides des cours d'eau en France

En 2011, la présence de pesticides a été recherchée sur 2 360 stations de surveillance des cours d'eau en France (dont outre-mer). Sur ces stations, en moyenne :

- ▶ 68% des points de suivi présentent une contamination relativement faible, avec des concentrations totales moyennes inférieures à 0,1 µg/l ;
- ▶ 23,5% des points sont compris entre 0,1 µg/l et 0,5 µg/l ;
- ▶ 8,5% des points présentent des concentrations en pesticides fortes, supérieures à 0,5 µg/l ;
- ▶ Moins de 1% des points sont à des concentrations très fortes, supérieures à 5 µg/l.

Plus particulièrement, en métropole :

- ▶ 550 molécules sont recherchées dans les cours d'eau, dont 377 sont décelées au moins une fois ;
- ▶ 7% des points de mesure n'ont pas mis en évidence la présence de pesticides (contre 9% en 2010) ;
- ▶ 19% des points présentent plus de 20 pesticides (contre 15 en 2010) ;
- ▶ 4% des points dépassent les normes de qualité environnementale fixées par la DCE⁶ ;
- ▶ les pesticides les plus quantifiés sont : l'AMPA, le Glyphosate, l'Atrazine déséthyl.

Plus particulièrement, en Martinique, Guadeloupe et Réunion :

- ▶ 15% des points de mesure n'ont pas mis en évidence la présence de pesticides ;
- ▶ 5% des points présentent plus de 20 pesticides (contre 15 en 2010) ;
- ▶ 74% des points dépassent les normes de qualité environnementale en Martinique et 16% en Guadeloupe ;
- ▶ les pesticides les plus quantifiés sont : le Chlordécone, le Hexachlorocyclohexane bêta.

Données : Agences et offices de l'eau, 2011 / Source : [Contamination des cours d'eau par les pesticides](#) SOeS, 2013

Cette contamination est principalement due à des herbicides en France métropolitaine et à des insecticides en outre-mer. Certains pesticides, utilisés de longue date et interdits aujourd'hui, persistent dans l'environnement et sont à l'origine d'une partie de la contamination actuelle (par exemple, bien qu'interdit depuis 1993, le chlordécone est toujours le plus quantifié : sa présence est massivement relevée en 2011).

Effet cumulatif et effet retard

Les données annuelles de consommation de pesticides ne permettent pas de faire du lien avec les présences l'année N. En effet, dans un premier temps, les pesticides peuvent être retenus dans le sol, ce qui limite la contamination des eaux. Progressivement, les substances vont se dégrader dans le sol. On enregistre encore aujourd'hui les présences de pesticides interdits depuis 30 ans, du fait de la forte rémanence de certaines molécules. Cette pollution d'origine historique est non négligeable par rapport aux pollutions actuelles. C'est le cas par exemple de l'atrazine (Figure 5).

⁶ Directive Cadre sur l'Eau

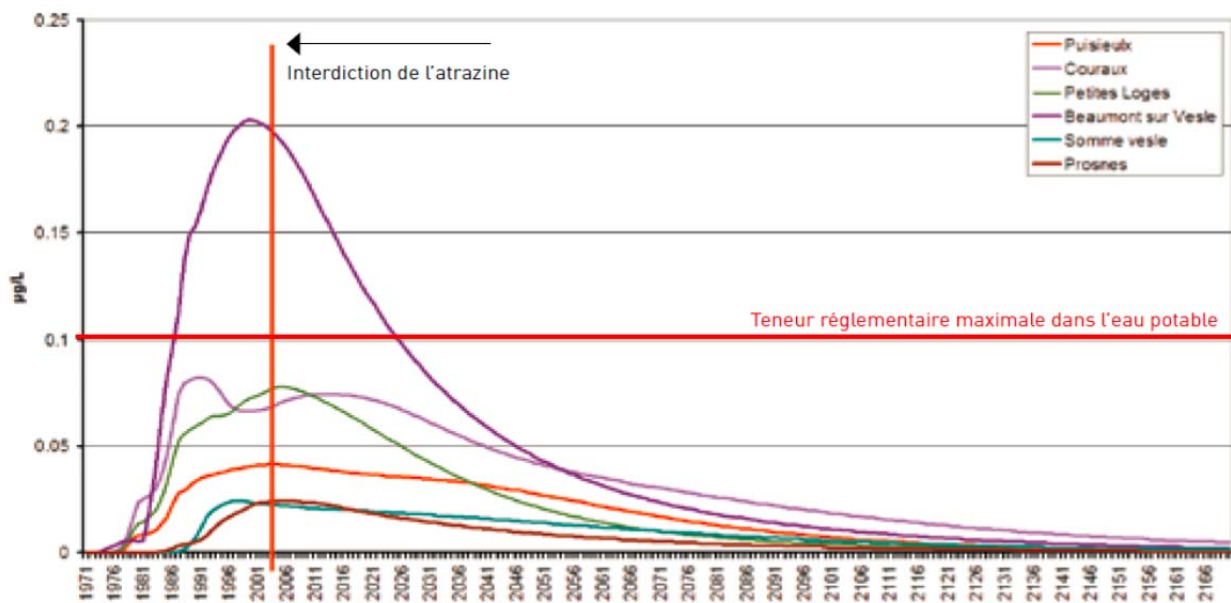


Figure 5. Modélisation de l'évolution des concentrations en atrazine en différents points du bassin versant de la Vesle (affluent de l'Aisne). Cet herbicide, très utilisé dans les cultures de maïs, est interdit dans l'Union Européenne depuis 2003. Pourtant, ses résidus resteront longtemps présents dans l'environnement.
Source PIREN-Seine, cité par Agence Eau Seine Normandie, 2014

L'atrazine, interdite depuis 2003, et plus encore son principal produit de dégradation (DEA) sont encore quantifiés, dans respectivement 10% et plus de 30% des prélèvements. En effet, les triazines sont des molécules peu solubles dans l'eau et possèdent une grande stabilité chimique. Elles sont adsorbées dans le sol puis migrent progressivement vers les nappes. L'application annuelle de pesticides peut donc avoir des conséquences sur du moyen, voire du très long terme. Par conséquent, le passage en bio ne permettra pas d'empêcher cette pollution « historique ».

Dans l'air

Dès le début des années 2000, quelques associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (Aasqa) ont mis en place des campagnes spécifiques de mesure des pesticides dans l'air. Près d'une centaine de sites différents ont été échantillonnés. Les résultats illustrent la variabilité des niveaux de concentrations qui peuvent être mesurés. Ils mettent aussi en évidence l'influence directe des périodes de traitement agricole sur les concentrations observées ainsi que celle des pratiques phytosanitaires à proximité des points de mesures. Des différences significatives sont ainsi observées selon les types de zones agricoles : grandes cultures et céréales, arboriculture, viticulture... Depuis 2000, 114 substances actives différentes ont été détectées dans l'atmosphère, dont certaines interdites depuis de nombreuses années (exemple : lindane).

En France, du fait d'une prise de conscience récente de la pollution de l'air par les pesticides, de l'absence de normes des pesticides dans l'air mais aussi de la diversité des molécules actives utilisées et des difficultés techniques de mesure, il n'existe pas aujourd'hui de réglementation spécifique relative à la contamination de l'air par les pesticides.

Dans les aliments

Concernant **l'exposition aux pesticides par l'alimentation en France**, les campagnes de contrôle par les administrations (DGAL et DGCCRF) montrent peu de dépassements de LMR⁷ (Limite Maximale de

⁷ Les LMR ne sont pas des normes toxicologiques mais des teneurs que des bonnes pratiques phytosanitaires permettent de respecter.

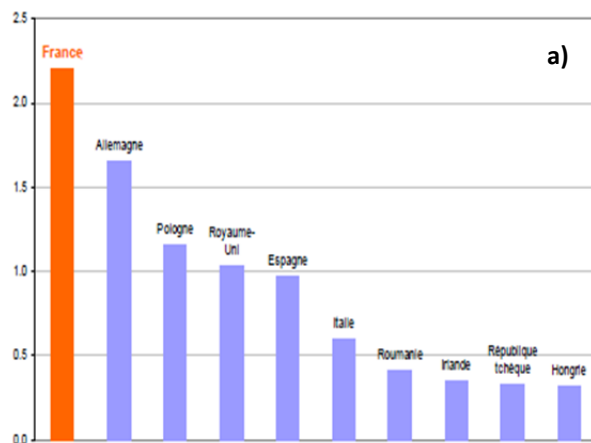
Résidus) dans les productions métropolitaines avec un taux de 1,1%, comparable à celui d'autres Etats de l'UE. Les expositions de la population générale *via* l'alimentation calculées d'après ces données conduisent l'ANSES à identifier comme présentant des risques 7 résidus de pesticides (diméthoate, lindane, carbofuran, imazalil, dithiocarbamates, fipronil et nicotine) pour les risques chroniques, et 17 substances pour les risques aigus.

Au niveau européen, le rapport EFSA de 2016 (données 2014) confirme que les résidus de pesticides sont significativement moins présents dans les produits bio qu'en conventionnel, en nombres de détections (12% des analyses contre 45 %) et de dépassement de LMR (1,2% contre 3%). Les contaminations ne sont pas nulles en raison de pollutions du sol héritées et de l'exposition aux pulvérisations de l'AC.

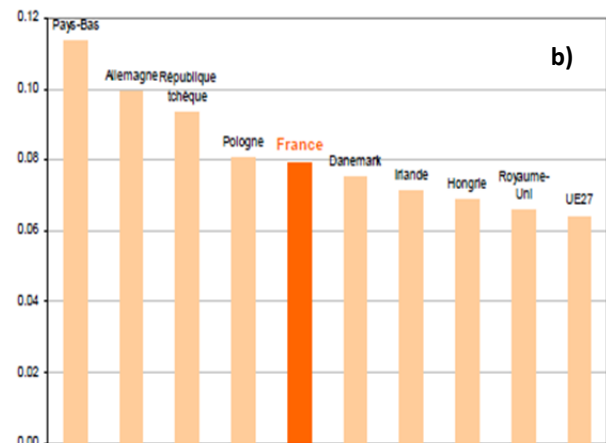
2. Non-utilisation des engrais azotés minéraux

a) Utilisations de l'azote

La France est le pays d'Europe qui consomme le plus d'engrais minéraux azotés, et se situe parmi les pays où cette consommation par hectare est élevée (Figure 6.).



Source : Eurostat



Source : Eurostat ; données 2013 pour la consommation, 2010 pour la SAU.

Figure 6. Consommation d'engrais minéraux azotés en 2013 : 10 premiers Etats membres de l'UE (source : CGDD, 2015b). a) Quantités totales (Mt d'azote) ; b) Quantités (t d'azote) par hectare de SAU

La fertilisation azotée joue un rôle essentiel : elle contribue à augmenter la croissance végétale ainsi que la production agricole, tout en ayant un impact sur la qualité des produits récoltés. Cependant, l'utilisation des engrais minéraux azotés par les plantes peut être considérée comme relativement inefficace au vu des quantités apportées : **on estime à 50% le niveau des pertes**. La cause principale de cette faible efficacité d'utilisation de l'azote est liée aux pertes importantes d'azote ammoniacal par volatilisation, et/ou d'azote nitrique par lixiviation lors de précipitations élevées, avec des impacts néfastes sur l'environnement direct (émissions de gaz à effet de serre, pollutions des aquifères) ou indirect (coût énergétique de fabrication des engrais).

Les excédents d'azote entraînés vers les milieux aquatiques ont deux origines majeures (CGDD 2011, sur la base des chiffres Agreste 2003) :

- les épandages d'engrais minéraux, qui s'élèvent à 416 000 tonnes (à l'échelle européenne, ce sont 11 millions de tonnes d'azote minéral qui sont apportées, Sutton et al., 2011) ;
- les épandages de fertilisants organiques issus des déjections animales, estimés à 300 000 tonnes.

Du fait du cahier des charges, les agriculteurs bio n'utilisent pas d'engrais azotés minéraux et sont moins tributaires des engrais minéraux de synthèse (ils peuvent utiliser le phosphore issu de la roche phosphatée). Ils dépendent en revanche des apports organiques, et les exploitations sans élevage,

qui n'en produisent pas, doivent s'en procurer dans des élevages, éventuellement conventionnels. Les travaux de Nowak. et al (2013) indiquent que pour des exploitations sans élevage, les transferts de fertilité dépendent du conventionnel pour 23%, 73% et 53% pour, respectivement, l'azote, le phosphore, et le potassium (à partir de travaux sur trois régions agricoles).

Au-delà du moindre recours aux engrais minéraux de synthèse, il a été montré que les rotations culturales pratiquées en bio sont à la fois, en moyenne, plus longues et caractérisées par une plus grande diversité des espèces cultivées (Anglade et al., 2015). Ainsi, il semble que l'évaluation des performances agronomiques, en comparaison de celles des systèmes conventionnels, doit se faire à l'échelle d'un cycle complet de rotation, et doit prendre en compte également le niveau de fertilisation totale mis en œuvre.

Reganold et al. (2016) schématisent (Figure 7) les cycles de l'azote en bio et en conventionnel de façon à rendre compte de l'importance de la fixation symbiotique en bio, et de l'utilisation des produits résiduaux organiques, versus une fertilisation beaucoup plus dépendante des engrais minéraux.

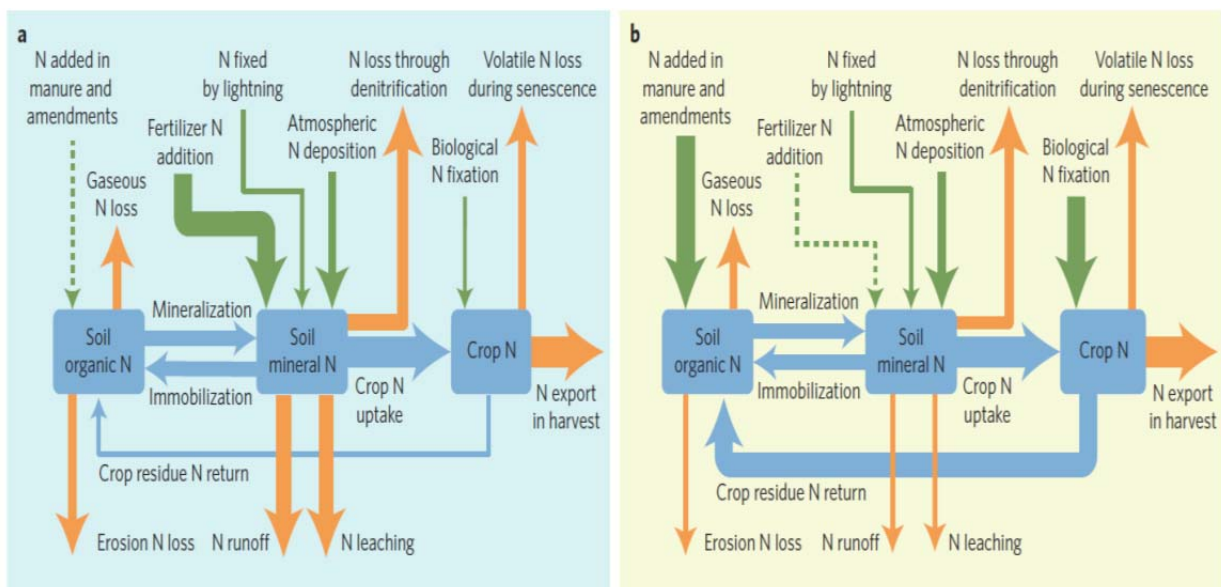


Figure 7. Importances des entrées et sorties d'azote en a) Agriculture conventionnelle et b) Agriculture biologique (Source : Reganold et al., 2016)

b) Les impacts sur les milieux et la santé

En 2013, les suivis de concentrations en nitrates ont présenté les résultats suivants (MEDDE) :

36 % des points de suivi sont exempts de contamination

22 % des points sont peu contaminés : concentrations moyennes en nitrates : 10 et 25 mg/l

41 % des points ont des concentrations moyennes en nitrates supérieures à 25 mg/l dont :

* **19 % : points dont les concentrations moyennes supérieures à 40 mg/l**

* **1,2 % : points dont les concentrations moyennes dépassent 100 mg/l**

A noter : la norme de potabilité de l'eau est de 10 mg de $\text{NO}_3\text{-N/l}$ aux Etats-Unis contre 50 mg/l en France.

Du fait, de la complexité du cycle de l'azote, les formes azotées sont diverses et ont des impacts multiples à différents niveaux, à la fois en termes d'environnement et de santé humaine (tableau 5).

Composés	Environnement	Santé
NH_3	X	X
NO_3^-	X	X
NH_4^+	X	

N déposition	X (acidification, eutrophisation)	
Particules NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻		X
N ₂ O		X
Ozone	X	X

Tableau 5. Impacts des formes azotées sur l'environnement et sur la santé humaine
Source : Nutton et al., 2011

3. Non-utilisation des OGM

Le Règlement de l'AB le stipule : « *Les organismes génétiquement modifiés (OGM) et les produits obtenus à partir d'OGM ou par des OGM sont incompatibles avec le concept de production biologique* ».

Nous indiquons ici les conséquences d'un usage à grande échelle des OGM (et notamment des OGM tolérants au Roundup®, c'est-à-dire au glyphosate) aux Etats-Unis qui ont été documentées : l'utilisation de variétés génétiquement modifiées Roundup Ready implique l'utilisation en grandes quantités d'un même herbicide, entraînant à moyen terme l'apparition de résistances chez les adventices. L'expertise scientifique collective INRA-CNRS Variétés végétales tolérantes aux herbicides ("VTH", 2011) rapporte, sur les cas du coton, du maïs et du soja aux Etats-Unis, que des problèmes de désherbage sont apparus après quelques années en système TH et ont entraîné un accroissement des quantités d'herbicides utilisées dans ces cultures (doses accrues de glyphosate et recours à des herbicides complémentaires), qui peuvent excéder la consommation d'herbicide sur les variétés non-TH dans le cas du coton et du maïs.

Au-delà de l'augmentation de la consommation des herbicides, le site weedscience.org indique que près de 260 populations résistantes au glyphosate, appartenant à 35 espèces, sont actuellement dénombrées (juillet 2016), et parmi lesquelles un grand nombre liées à l'utilisation du pack technique « OGM +glyphosate» (Heap, 2014).

Par ailleurs, l'utilisation de ce « pack » se couplant avec de vastes monocultures, une diminution de la biodiversité peut être observée à partir de quelques espèces cultivées ; aux Etats-Unis ce sont désormais 90% du maïs, 90% du coton et 93% du soja qui sont OGM (USDA, 2014).

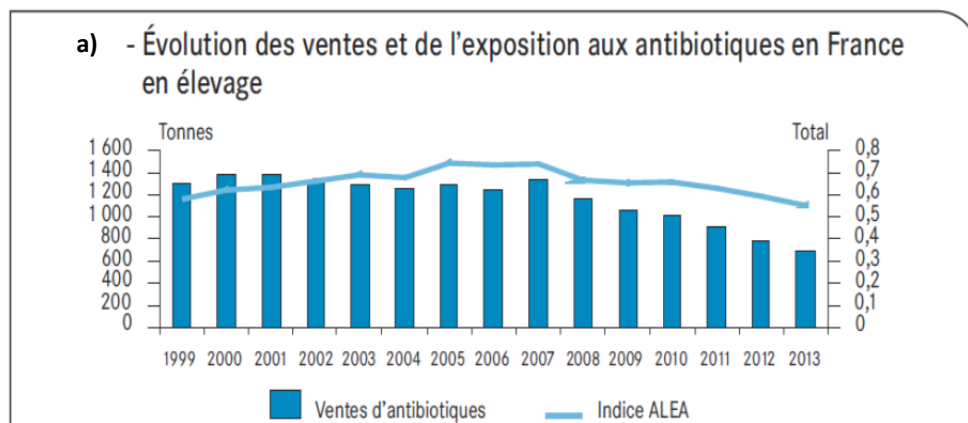
Enfin, l'utilisation des OGM pose la question pour les agriculteurs de leur dépendance aux grands groupes semenciers (volet socio-économique).

4. Moindres utilisations d'antibiotiques, d'antiparasitaires

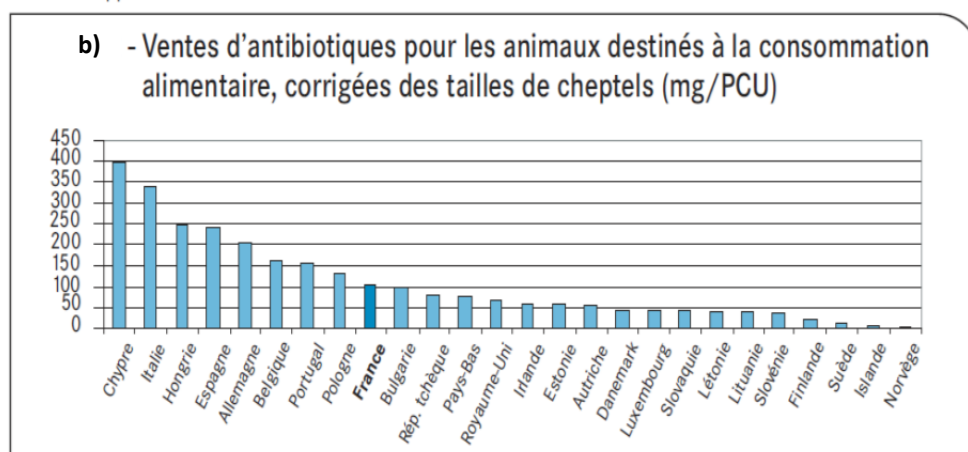
L'utilisation des antibiotiques en médecine humaine et vétérinaire constituent une avancée scientifique majeure au XX^e siècle, qui a permis de combattre de nombreuses maladies infectieuses bactériennes. « *Mais aujourd'hui, la résistance aux antibiotiques constitue l'une des plus graves menaces pesant sur la santé mondiale : elle peut frapper n'importe qui, à n'importe quel âge, dans n'importe quel pays* » (OMS, 2015). « À moins que les nombreux acteurs concernés agissent d'urgence, de manière coordonnée, le monde s'achemine vers une ère post-antibiotiques, où des infections courantes et des blessures mineures qui ont été soignées depuis des décennies pourraient à nouveau tuer », selon le Sous-Directeur général de l'OMS pour la sécurité sanitaire (OMS 2015).

Les antibiotiques les plus utilisés en élevage sont, dans l'ordre décroissant : les tétracyclines, employées contre les infections respiratoires des élevages industriels hors-sol à très forte densité animale (porcs et volailles) ; les pénicillines "de base", utilisées essentiellement aussi dans les élevages hors-sol ; les sulfamides. Ces 3 familles d'antibiotiques représentent environ 70-75% des utilisations (essentiellement hors sol donc).

La Figure 8a représente les évolutions de vente des antibiotiques en France. Comme pour les pesticides, les diminutions des quantités d'antibiotiques vendues ne signifient pas nécessairement une réduction de l'exposition aux antibiotiques. En effet, cette diminution correspond, au moins en partie, à un abandon des traitements longs avec des molécules plus anciennes et à leur remplacement par des traitements plus courts avec des molécules plus récentes, actives à plus faible dose. Mais certains de ces antibiotiques de dernière génération sont d'importance critique pour la médecine humaine (Chardon et Brugere, 2014). La Figure 8b précise la position de la France au sein de l'Union Européenne : elle est plutôt dans une position intermédiaire.



Source : rapport 2014 de l'ANSES⁵



Source : ESVAC 2014

Figure 8. a) Evolution des ventes et de l'exposition aux antibiotiques en France en élevage, et b) vente d'antibiotiques pour les animaux destinés à la consommation alimentaires (Source : ANSES 2014, et ESVAC 2014)

De façon générale, les agriculteurs conventionnels utilisent plus d'antibiotiques, d'antiparasitaires et de vaccins que les éleveurs biologiques : on peut citer à cet égard les résultats du projet CASDAR CedABio (Pavie et al., 2012).

Les enquêtes réalisées dans ce projet (96 exploitations laitières dont 50% en bio, et 48 exploitations en production de viande bovine, dans 5 régions) ont montré que les systèmes conventionnels utilisent en moyenne 3,5 fois plus de traitements allopathiques (1,7) que les systèmes biologiques (0,5) (figure 9). Ces écarts s'expliquent par les limitations d'utilisation des médecines allopathiques inscrites dans le cahier des charges de l'AB, mais surtout par les modifications du système après le passage en AB dont la désintensification animale et l'attention accrue de l'éleveur aux comportements animaux qui favorise la détection et l'intervention précoces sur les pathologies.

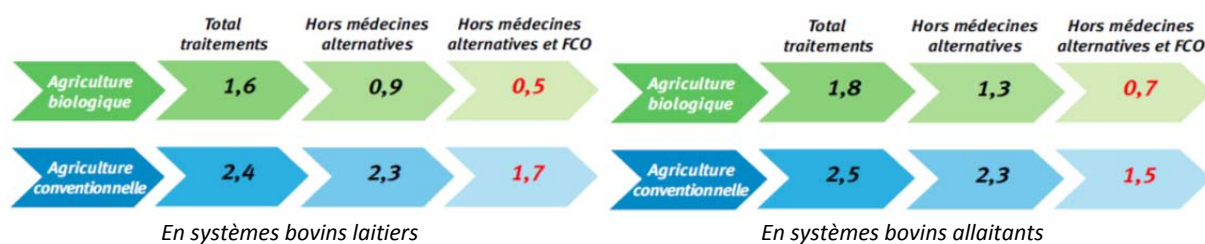


Figure 9. Nombre de traitements par animal et par an (Source : projet CasDar CEDABIO 2012)

Par ailleurs, les traitements hormonaux sont peu utilisés : à titre curatif chez les éleveurs bio, et pour le groupage des chaleurs dans les élevages conventionnels. Les autres interventions allopathiques administrées par les éleveurs biologiques concernent principalement des réhydratants. Les médecines douces représentent donc l'essentiel des traitements effectués en élevages laitiers biologiques. Chez les éleveurs conventionnels, les médecines alternatives ne représentent que 4% des traitements pratiqués.

Un autre projet, piloté par l'ITAB (Casdar Synergies sur la santé des élevages biologiques), a réalisé une étude épidémiologique sur des volailles de chairs bios : les résultats montrent que 94% des lots de poulets biologiques suivis dans l'étude sont sans traitement antibiotique.

5. Moindres utilisations d'additifs alimentaires en Bio

A partir du 29 avril 2016, le règlement bio EU 889/2008 modifié par le règlement d'exécution 2016/673 autorise 54 additifs dans les produits alimentaires biologiques transformés (cf. Annexe VIII). En comparaison, le règlement général européen portant sur les additifs autorisés en alimentation dénombre plus de 300 substances (CE 1333/2008).

Ces additifs sont évalués par les autorités sanitaires (EFSA) qui fixent la quantité maximale (DJA ou dose journalière acceptable en mg/kg de poids corporel) que l'on peut ajouter dans les produits transformés selon leur consommation moyenne. Ces substances sont en outre réévaluées périodiquement. Cependant, certaines d'entre elles sont sujettes à polémiques. En effet, parmi les additifs autorisés en alimentation humaine, certains sont suspectés d'avoir des effets nocifs sur la santé humaine. Nous traiterons ici les additifs qui sont autorisés par la réglementation générale et interdites en AB afin de comparer les deux modes de production (en effet, certains additifs autorisés en bio sont également sujet à caution pour leur impact sur la santé, comme les nitrites et sulfites employés dans les vins).

II. Quantifications et chiffrages des externalités de l'AB : acquis et choix méthodologiques

A. Quantification des externalités de l'AB

De nombreux travaux existent à propos des impacts environnementaux des modes de production en agriculture. En ce qui concerne l'AB, un travail effectué en 2011 par Jawtusich et Niggli dénombre 213 articles scientifiques portant sur les performances environnementales de l'AB, 27 sur les performances économiques, et 21 sur le volet social. En France en particulier, on peut citer l'ouvrage de synthèse rédigé en 2010 par une quinzaine de contributeurs (dont certains appartiennent à

l'ISARA, l'INRA ou l'ITAB) : « Agriculture Biologique et Environnement, des enjeux convergents », produit dans le cadre des travaux du RMT Dévab (Réseau mixte technologique pour le développement de l'AB). Cet ouvrage a fait le point sur trois thèmes : quels sont les impacts de l'AB sur l'environnement ? Comment les agriculteurs biologiques s'appuient-ils sur les "services des écosystèmes" pour produire en limitant le recours aux intrants ? Que peut apporter l'AB dans les projets de restauration de la qualité de l'eau ou de préservation de la biodiversité ?

Par ailleurs, la question des performances de l'AB était l'une des deux priorités de l'appel à projets de recherche sur l'AB de l'INRA Agribio3 (2009-2011). Les projets soutenus dans ce cadre ont visé la production de connaissances concernant les performances plurielles de l'AB. A la différence de certains systèmes visant la maximisation de la productivité (en produisant des externalités négatives sur l'environnement), l'intégration de principes écologiques génèrent des systèmes moins productifs à l'hectare mais répondant à une diversité d'objectifs, conciliant ainsi des enjeux⁸. La bio, de par les contraintes qu'elle s'impose, met en œuvre des pratiques générant des compromis dont rendent compte les évaluations multicritères (Sautereau et al., 2010).

Plus récemment, un important travail de synthèse a été produit par l'INRA en 2013 (Guyomard et al., 2013) dans le cadre d'un appel d'offres du CGSP. Il s'agissait de répondre à la question : « comment rendre l'AB plus productive, et plus compétitive ? ». Une revue de littérature a été produite sur les performances de l'AB, notamment à partir de l'analyse de méta-analyses.

Pour la quantification des externalités, nous nous appuyerons en grande partie sur l'état des connaissances apporté dans ce rapport auquel ont contribué de nombreux chercheurs. Il n'était pas question de refaire ici des synthèses bibliographiques déjà produites. Nous ajouterons donc des références plus récentes, qui ont permis d'apporter de nouvelles connaissances, et/ou des aspects complémentaires par rapport aux résultats déjà mis en avant lorsque cela nous est apparu opportun.

En effet, depuis cette synthèse, les travaux produisant une analyse multi-« facettes » de l'AB se sont multipliés. On peut citer notamment l'ouvrage coordonné par Bellon et Penvern (2014) présentant l'AB comme prototype d'une agriculture durable, les travaux de Robertson et Syswerta (2014) sur la quantification des services rendus dans le cadre d'une analyse comparée sur des expérimentations de longue durée en grandes cultures aux Etats-Unis, la revue proposée par Benoit et al. (2015) à l'issue d'un travail effectué dans le cadre de la Conférence Introductive de la France à l'Exposition universelle de Milan en 2015, et tout récemment la publication de Reganold et al. (2016) proposant également un panorama des performances de l'AB.

B. Les chiffrages économiques

1. Les méthodes

Dans le cadre du rapport « Approche de la biodiversité et des services écosystémiques », le groupe présidé par Bernard Chevassus-au-Louis (2009) a proposé une typologie des méthodes d'évaluation économique (repris par Beyou, 2014, en lien avec les différents services évalués) que nous reproduisons dans le Tableau 6. Les évaluations économiques des services utilisent de préférence des **méthodes fondées sur les coûts ou le marché** avec une utilisation d'une comptabilisation, selon les cas, des coûts évités (ceux d'installations de potabilisation de l'eau...), des coûts de restauration (d'un écosystème dégradé), des coûts indirects liés aux dommages engendrés.

⁸ EPAB (Évolution des Performances de l'AB) projet Agribio3 (2009-2011)

Pour certains biens et services non marchands, ou dont le marché est défaillant, il existe des **valeurs de référence**, utilisées dans l'évaluation des politiques publiques ou dans le cadre assurantiel. Pour les biens "tutélaires" (sur la consommation desquels l'Etat exerce une "tutelle", en intervenant pour l'encourager ou la décourager), une valeur tutélaire traduisant un consensus politique sert de référence dans l'évaluation des investissements publics (pour la tonne de carbone par exemple). Pour les services ou biens pour lesquels il n'existe pas de marché et qui relèvent des préférences individuelles, tels que les aménités paysagères par exemple, des économistes proposent des **méthodes indirectes**, visant à révéler la valeur monétaire attribuée à l'externalité par l'intermédiaire de préférences constatées ou exprimées. Nous ne les avons pas prises en compte, car ces méthodes ont des biais (notamment problèmes de représentativité des panels, grande sensibilité des choix exprimés au niveau d'information des sondés...).

Groupe	Méthode	Résumé	Service évalué
Méthodes basées sur les coûts ou le marché	Prix du marché	Recours aux prix du marché	Biens produits par les écosystèmes
	Coûts évités	Quelles sont les dépenses évitées grâce au service écosystémique ?	Service de régulation de dommages (crues, érosion...)
	Coûts de restauration	Quelles sont ou seraient les dépenses engendrées par la restauration d'un milieu permettant de maintenir le service écosystémique ?	Purification de l'eau
	Coûts des dommages évités	Quels seraient les coûts imputables sur dommages causés par la disparition ou la dégradation du SES ?	Service de régulation de dommages (crues, érosion...)
	Fonction de production	Quelle est la plus-value apportée par le service écosystémique au processus de production ?	Pollinisation
Valeurs de référence	Utilisation de valeurs tutélaires	Valeur définie par un panel d'experts suite à une demande des pouvoirs publics	Stockage et fixation carbone
Préférences révélées ou marché substitutif	Méthode de prix hédoniques	Evaluer sur le marché du logement la prime de prix payée pour un environnement de meilleure qualité	Services de récréation, aménités paysagères, qualité de l'air, nuisances sonores et olfactives
	Méthode de transports	Coût de visite d'un site : coûts de transports, dépenses associées et coût d'opportunité du temps passé	Services de récréation de loisirs
Préférences déclarées	Méthode de l'évaluation contingente	Quel est le consentement à payer des sondés pour disposer d'une part supplémentaire d'un service écosystémique et divers niveaux de coûts ?	A priori tous types de services écosystémiques. En pratique, méthode à combiner pour approcher la valeur de la biodiversité
	Méthode de l'évaluation de choix	Faire choisir dans un menu d'options présentant différents niveaux de fourniture d'un service écosystémique et divers niveaux de coûts	A priori tous types de services écosystémiques. En pratique, à utiliser pour de services difficiles à évaluer par d'autres méthodes
	Evaluation environnementale participative	Demander aux membres d'une collectivité de déterminer la valeur d'un service non marchand par rapport à des biens et services marchands	Tous types de services
Transfert de valeurs	Transferts de valeurs	Transférer une valeur brute ou une équation de demande d'une étude existante pour disposer d'un ordre de grandeur dans un processus décisionnel	A priori tous les services à condition de s'assurer de la similitude contextuelle

Tableau 6. Typologie des méthodes d'évaluation économique selon les services considérés (Source : Chevassus et al., 2009)

Pour les chiffrages économiques des coûts externalisés liés aux usages des pesticides, nous nous appuyerons en particulier sur une revue de littérature parue au cours de la mission (Bourguet et Guillemaud, 2016). Cette revue compile 61 études conduites entre 1980 et 2014, à partir de 30 bases de données indépendantes, et vise à rendre compte de l'ensemble des coûts cachés et/ou externalisés. Il est à noter qu'il n'y a pas de références françaises dans les études compilées (réalisées aux Etats-Unis, Canada, Royaume-Uni, Allemagne, Népal, Brésil). Les auteurs s'appuient essentiellement sur les travaux de Pimentel et al. aux Etats-Unis pour établir un tableau le plus complet possible. Cette revue permet d'apporter de nombreux éléments en ce qui concerne la quantification des effets des pesticides, mais aussi les chiffrages économiques de ces effets (méthodologie et estimations).

Bourguet et Guillemaud ont identifié quatre types de coûts : **des coûts environnementaux, des coûts concernant la santé humaine, des coûts liés à la réglementation** (dans lesquels figurent la potabilisation de l'eau, considérée comme liée à la mise en place d'une norme de potabilité, ainsi que les programmes de suivis des résidus de pesticides sur les aliments pour garantir la sécurité alimentaire), **et des coûts dits de « protection par rapport aux pesticides » (actions « d'évitement » pour diminuer l'exposition ou la consommation de pesticides)**. L'achat de bouteilles d'eau de source a été classé dans cette dernière catégorie, ainsi que le surcoût d'achats d'aliments issus de l'AB (puisque 50% des consommateurs indiquent acheter bio pour leur santé, afin d'éviter les contaminations). Nous ne retenons pas ce surcoût lié à l'achat d'aliments bio en tant qu'externalité, puisqu'il s'agit, selon nous, d'une « internalisation » dans le prix supplémentaire Bio de valeurs attribuées aux produits bio (rémunération par le marché d'une plus-value). Cependant, on peut d'ores et déjà souligner que cette question n'est pas anodine : que prend en compte le surcoût des prix bio ? Dans les négociations de prix avec les metteurs en marché, les agriculteurs bio mettent en avant les surcoûts de production; mais des considérations d'impacts sur la santé ou sur l'environnement sont avancées par les consommateurs de produits bio. Par conséquent, quelle est la part de l'externalité plus ou moins « internalisée » dans le prix, quand celui-ci est supérieur ? Nous soulignons ici que des questions d'articulations entre rémunération par le consommateur via le prix, ou par le contribuable (via le soutien public) se posent.

2. La comparaison des résultats pour les méthodes basées sur les coûts

La question du chiffrage renvoie aux échelles sur lesquelles on procède à l'évaluation (la parcelle, l'exploitation, le bassin versant, la France entière, le Monde). Nous avons cherché à pouvoir comparer les données produites dans différents contextes en rapportant les chiffrages économiques à une unité commune, à savoir un hectare de grandes cultures français.

Lorsque les chiffrages se rapportent à des externalités négatives liées à l'usage des pesticides, nous avons cherché à répartir leur coût sur chacune des cultures en fonction de leur IFT. Par exemple, pour des données relatives aux Etats-Unis, la base de données FAOStat permet de décomposer la SAU en grands types de cultures. Pour la répartition des pesticides sur chacun de ces types de surface, il aurait été nécessaire de disposer des IFT aux USA, ce qui n'est pas le cas. Aussi, nous utilisons les IFT par culture français (Butault et al 2010) appliqués aux Etats-Unis. Nous avons détaillé dans l'encart ci-dessous la méthode, et nos calculs pour les rapporter à un hectare de grandes cultures françaises.

Nous avons fait le choix de rapporter les chiffrages d'externalités à l'hectare de grandes cultures, notamment au regard des superficies en jeu ; mais aussi par rapport au volume de l'ensemble des pesticides qu'elles représentent (environ 60%, ESCo Agriculture et Pesticides, 2005). Les coefficients indiqués dans le tableau récapitulatif ci-dessous permettent de faire des calculs pour d'autres cultures en appliquant les coefficients de pondération. Ces estimations sont bien entendu très dépendantes des contextes économiques et réglementaires de chaque pays, et époque. Si cette démarche nous permet de rapporter des cas identifiés dans la littérature à une unité commune, elle ne nous autorise pas toujours à procéder à des extrapolations.

Evidemment certaines externalités spécifiques liées à l'élevage (moindre consommation d'antibiotiques par exemple) ne peuvent ainsi être rapportées.

3. Une évaluation organisée selon les compartiments de l'environnement

Enfin, pour présenter les externalités, il a fallu dans un premier temps les « décomposer », sachant qu'une telle approche par « compartiment » peut être considérée comme réductrice, non seulement du fait des interférences, mais aussi parce que les différents cycles (eau, azote) procèdent de ces différents « compartiments ». Ainsi, par exemple, la dégradation des sols, causée par les modes de gestion, est souvent amplifiée par les effets du changement climatique et la perte de biodiversité (eux-mêmes ayant des composantes d'accélération anthropiques), mais elle est aussi exacerbée par

des processus naturels non directement causés par l'homme : on mesure là que les services sont étroitement imbriqués, et qu'il peut être difficile de quantifier des dégradations en chaîne, voire synergiques, ce qui rend l'évaluation économique particulièrement complexe et délicate.

Méthode de comparaison de chiffres économiques produits dans différents pays

La comparaison des quantités de matières actives épandues par ha dans les deux pays nous permet de conforter cette méthode de travail. Aux USA, 406 963 tonnes de pesticides ont été utilisées en moyenne sur 5 années (2003-2007 ; données USDA). Ce tonnage représente, en utilisant les IFT français par culture (Butault et al 2010) pour faire une allocation par type de culture (grandes cultures, arboriculture, etc.), une quantité de **3,6 kg** par ha de grande culture (et 15,9 en arboriculture). En France, en répartissant les 71 600 tonnes de pesticides (2006) au prorata des surfaces et IFT par culture, nous aboutissons à **4,1 kg** de pesticide par ha de grande culture.

Nous considérons, en première approximation, que les rendements moyens supérieurs en France peuvent expliquer la légère supériorité des quantités de pesticides utilisées par ha (kg de matière active). Nous conservons l'utilisation d'IFT communs entre USA et France par type de culture et extrapolons ainsi le coût des externalités approché dans la situation USA à la France.

Nous procédons de même lorsque la référence de chiffrage de l'externalité liée à l'usage de pesticides est donnée pour l'Europe. Notons que nous n'avons pas soustrait les surfaces en AB.

Nous utilisons comme base de conversion de monnaie : 1.108 \$/€

ETATS-UNIS 2013	Surface	IFT	Surf*IFT	Rapporté à Surf*IFT tot	Coeff poids/ha
grandes cultures	97 405 217	3,8	370 139 824,6	0,849815972*	8,72454E-09
fourrages	3 885 497	1,86	7 227 024,42	0,016592759	4,27043E-09
arboriculture	1 286 041	17	21 862 697	0,050195272	3,90308E-08
viticulture	394 848	13	5 133 024	0,011785076	2,98471E-08
maraichage + horticulture	1 345 397	15,2	20 450 034,4	0,046951894	3,48982E-08
prairies	41 308 890	0,26	10 740 311,4	0,024659028	5,96942E-10
TOTAL	145 625 890		435 552 915,8	1	

EUROPE	Surfaces	IFT	Surf*IFT	Rapporté à Surf*IFT tot	Coeff poids/ha
grandes cultures + autres terres arables	75 904 960	3,8	288 438 848	0,556241023*	7,32812E-09
cultures fourragères	9 752 930	1,86	18 140 449,8	0,034983021	3,58692E-09
arboriculture	7 392 760	17	125 676 920	0,242362147	3,27837E-08
viticulture	2 912 960	13	37 868 480	0,073027618	2,50699E-08
maraichage + fleurs	1 968 840	15,2	29 926 368	0,057711621	2,93125E-08
prairies	71 150 200	0,26	18 499 052	0,035674569	5,01398E-10
jachères	6 244 430	0	0	0	0
TOTAL	175 327 080		518 550 118	1	

FRANCE	Surfaces	IFT	Surf*IFT	Rapporté à Surf*IFT tot	Coeff poids/ha
grandes cultures	11 609 000	3,8	44 114 200	0,658178646*	5,66956E-08
fourrages	1 533 000	1,86	2 851 380	0,042542252	2,7751E-08
arboriculture	202 000	17	3 434 000	0,051234874	2,53638E-07
viticulture	841 000	13	10 933 000	0,163119067	1,93958E-07
maraichage + fleurs	205 000	15,2	3 116 000	0,046490351	2,26782E-07
prairies	9 908 000	0,26	2 576 080	0,038434809	3,87917E-09
jachères	1 147 420	0	0	0	0
TOTAL	25 445 420	51,12	67 024 660	1	3,92998E-08

*Ces coefficients nous permettront de rapporter des références concernant les impacts liés aux pesticides chimiques provenant des Etats-Unis, d'Europe, ou à l'échelle France à des hectares de grandes cultures françaises (ils seront repris dans les tableaux des différentes sections ci-dessous).

Pour autant, nous avons maintenu une présentation sous forme de sous-chapitres pour lesquels il n'y a pas de hiérarchie (pas de primauté de l'enjeu eau, sol, biodiversité...), et nous terminerons par une tentative d'approche globale, ou en tout cas, *a minima*, d'agrégation.

III. Quantifications et chiffrages économiques des externalités environnementales de l'AB

Initialement portée par des acteurs dits « environnementalistes », la nécessité d'une meilleure prise en compte des atteintes à l'environnement semble faire l'objet d'un consensus de plus en plus large. On peut souligner à cet égard, dans la récente Note du Conseil d'Analyse Economique de décembre 2015, l'analyse de Bureau et al., selon lesquels, au vu d'un « *bilan environnemental alarmant* », « *mettre en place une agriculture plus respectueuse de l'environnement devient aujourd'hui une véritable urgence* ». Par ailleurs, les auteurs complètent : « *malgré leur caractère réducteur, les estimations monétaires montrent que la protection de l'environnement est aussi un impératif économique. Les dégradations environnementales ont en effet atteint un point où elles ont désormais un impact économique perceptible* ».

Dans les volets qui suivent, *comme indiqué en introduction, nous abordons, dans chaque sous-chapitre, les différentiels AB/AC quant aux « impacts sur les compartiments environnementaux », mais également les variations quant aux services environnementaux entre AB et AC.*

A. Sols

L'importance du sol dans les préoccupations collectives tend à être réappréciée. Une étude menée pour la Direction Générale de l'Environnement de la Commission Européenne (Turbé, 2010) présente les services rendus par le sol et une évaluation possible de ces services. Il y est demandé que l'UE promeuve les services liés au sol, en estimant leurs valeurs économiques. Par ailleurs, un partenariat mondial sur les sols (Global Soil Partnership, GSP) a été créé en 2012 sous l'égide de la FAO, ainsi qu'un groupe technique inter-gouvernemental sur les sols, l'ITPS (Intergovernmental Technical Panel on Soils). Une instance internationale créée en 2012, l'IPBES (Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques) vient d'inscrire « la dégradation et la restauration des terres » à son premier programme de travail pour la période 2014-2018. Enfin, l'initiative 4/1000, lancée en 2015, a pour objectif d'améliorer les stocks de matière organique des sols de 4 pour 1000 par an (ce qui a été annoncé comme pouvant permettre de compenser l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre de la planète).

On perçoit aujourd'hui plus clairement la multiplicité des fonctions environnementales du sol : il intervient comme composante majeure dans le cycle de l'eau, il contribue à la régulation des flux de minéraux, et à la dynamique des substances polluantes, dont les nitrates et les pesticides. Par ailleurs, les habitats biologiques et les réserves de gènes y sont bien plus importants, quantitativement et qualitativement, que dans toute la biomasse « hors sol ». Le sol fait partie du « capital naturel » à préserver, non seulement pour l'agriculteur, pour lequel la qualité des sols aura des répercussions sur ses productions, mais à plus long terme, pour le potentiel de production (patrimoine) des générations futures. Il ne s'agit pas de le conserver, dans le cadre d'une stricte posture de « conservation de la nature », mais parce que sa fonction de **carrefour bio-géochimique, déterminant pour la qualité de l'alimentation**, est désormais reconnue.

1. Quantification des moindres impacts négatifs

Les sols sont exposés à différents types de dégradations, *physiques, chimiques et biologiques*, altérations qui peuvent être exacerbées par les modes d'utilisation des sols tels que la déforestation, le pâturage excessif, certaines pratiques culturales, l'élimination du couvert végétal et/ou des haies... Des chercheurs ont récemment estimé que **24% des sols mondiaux sont dégradés à des degrés divers dont près de la moitié des sols agricoles (Bai et al., 2013).**

a) Dégradation physique des sols

Les principales formes de dégradation physique des sols liée à l'agriculture sont les suivantes : *érosion, désertification, tassement*. Les besoins croissants en eau ainsi que la mécanisation et les labours parfois excessifs ne sont pas étrangers à cette forme de dégradation. Aujourd'hui, près de 20% des sols français présentent un risque important d'érosion. A ce rythme, toute perte régulière de sol de plus d'une tonne par hectare et par an peut être considérée comme irréversible durant une période de 50 à 100 ans. L'érosion hydrique est un problème non seulement à cause des pertes de sols générées, mais aussi en raison de sa contribution importante aux apports de phosphore dans les eaux douces.

En AB, une meilleure rétention de l'eau dans le sol, et infiltration des excédents, contribue à la recharge des nappes et réduit le ruissellement.

Par ailleurs, en moyenne, les systèmes de grandes cultures bio présentent davantage de couvertures des sols que les systèmes de grande culture en AC auxquels ils ont été comparés dans le Bassin parisien (Anglade et al., 2015) et permettent ainsi une moindre érosion.

Pour autant, il ne faut pas éluder la question du travail du sol en AB. Fleury et Peigné (2011) indiquent que les agriculteurs biologiques défendent le labour qui est pour eux un outil important pour la maîtrise des adventices, alors que l'agriculture de conservation défend le non-travail du sol pour préserver cet écosystème.

Stassart et Jamar (2009) soulignent quant à eux que les référentiels de l'agriculture de conservation et de l'agriculture biologique, comme ceux d'autres agricultures, se déploient en rendant visibles certains éléments comme la suppression du labour, sa couverture permanente par la végétation en agriculture de conservation, ou l'utilisation de substances naturelles en AB, et en laissent d'autres dans l'ombre. Ainsi, en agriculture de conservation, l'élément que l'on expose le moins possible, comme l'a montré Goulet (2008), est l'usage du glyphosate et l'appui des firmes agro-chimiques aux organisations professionnelles qui soutiennent ce mode d'agriculture. Pour l'AB, il existe également un élément de son référentiel qui est peu médiatisé : c'est la répétition des opérations de travail du sol (labour, désherbage mécanique, binage). Ces opérations, alternatives à l'usage des phytosanitaires, exigeantes en temps pour l'agriculteur, en énergie et en matériel, ont un coût économique et environnemental (Peigné et al., 2009).

Guyomard et al. (2013) indiquent que, pour limiter les impacts négatifs des opérations de labour profond, plusieurs projets (SOLAB par exemple) ont eu pour objectif de mettre au point des méthodes alternatives susceptibles d'améliorer la gestion des adventices dans des situations en travail du sol simplifié en AB. En maraîchage, d'autres alternatives au labour émergent, comme la mise en place de planches permanentes qui permettent l'accumulation de matière organique en surface et la stimulation de l'activité biologique du sol (Védie et al., 2012). Ces résultats varient néanmoins fortement selon les essais et les contextes (type de sol, type de cultures, outils utilisés pour le travail des « planches »), qui peuvent avoir un effet déterminant sur les risques de tassement du sol.

b) Matière organique et activité biologique du sol

La qualité d'un sol se définit essentiellement par son *activité biologique*, laquelle est affectée par les changements en matière de biodiversité, et par la minéralisation de l'humus.

Vie du sol

Les effets secondaires indésirables des pesticides sur la vie des sols expliquent nombre de changements en matière de biodiversité. On peut citer les travaux de Coll, qui a cherché à évaluer la qualité globale des sols en viticulture biologique via plusieurs indicateurs physiques (densité apparente, porosité totale, stabilité structurale et humidité à la capacité au champ), chimiques (teneur en carbone et azote, C/N, disponibilité des éléments P, K, et Cu, capacité d'échange cationique) et biologiques (biomasse microbienne, nématodes, vers de terre). Il observe une augmentation significative des activités biologiques du sol (micro-organismes et nématodes libres). Cependant, tout en indiquant que la conversion depuis 17 ans n'a pas mis en évidence une amélioration significative de la qualité du sol globale, Coll note la problématique spécifique aux sols viticoles bio, à savoir de l'accumulation du cuivre, qui a un impact en particulier sur les vers de terre. Sandhu et al. (2015) ont évalué ont procédé à des mesures de minéralisation comparées sur 10 parcelles conduites en bio et 10 en conventionnelles, situées dans des périmètres proches de façon à avoir des contextes pédoclimatiques proches, et ils concluent à une vie microbienne plus active en bio.

Matière organique

Les taux de matière organique des sols agricoles dans les régions de grandes cultures ont fortement baissé (Bureau et al., 2015). La dégradation de la fertilité des sols nécessite un recours plus important aux intrants chimiques pour préserver les rendements. Or la matière organique du sol représente l'un des indicateurs de la qualité des sols, à la fois pour des fonctions agricoles (c'est-à-dire la production et l'économie) et pour les fonctions environnementales (dont la séquestration du carbone et la qualité de l'air). La matière organique est le principal déterminant de l'activité biologique. La quantité, la diversité et l'activité de la faune et des micro-organismes sont en relation directe avec la présence de la matière organique. **La matière organique et l'activité biologique qui en découle ont une influence majeure sur les propriétés physiques et chimiques des sols** (Robert, 1996). L'agrégation et la stabilité de la structure du sol augmentent avec le contenu en carbone des sols, avec des conséquences directes sur la dynamique de l'eau et la résistance à l'érosion par l'eau et le vent. Le carbone des sols affecte aussi la dynamique et la biodisponibilité des principaux éléments nutritifs.

Le rapport INRA 2013 pour le CGSP indique que la plupart des articles issus de la littérature internationale et analysés dans le cadre de cette étude concluent à **des teneurs en matière organique (MO) plus importantes dans les sols cultivés en AB que dans ceux en AC.**

c) Dégradation chimique des sols

La *dégradation chimique* est caractérisée par les processus suivants : acidification, salinisation, contamination par des micro-polluants (tels que les pesticides et leurs métabolites, et les métaux lourds) et des nutriments, à savoir azote et phosphore. Les principales conséquences de la contamination sont la *toxification* et l'*eutrophisation*.

Acidification : le type de sol est déterminant (les sols pauvres en calcaires sont très sensibles à l'acidification), mais un excès d'engrais peut accentuer le problème.

Contamination : De même que précédemment, L'AB, n'utilisant pas de produits chimiques, produit donc un bénéfice de moindre contamination. Il faut souligner néanmoins la question du cuivre, qui peut s'accumuler dans les sols, notamment viticoles.

Eutrophisation : le phénomène correspond à l'état d'un milieu terrestre ou aquatique où des êtres vivants sont exposés à un excès chronique de nutriments. L'eutrophisation décrit une altération écologique du milieu : il existe un lien fort entre "eau" et "sol », les nitrates étant très solubles dans l'eau. L'enrichissement consécutif des milieux aquatiques en éléments nutritifs génère des efflorescences algales (phénomènes très visibles, et très coûteux des marées vertes).

Le rapport INRA 2013 (Guyomard et al., 2013) indique que les **exploitations en AB consomment moins d'engrais phosphatés que les exploitations en AC, et présentent des quantités de nitrates dans les sols régulièrement plus faibles : les systèmes en bio génèrent par conséquent moins ce phénomène d'eutrophisation** ; cependant, il est difficile de produire un ratio de moindre impact sur l'eutrophisation grâce à l'AB.

La moindre consommation d'engrais phosphatés se traduit par des bilans déficitaires en phosphore en AB et une biodisponibilité insuffisante en cet élément. A cet égard, Nesme et al. (2016) indiquent une dépendance des systèmes bio au phosphore minéral historique. En effet, seul un apport exogène permet de réapprovisionner les sols arables. Or les ressources minières de phosphore sont limitées et très inégalement réparties à l'échelle du monde. Si les sols agricoles européens ont hérité de stocks considérables de phosphore, liés à une sur-fertilisation historique, qui masque actuellement un déficit de restitution, la situation pourrait à moyen terme devenir critique pour les grandes cultures biologiques de même que pour les autres modes de culture.

2. Quantification en ce qui concerne les services accrus

a) Le service de séquestration du carbone

Une augmentation du stock de carbone des sols agricoles et forestiers est un levier pour améliorer la fertilité des sols et participer à l'atténuation du changement climatique.

Il convient de distinguer le stock constitué dans le sol et le stockage additionnel que peuvent induire certains changements de gestion du sol. Dans le cadre des bénéfices pour la société, le service de régulation du carbone se décompose en deux sous-services :

- Le service de **stockage du carbone** (capital stocké);
- Le service de **fixation du carbone** (flux de fixation annuel du carbone).

Le niveau du stock dépend en premier lieu de l'usage du sol : il est de l'ordre de 80 tC/ha dans les sols non travaillés sous couverts pérennes (forêts, prairies permanentes), et de 50 tC/ha sous cultures annuelles et vergers.

La teneur en C organique du sol résulte d'un équilibre entre les entrées de MO et les sorties par minéralisation, qui s'annulent en régime de gestion stable. Cet équilibre est déplacé par des apports accrus de MO mais aussi par tout facteur qui accélère la minéralisation (réchauffement climatique, travail du sol).

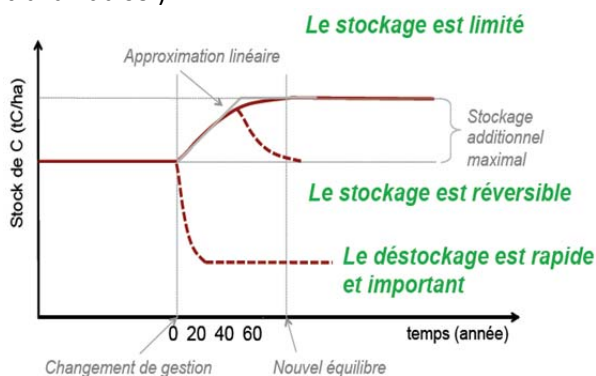


Figure 10. Cinétique de stockage de carbone dans le sol (Source C. Chenu, 2016)

Un changement de gestion implique des modifications cinétiques différentes, le déstockage peut être plus rapide que le stockage. En ce qui concerne le non-labour, les effets paraissent plus faibles que ne l'indiquaient les premières estimations (ne portant que sur les horizons superficiels du sol et ne tenant pas compte du caractère transitoire du surplus de stockage).

Selon les travaux de C. Chenu (2016), il paraît plus **efficace pour le stockage de carbone d'augmenter les entrées de carbone que de diminuer les pertes par minéralisation.**

Guyomard et al. (2013) soulignent que les données sur le potentiel de séquestration du carbone dans les sols sont peu nombreuses, et sont très variables.

Certaines caractéristiques de l'AB sont susceptibles de limiter le stockage de C dans les sols : une moindre productivité (qui limite la biomasse racinaire et celle des résidus de culture enfouis), et le travail du sol – quoique le niveau du bénéfice d'un abandon du labour certaines années tel que parfois pratiqué par l'AC (avec maintien d'un travail du sol simplifié et recours périodique au labour notamment pour contrôler de certaines adventices devenues résistantes aux herbicides) reste discuté (cf. cinétiques entre stockage et déstockage ; figure 10).

Il apparaît que c'est surtout la mise en œuvre de certaines pratiques qui favorise la séquestration du carbone dans les sols, notamment : part relative des légumineuses dans les successions culturales, durée de la couverture hivernale des sols via les cultures intermédiaires, ou encore part des prairies dans la sole fourragère.

Or les résultats AGRESTE (2014) sur les enquêtes "pratiques culturales 2011" (25420 parcelles dont 5% de bio) indiquent que, pour les grandes cultures en AB, les **précédents intègrent plus souvent une prairie : 64% des surfaces, contre 16% pour le conventionnel. Par ailleurs, les rotations intègrent également plus souvent une légumineuse (25%)**. On peut aussi citer les travaux récents déjà évoqués d'Anglade et al. (2015), caractérisant les rotations en grandes cultures bio comparées aux conventionnelles dans le Bassin d'Île de France et indiquant plus de légumineuses notamment.

Gattinger et al. (2012) ont réalisé une méta-analyse à partir de 74 études comparant les teneurs en carbone des sols en AB et en AC entre 1988 et 2010 sur une zone couvrant l'Europe, l'Amérique du Nord et l'Asie et prenant en compte le mode d'occupation des sols. Il en ressort que les **stocks de carbone organique dans les sols sont plus importants en AB (37,4 t/ha) qu'en AC (26,7 t/ha)**. Cet article a été critiqué (Leifeld et al., 2013), en particulier sur les appariements qu'il pratique, les apports de matières n'étant pas comparables, cependant Gattinger et al. (2013) ont rétorqué qu'en AB les exploitations étaient de fait davantage associées à l'élevage (apport d'engrais de ferme et présence de culture fourragère) par rapport à l'AC.

L'atout de l'AB est avant tout dans la préservation des stocks existants, par la plus grande conservation des prairies et des haies. Le stockage additionnel est davantage lié aux pratiques mises en œuvre. En zones de grande culture où la teneur en MO des sols cultivés en AC a beaucoup baissé, le passage à l'AB, malgré le travail du sol, peut permettre des apports de matières organiques avec une présence d'élevage plus fréquente, et avec, par ailleurs, un plus fort taux de couvertures des sols et une présence accrue de prairies.

b) Le service de capacité de rétention de l'eau

Les propriétés du sol en AB apparaissent plus favorables au développement du système racinaire des plantes, à la stimulation des mycorhizes et à la rétention d'eau dans le sol, en lien avec des teneurs en matière organique plus élevées. La capacité de rétention concerne **la régulation du cycle de l'eau** : l'infiltration des excédents est favorisée, ce qui contribue à la recharge des nappes.

3. Chiffrages économiques

a) Chiffrages économiques de la moindre dégradation des sols

Il existe peu de chiffrages économiques de ces valeurs. La FAO (2006) fournit des estimations indiquant que la dégradation des sols globale (sans préciser quel type de dégradation en particulier) génère des pertes économiques en grains à l'échelle du monde d'un montant de 1,2 milliard d'US dollars).

En France, aujourd'hui, près de 20% des sols présentent un risque important d'érosion, et les coûts sont élevés : inondations, coulées boueuses sur les routes, ...

Il est cependant difficile de pouvoir faire, à partir de ces évaluations à cette échelle, un différentiel imputable aux bénéfices de l'AB dans ce domaine.

b) Chiffrage du « service de séquestration sol »

L'évaluation est basée sur la **valeur tutélaire de la tonne de carbone du rapport Quinet** (CAS, 2009). On parle de valeur tutélaire pour désigner le prix de la tonne du carbone (et par suite de la tonne de CO₂) fixé par l'État. Cette valeur est le fruit d'un compromis raisonné entre de multiples acteurs (partenaires économiques et sociaux, organisations environnementales, universitaires, etc.). Elle s'oppose à la valeur « de marché » du carbone, qui résulte directement de la confrontation de l'offre et de la demande sur le marché des permis d'émissions de gaz carbonique (actuellement autour de 15€ par tonne de CO₂ en Europe). La valeur tutélaire doit servir de référence dans l'évaluation des politiques publiques.

- **V (stockage)** = Stock de carbone immobilisé (t CO₂/ha) * Valeur tutélaire du carbone à l'année considérée (€/t CO₂) * Taux de rémunération annuel du stock immobilisé
- **V (fixation)** = Capacité de fixation du carbone (tCO₂/ha/an) * Valeur tutélaire du carbone à l'année considérée (€/t CO₂)
- **V (régulation du climat)** = V (stockage) + V (fixation)

Le tableau 7 indique les valeurs tutélaires du carbone, qui sont le fruit de compromis.

	2010	2020	2030	2050
Valeur recommandée	32	56	100	200 (150-350)
Valeur actuelle (Valeur « Boiteux »)	32 ⁽¹⁾	43	58	104

(1) Le rapport Boiteux donnait une valeur de la tonne de CO₂ de 27 euros en 2000, correspondant après prise en compte de l'inflation à une valeur de 32 euros (en euros 2010).

Tableau 7. Valeurs tutélaires du Carbone (issu du Rapport Quinet pour le CAS 2009)

Il est difficile de proposer une valeur moyenne de potentiel de séquestration de carbone supérieure en AB ; tout dépendra des pratiques mises en œuvre. La valeur tutélaire pour la tonne de carbone est, en France pour 2016, de 46 €. Si l'on tient compte des éléments précédents, en particulier de la méta-analyse de Gattinger et al., (2012), indiquant une séquestration différentielle moyenne AB/AC de 0,5tC/ha, tout en notant que certaines pratiques de travail du sol peuvent générer du déstockage, on peut formuler des hypothèses de bénéfices situés entre 0 et 0,5 tC/ha/an, soit entre 0 et 23 €/ha.

Il faut souligner toutefois que la séquestration de carbone est à resituer dans le bilan carbone global pour évaluer la contribution à la mitigation climatique. En effet, et particulièrement en

élevage de ruminants, il est considéré comme venant compenser les émissions brutes de GES (cf. infra), pour un bilan net.

B. Le sol en tant que ressource foncière

Du fait de ses moindres rendements par rapport au conventionnel (voir rapport Guyomard. et al., 2013), certains auteurs indiquent que la question de l'impact global de l'AB en tant que « plus grand consommateur de terres » se pose. Bellora et Bureau (2013) indiquent que des objectifs d'AB ambitieux peuvent induire des changements d'usage des sols au niveau international, et donc des émissions de GES additionnelles ou des effets négatifs sur la biodiversité, les rendements plus faibles en AB pouvant induire une extension des terres cultivées. Cette question d'emprise foncière serait à inscrire dans le cadre de scénarios de type « Agrimonde ».

C. Eau

1. Aspect quantitatif : économie de la ressource

Nous reprenons ici intégralement les conclusions du Rapport INRA de Guyomard et al. (2013). La consommation en eau d'irrigation est moins importante dans les systèmes en AB du fait d'objectifs de rendement inférieurs, avec en parallèle une réduction de la fertilisation azotée des cultures. L'AB cultive aussi en proportion moins de maïs grain (1,8 % de la SAU contre 6,9 % en AC), culture d'été la plus exigeante en eau. Cette relative moindre consommation de la ressource en eau est donc un bénéfice de l'AB, mais que l'on n'a pas traduit en chiffre économiques.

2. Aspect qualitatif : la valeur de la qualité de l'eau est l'une des valeurs les plus étudiées

a) Masses d'eau en jeu

Sur les 200 milliards de m³ disponibles à l'échelle de la France, 120 Md s'infiltrent dans le sol et rechargent les nappes souterraines - dont le stock est évalué à 2 000 Md m³ - tandis que 80 Md ruissellent vers les rivières et eaux stagnantes, dont le volume est estimé à 108 Md m³. La France enregistre une sortie de 18 Md m³ vers ses voisins, ce qui laisse une ressource théorique de 182 Md m³ (CGDD, 2011).

b) La contamination par les pesticides de synthèse

En ce qui concerne les produits phytosanitaires, le rapport « L'environnement en France » du Service de l'Observatoire des Statistiques (SOeS) 2010 établit que **17% des stations de surface dépassaient la valeur seuil imposant un traitement de potabilisation et 1% franchissaient même le seuil de concentration excluant toute possibilité de traitement.** Pour les eaux souterraines, 4% des points d'eau dépassent la valeur seuil nécessitant un traitement de potabilisation, et 0,2% dépassant le seuil au-delà duquel le traitement n'est plus possible.

De nombreuses études et projets scientifiques ont permis d'avoir une assez bonne compréhension des mécanismes de transfert des nitrates, mais le comportement des pesticides est beaucoup plus

complexe à établir, et ce, encore aujourd'hui. Par ailleurs, il est également précisé que la lutte contre ce type de pollution est particulièrement problématique pour les eaux souterraines, car les sources de pollutions sont moins évidentes à identifier et l'impact est donc moins facilement prévisible.

c) Quantification du moindre lessivage des nitrates en AB

Plusieurs études concordent sur le fait que la **quantité de nitrates lixiviés peut être réduite de 35 à 65% en bio** (Stolze et al., 2000 ; Benoit et al., 2014). En grandes cultures, quand la lixiviation est rapportée à l'unité de produit, les résultats sont plus mitigés, légèrement en faveur de l'AB (Benoit et al., 2014), non significatifs (Mondelaers et al., 2009), ou en défaveur de la bio (Korsaeth, 2008).

Anglade et al. (2015) ont analysé la relation entre le rendement "intégré" (exprimé en termes de matière sèche ou de protéines produites en moyenne sur l'ensemble de la rotation) et l'apport d'azote total au sol (y compris la fixation symbiotique) pour rendre compte de l'efficacité d'utilisation de l'azote. Les estimations réalisées selon cette approche pour les systèmes de grandes cultures du Bassin parisien montrent des performances du bio au moins égales, sinon supérieures, à celles des rotations conventionnelles : un moindre lessivage de l'azote en bio est lié en particulier à l'utilisation des légumineuses (l'azote provenant des fixations symbiotiques représente environ 75% sur l'ensemble de la rotation), et l'implantation d'engrais verts avant les cultures de printemps. La médiane de l'apport azoté total en grandes cultures bio est évalué à 160 ± 48 kg N/ha/an, soit 12% de moins que pour les rotations dans les systèmes conventionnels (181 ± 27 kg N/ha/an).

La relation entre ce rendement « intégré » et l'apport d'azote total au sol (fixation symbiotique comprise) est analysée. Le maximum de surplus azoté (correspondant à la différence entre toutes les entrées et les exportations – qui dépendent du rendement) compatible avec la norme de potabilité de l'eau de 50 mg NO₃/l (11 mg N/l) varie entre 16 kg N/ha (pour une infiltration de 100 mm/an) à 48 kg N/ha/an (pour une infiltration de 300 mm/an). Dans l'échantillon de l'étude, 23% des rotations bio et 0% des conventionnelles respectent ce surplus pour 100 mm d'infiltration, et 75% des rotations bio et 52% des conventionnelles pour 300 mm/an.

Benoit et al. (2014) montrent, dans le cadre du Programme PIREN-Seine, des concentrations moyennes de 12 ± 5 mgNO₃-N/l pour les rotations bio, comparées à 24 ± 11 mg NO₃-N/l, avec cependant des résultats variables, notamment en fonction des précédents, en conventionnel. Or, pour une lame d'eau drainante de 200 mm, la concentration en nitrate de 50 mg/l de l'eau drainée est atteinte pour une perte de 22 kg N/ha (COMIFER, 2011). Par conséquent, on peut estimer qu'une concentration d'environ 12 mg NO₃-N/l de moins en bio correspond à une perte réduite de **5,3 kg N/ha**.

En ce qui concerne le maraîchage bio, 6 rotations sont suivies par Anglade et al., (2016) : les résultats sont plus mitigés). Il n'y a pas là de comparaison avec le conventionnel, et le nombre de rotations étudiées reste faible. On retrouve des résultats qui avaient déjà montré des problèmes de lessivage azoté important en maraîchage (en AC et en AB). Le maximum de surplus calculé se situant entre 20 et 40 kgN/ha/an (pour respecter la potabilité), seuls 2 cas sur les 6 étudiés remplissent ces conditions, les 4 autres présentent des excès supérieurs, voire bien supérieurs.

La minéralisation dépend des conditions climatiques, de température notamment ; par conséquent, la libération d'azote assimilable peut ne pas coïncider avec les besoins de la culture et ce nitrate non prélevé risque d'être lixivié.

En conclusion, la fertilisation organique en bio permet de limiter les pertes : la minéralisation est plus lente et le recours à la fixation symbiotique bien plus élevé. Les pertes peuvent cependant être significatives et il est nécessaire de rester vigilant, notamment en prenant en compte les restitutions azotées des légumineuses.

Pour conclure concernant la quantification des externalités sur les masses d'eau, on peut s'appuyer sur le schéma proposé par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (Figure 9), concernant l'évolution des enjeux environnementaux : après des décennies ayant apporté une maîtrise de la pollution organique et bactérienne, ou des contaminations par les métaux lourds, les **perturbateurs endocriniens et les nitrates** sont les éléments dont il nous faut améliorer la maîtrise.

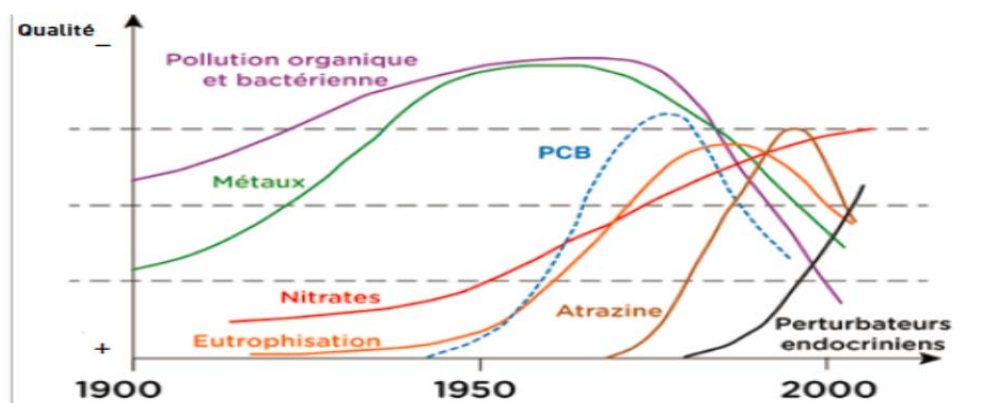


Figure 11. Evolution des enjeux environnementaux pour la qualité de l'eau, d'après Rocktröm et al., 2014, Source : Agence de l'Eau Seine Normandie (2014)

3. Le chiffrage économique

a) Méthodologie : tout d'abord, des coûts de traitements évités

Les études disponibles sur l'évaluation des bénéfices d'atteinte du bon état des eaux permettent de constater que **la méthode la plus couramment utilisée et la plus solide consiste à évaluer les coûts de traitements évités si l'eau respecte les critères de qualité**. L'évaluation du service environnemental eau se fera donc par l'évaluation des coûts de traitement évités de l'eau potable grâce à la mise en place de l'AB. Pour cela, nous nous basons en grande partie sur les travaux conduits par le CGDD depuis 2011, qui détaillent les différents coûts (revus, réactualisés en 2014 et 2015).

Surcoûts dus aux traitements complémentaires de potabilisation liés aux pesticides

Pour distribuer une eau potable à partir des eaux brutes, respectant les normes de qualité relatives à la concentration en pesticides, la collectivité doit mettre en place des traitements complémentaires. Selon la Commission eau potable de l'ASTEE, **45% des volumes d'eau prélevés annuellement pour l'eau potable subissent un traitement contre les pesticides (soit 2,7 milliards de m³)**.

En amortissant l'investissement sur une durée de 15 ans et en ajoutant les coûts d'exploitation, la valeur des coûts supplémentaires de traitement dus aux pesticides est comprise entre **0,06 et 0,11 euro par m³** pour les opérateurs privés. Pour les autres opérateurs (organisation en régie), la valeur des coûts supplémentaires de traitement dus aux pesticides est donnée par l'étude de l'Agence de l'eau Seine-Normandie de 2008 : elle est de **0,2 euro par m³**.

Sachant que les opérateurs privés gèrent 75% des installations, les dépenses de traitement de potabilisation des collectivités locales entraînées par la **présence de pesticides dans la ressource eau peuvent ainsi s'évaluer dans une fourchette comprise entre 260 et 360 millions d'euros**.

Il est à noter, que, malgré ces dépenses additionnelles de traitement de l'eau, plus de 8% des Français ont été alimentés au moins une fois dans l'année 2008 par de l'eau contaminée en pesticides à une concentration supérieure aux normes de potabilité (Cour des Comptes, citée par le CGDD 2011).

Le bénéfice de l'AB ne correspond pas à l'intégralité des coûts de potabilisation de l'eau liés aux pesticides : en fonction des itinéraires de culture en bio, selon les systèmes de production, et si les IFT ne sont pas nuls, il faudrait comptabiliser les coûts de potabilisation de l'eau potentiellement générés en AB.

Surcoûts dus aux traitements de potabilisation liés aux nitrates

Selon les représentants des opérateurs privés membres de la Commission eau potable de l'Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE), l'abattement en nitrates effectué vise toujours une concentration maximale dans l'eau potabilisée de 25 mg par litre, et la part du volume d'eau traité annuellement contre les nitrates se situerait aux alentours de **5% des volumes prélevés** (soit 300 millions de m³). En s'appuyant sur des études de la Région Ile-de-France de 2010 et de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne de 2007, le SEEIDD considèrerait une part plus proche de **10%** (soit 600 millions de m³).

Le coût supplémentaire lié aux nitrates est compris, selon la Commission eau potable de l'ASTEE, dans une fourchette allant de **0,4 à 0,6 euro par m³**. **Les dépenses de traitement de potabilisation des collectivités locales entraînées par la pollution par les nitrates seraient ainsi comprises entre 120 et 360 millions d'euros.**

A ces coûts de traitements directs, le CGDD ajoute des coûts supplémentaires : utilisation de captages plus éloignés, mélanges des eaux brutes (pour faire diminuer les concentrations), nettoyage des captages eutrophes (voir graphe ci-dessous récapitulatif).

Pesticides + Nitrates

Une autre étude (INRA-Agroparistech), produite par Larroque en 2010, prenant en compte les valeurs minimales et maximales des coûts de traitements dans les usines, situe quant à elle les coûts de traitements évités moyens sur les aires d'alimentation de captage en Ile-de-France entre **49 €/ha et 309 €/ha**. La moyenne retenue est de **200 €/ha environ**.

Dans la revue de Bourguet et Guillemaud (2016), le montant retenu pour les coûts de traitements liés à l'utilisation de pesticides est de 3 Mds US\$ pour les Etats-Unis. Une extrapolation de ce chiffre est proposée à 22 Mds US\$, si un scénario d'extension à un contrôle et un traitement sur toutes les masses d'eau était envisagé. Cependant, ce montant de 22 Mds US\$, correspondant à toutes les masses d'eau, est un coût théorique, qui n'a pas de signification « réelle ». Nous proposons par conséquent de retenir 3 Mds US\$ (ce que font aussi Bourguet et Guillemaud).

b) Une autre méthodologie utilisée : prix du traitement du kg d'azote lixivié

Certains auteurs proposent d'évaluer un niveau de prix de traitement du kg d'azote. Ainsi, des valeurs trouvées dans la littérature vont de **2 €/kg N** (Znaor et Landau, 2014) et **2,60 €/kg N** (Blaei et al., 2013) à **74 €/kg N** (étude flamande citée par le CGDD).

Le CGDD, en partant sur une hypothèse de baisse des concentrations de 25 mg NO₃-/l, aboutit à 70 €/kgN (CGDD, 2011). Cependant, l'hypothèse initiale est purement « théorique », et ne tient pas compte de la concentration initiale. Cette démarche pose tout de même des questions méthodologiques puisque pour accroître la valeur du bio, cela revient à dire qu'il faudrait que les conventionnels soient encore plus pollueurs. Par conséquent, nous avons préféré uniquement tenir compte des coûts réels de traitements (en proposant 40% de lixiviation d'azote en moins pour l'AB), plutôt que proposer des coûts rapportés aux unités de polluants.

c) Coûts d'évitements : achats d'eau en bouteille, filtres

Aux coûts de dépollution de l'eau, il faut ajouter des coûts dits d'évitement : les consommateurs achètent des bouteilles d'eau de source pour se préserver des contaminations. Les chiffres du CGDD 2011 (corrigés en 2014) indiquent un montant de 190 millions d'euros à l'échelle France. Le CGDD comptabilise également dans les coûts d'évitement les coûts de recyclage de ces bouteilles (5 M€/an), ainsi que les dépenses liées aux équipements domestiques pour filtrer l'eau (4 M€/an).

d) Représentation des divers coûts (étude CGDD 2011/2014)

Le CGDD a détaillé l'ensemble des surcoûts et pertes financières évalués et attribués aux pollutions agricoles diffuses (Figure 10). Nous avons apporté des couleurs aux différentes catégories de coûts pour identifier ce qui était lié aux pesticides, aux nitrates, ou aux pesticides + nitrates.

- 1) **Pesticides** : n'ayant pas connaissance de la part des produits phytosanitaires consommés par les agriculteurs bio (nous n'avons pas pu obtenir ces chiffres auprès de l'IUPP), nous considérerons que la mise en œuvre de l'AB permet de s'affranchir de l'ensemble des coûts liés à la dépollution pesticides (ce qui est donc un bénéfice de l'AB surévalué).
- 2) **Nitrates** : comme nous l'avons vu, les références aux travaux d'Anglade et Billen permettent de proposer une hypothèse d'environ 40% de lessivage d'azote évité en AB
- 3) **Pesticides + Nitrates** : nous limitons les bénéfices de l'AB à une décote de 40% du montant.

Le tableau récapitulatif (Tableau 8), à la suite de la représentation schématique du CGDD, présente les différents coûts issus de la bibliographie évoquée, que nous avons rapportés à l'hectare de grande culture (en utilisant les coefficients présentés en introduction pour rapporter des résultats pondérés avec des IFT en ce qui concerne les impacts liés aux pesticides).

Les coûts évités de traitement de l'eau en ce qui concerne les pesticides sont très proches entre les références provenant de Pimentel et al. (cités par Bourguet & Guillemaud) et la valeur haute du CGDD : ils se situent autour de **22 €/ha**. La valeur la plus basse est celle issue des travaux de Teigmeier aux Etats-Unis en 2004 (3 €/ha). Pour la fourchette basse du CGDD elle est autour de 8 €/ha (coûts pesticides + moitié des coûts commun pesticides nitrates).

Pour la partie liée aux coûts évités de traitements liés aux nitrates, la fourchette basse est celle de Sutton (8 €/ha), la plus haute est celle issue des données du CGDD, à savoir **24 €/ha** également.

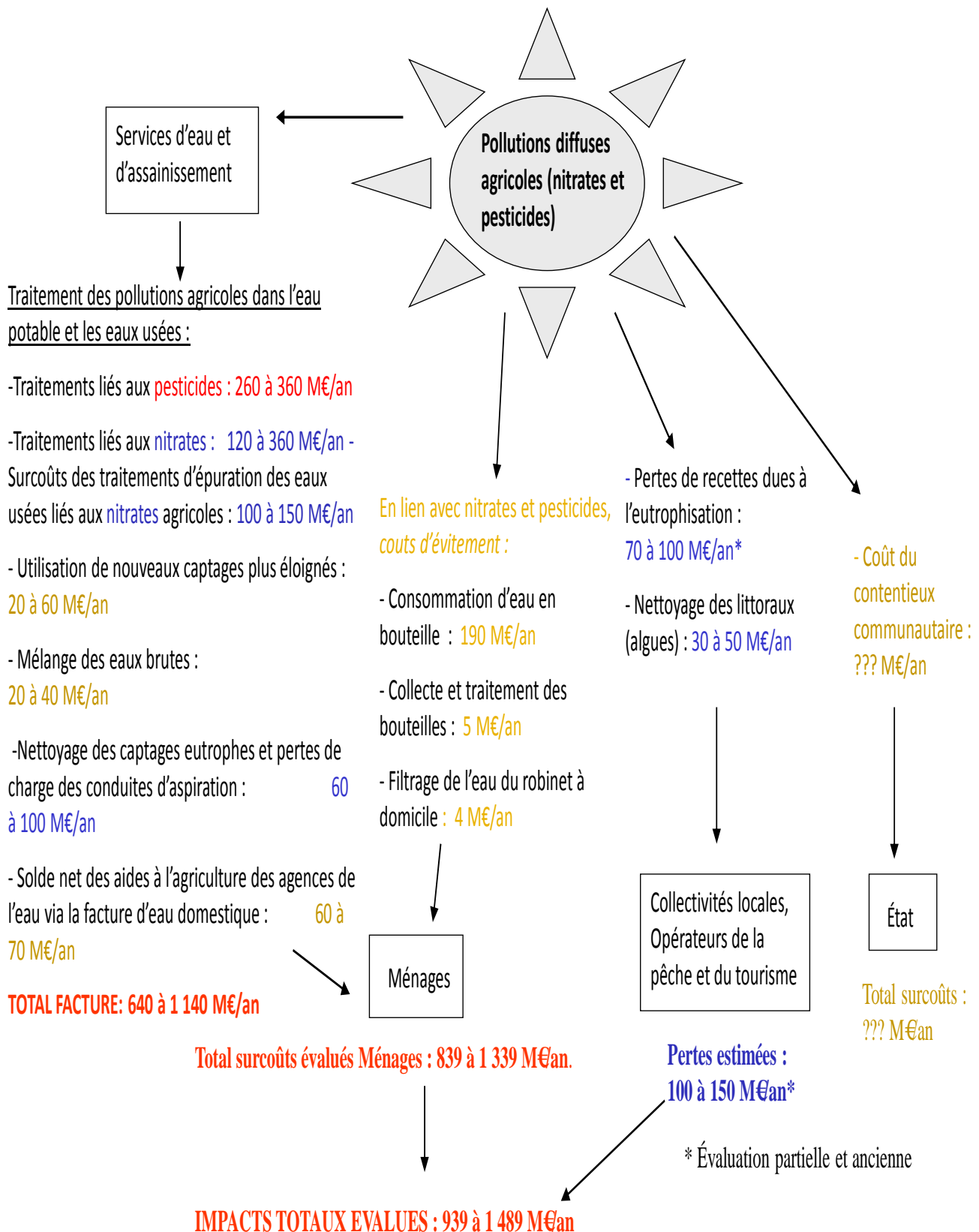


Figure 12. Surcoûts et pertes financiers évalués et attribués aux pollutions agricoles diffuses (Coûts de traitements, coûts d'évitements). Budgets annuels en millions d'euros (Source : CGDD 2011 et corrigé en 2014)

Intrants	Types d'impacts	Montant millions de dollars	Montants millions d'euros (fourchette basse)	Montant millions d'euros (fourchette haute)	Montants du bénéfice bio millions d'euros/ Bio (hypothèse 40% lessivage en moins)	Montants millions d'euros/ Bio (hypothèse 40% décote)	Pays	Coeff. pour part des GC selon l'échelle	Montant en €/ha GC (basse)	Montant unique en €/ha	Montant en €/ha (haute)	Auteur, année
Pesticides	traitements des pollutions/ pesticides	111,9	101				USA	7,87414E-09		0,80		Teigmeier et al, 2004
Pesticides	Règlementaire (programme de suivis)	153,2	138				USA	7,87414E-09		1,09		Teigmeier et al, 2004
Pesticides	traitements des pollutions /pesticides	3036	2740				USA	7,87414E-09		21,58		Pimentel et al. (1992)
Pesticides	traitements des pollutions/ pesticides		120	360			France	5,66956E-08	6,80		20,41	CGDD 2011
Nitrates	Traitement pollutions / nitrates	3000		2708	1083		Europe	7,32812E-09		7,94		Sutton 2011
Nitrates	Traitement pollutions/ nitrates		260	360	104	144	France		5,90		8,16	CGDD 2011
Nitrates	Surcoûts traitements des eaux usées		100	150	40	60	France		2,27		3,40	CGDD 2011
Nitrates	Nettoyage des captages eutrophes		60	100	24	40	France		1,36		2,27	CGDD 2011
Nitrates	Consommation d'eau en bouteille		190		76	76	France			4,31		CGDD 2011 revu 2014
Nitrates	Pertes de recettes/eutrophisation		70	100	28	40	France		1,59		2,27	CGDD 2011
Nitrates	Nettoyages littoraux		30	50	12	20	France		0,68		1,13	CGDD 2011
N ss tot CGDD									16,1		21,5	
N + Pesticides	Utilisation de captages +éloignés		20	60	8	24	France		0,45		1,36	CGDD 2011
N + Pesticides	Mélange des eaux brutes		20	40	8	16	France		0,45		0,91	CGDD 2011
N + Pesticides	Collecte et traitement bouteille		5		2	2	France			0,11		CGDD 2011 revu 2014
N + Pesticides	Filtrage eau de robinet domicile		4		2	2	France			0,09		CGDD 2011
N + Pesticides	Solde net des aides à l'agriculture		60	70	24	28	France		1,36		1,59	CGDD 2011
N+ Pest. ss tot									2,5		4,1	
TOTAL									20,5		47,2	

A noter : ces chiffres ne correspondent pas aux valeurs dans les périmètres de zones de captages, pour lesquelles les montants sont bien plus élevés (cf. estimation d'un coût moyen de 200 €/ha).

Tableau 8. Références bibliographiques proposant des chiffrages économiques concernant les coûts et pertes financières attribués aux traitements de l'eau (pesticides et nitrates), et calculs pour les rapporter à un hectare de grandes cultures françaises.

Discussion : « La gestion curative ne saurait constituer une solution durable » (CGAER, 2016)

Une étude réalisée en France par l'Agence de l'eau Seine-Normandie en juillet 2011 montre ainsi que les mesures proposées dans les plans d'actions de lutte contre la pollution diffuse coûtent finalement moins cher que ce que coûteraient des traitements curatifs. Cette étude intitulée « Le préventif coûte-t-il plus cher que le curatif ? » présente un argumentaire économique en faveur de la protection des captages, sur la base de l'étude de 21 cas concrets. En particulier, les exemples de diminution des teneurs en nitrates dans les eaux brutes des bassins d'alimentation des villes de Munich et de Leipzig (Allemagne) ont été mis en avant : des villes ont opté (depuis plusieurs dizaines d'années) pour l'AB. Le réseau d'eau potable de Leipzig (KLM) arrive à des conclusions similaires (baisse des teneurs en nitrates) et annonce que les compensations financières versées pour mettre en œuvre la stratégie (d'achats fonciers et de conversion à l'AB) aurait coûté **7 fois moins que ce qu'aurait coûté l'augmentation des traitements curatifs des eaux brutes prélevées** (notamment du fait des lourds investissements qui auraient dû être réalisés). Finalement, il ne s'agit pas de promouvoir l'AB pour elle-même mais comme moyen durable de gestion des ressources en eau et plus généralement de l'environnement.

Cependant, les projets INRA AgriBio3 "ABIPEC" et "BIO-COMMON" ont un peu modéré les "success stories", notamment celle de Munich souvent citée. Dans ABIPEC, la comparaison a porté sur trois villes, allemandes ou française : Munich, où le développement de l'AB apparaît très lié à des conditions initiales favorables à l'AB (systèmes de production très extensifs) ; Augsburg, où le changement de pratiques agricoles n'est finalement pas passé par l'AB ; et Lons-le-Saulnier (Jura), où la création de débouchés dans la restauration collective a bien permis le développement des productions bio, mais en dehors du périmètre de captage.

Malgré ces difficultés, il n'en reste pas moins que le CGAER dans son dernier rapport 2016, indique explicitement : « **Il devient urgent d'infléchir à grande échelle les pratiques agricoles et les systèmes d'exploitations pour atteindre l'objectif du « bon état chimique » des masses d'eau** ». Depuis 1995, des programmes d'encouragement aux changements de pratiques telles que Fertimieux, Agrimieux, les CAD, les CTE, les MAE et le PVE n'ont guère apporté de changement substantiel. (...) Il faut donc agir à la source ».

Il est à noter que dans ce Rapport, l'accent est mis sur le fait que de nombreux plans visant à réduire les intrants (phytosanitaires et engrais) n'ont pas eu les effets escomptés. Par ailleurs, il y est indiqué que les **seules expériences ayant eu "des effets remarquables", qu'elles soient régulées par le public ou le privé, concernent l'AB**. Pour autant, dans les recommandations de recherche, l'option "AB" ne figure pas en tant que telle. En effet, cinq pistes sont énoncées (l'innovation variétale, l'agriculture de précision, le biocontrôle, la gestion durable de la flore adventice, l'optimisation de la méthanisation des effluents d'élevage), mais il n'est pas fait mention de l'AB. Finalement l'AB, pourtant porteuse de solutions par rapport aux objectifs visés, ne semble pas devoir figurer dans les recommandations parce que trop faiblement développée aujourd'hui ..? Cette posture interroge, puisqu'elle ne peut que renforcer ce petit poids de l'AB (et de ses effets jugés « remarquables ») dans notre pays.

La Cour des Comptes avait déjà indiqué en 2010 « douter de la capacité de la France d'atteindre dès 2015 les objectifs de qualité qu'elle s'est assignés, sauf à ce que des améliorations y soient rapidement apportées. L'enjeu financier est très élevé puisque le respect de cette échéance aura un coût qui a pu être **estimé à 24,7 milliards d'euros pour les actions recensées dans les programmes 2010-2015.** »

Ce même rapport note par ailleurs que des pays ou régions (comme le Danemark et la Bavière) sont parvenus, en responsabilisant leurs agriculteurs sur des actions préventives, à réduire de 30% leurs consommations d'azote et de pesticides au bénéfice de la qualité de leurs eaux, tandis que la France a généralisé des pratiques de traitement de ces pollutions à l'entrée des réseaux d'eau potable. Selon la cour, ces traitements s'avèrent **2,5 fois plus coûteux au m³ traité que la prévention opérée en**

Bavière, et ils n'améliorent pas la qualité de la ressource : la Cour des comptes compare le financement par l'office des eaux de Bavière de la gestion préventive de terres agricoles, d'un coût de 0,087 euro par m³, au coût français (référence D4E 2005) de traitement de potabilisation des seuls nitrates, de 0,23 euro par m³.

Pour Vittel, le budget de Agrivair (filiale de Vittel créée pour protéger le périmètre des ressources), qui ne traite pas seulement de l'agriculture) s'élève à 2 M€/an pour 10 000 ha et 1,3 milliard de bouteilles. Pour Munich, il s'agit de 6 M€/an pour 6 000 ha et 100 Mm³, soit 100 milliards de bouteilles.

Pour conclure, il semble que le bénéfice de l'AB d'éviter le recours à des installations coûteuses de traitement de l'eau ne soit envisageable que pour un projet collectif de développement de l'AB.

D. Air : qualité de l'air, et émissions de Gaz à Effet de Serre (GES)

1. Qualité de l'air

La dégradation de la qualité de l'air est liée à la présence de différentes particules et composés volatils (dioxyde de soufre, Composés Organiques Volatils Non Méthaniques -COVNM-, particules, NOx). La réglementation se fonde sur deux directives, l'une limitant les **concentrations en polluants, dont les particules**, l'autre portant sur les émissions annuelles de **polluants atmosphériques, dont l'ammoniac**.

a) Les particules

Le passage d'engins agricoles dans les champs constitue le principal poste d'émission de particules primaires. La couverture des sols en hiver, la réduction du nombre de passages d'engins, les interventions sur sol légèrement humide, et en conditions sans vent limitent les émissions.

En ce qui concerne les impacts sur l'environnement, les effets délétères des particules sur les écosystèmes seraient nombreux, mais ils sont assez mal connus : elles sont susceptibles d'induire une limitation des échanges gazeux chez les plantes. Par ailleurs, ces particules contribuent à la formation de l'ozone troposphérique (ADEME, 2012). Enfin, les particules sont impliquées dans le transport et le dépôt de polluants toxiques (métaux ou polluants organiques persistants comme les dioxines).

b) Les émissions d'ammoniac

La volatilisation d'ammoniac, processus physico-chimique de passage du NH₄⁺ en NH₃, s'opère à la surface du sol à partir des engrais minéraux ou des produits résiduels organiques.

Les émissions d'ammoniac génèrent des effets environnementaux directs (liés à la déposition : acidification, eutrophisation), mais également des effets indirects, plus importants, liés au fait que l'ammoniac est un précurseur de particules fines secondaires (« Particule Matter » PM) et agit sur l'ozone (Sutton et al., 2011).

Le MEDDE (janvier 2012) estime que la fertilisation minérale contribue à hauteur de 22% aux émissions d'ammoniac, soit 142 kt en 2010. Cependant, il n'est pas possible d'en conclure un bénéfice pour l'AB. En effet, tout dépend des pratiques de fertilisation en bio : si la fertilisation azotée en bio est apportée dans le cadre de la fixation symbiotique, alors il peut y avoir un bénéfice. Cependant, si les apports sont faits via une fertilisation organique, il faut signaler que les produits résiduels organiques, particulièrement les lisiers, peuvent perdre jusqu'à 70% de leur azote à la suite de l'épandage. En ce qui concerne les engrais minéraux, les pertes par volatilisation peuvent dépasser 20 % selon les formes et les conditions d'apport. Les facteurs d'émissions associés aux formes d'engrais azotés sont affectés d'une grande variabilité liée aux conditions d'épandage, et

l'intensité du phénomène dépend des propriétés du sol (pH, pouvoir tampon, humidité de surface) et des conditions climatiques (température, vent, pluviométrie) dans les heures et les jours qui suivent l'épandage, et font encore l'objet de travaux (COMIFER, 2011).

2. Réchauffement climatique

L'agriculture est à la fois un des secteurs les plus sensibles aux impacts des changements climatiques et un contributeur aux émissions de GES. Le secteur de l'agriculture fait donc face à un double enjeu : il doit contribuer à l'effort national de réduction des émissions de GES en maîtrisant sa consommation d'énergie et en adoptant des pratiques moins émettrices de protoxyde d'azote et de méthane (dimension atténuation) ; et il doit anticiper les impacts des changements climatiques pour limiter la vulnérabilité de ses activités (dimension adaptation) (Guillou, 2013).

a) Les gaz à effet de serre (GES)

En France, l'agriculture est à l'origine de 17,8% des émissions de GES (hors consommation énergétique et changement d'usage des terres) estimées par l'inventaire national, avec 94 Mt d'équivalent CO₂ (CO₂e) sur un total de 528 MtCO₂e (Inventaire des émissions de 2010, CITEPA 2012).

Une spécificité des émissions agricoles est qu'elles sont majoritairement d'origine non énergétique, et contrôlées par des processus biologiques. Sur les 17,8% émis par l'agriculture, 9,8% sont dus aux émissions de protoxyde d'azote (N₂O), produit lors des réactions biochimiques de nitrification et de dénitrification, et 8,0% sont liés au méthane (CH₄) produit lors de fermentations en conditions anaérobies. L'agriculture est ainsi responsable de 86,6% des émissions françaises de N₂O hors UTCF (Utilisation des Terres, leur Changement, et la Forêt) : 35% sont liés aux émissions directes⁹ par les sols agricoles, 28% aux émissions indirectes, 15% aux productions animales et 8,6% à la gestion des déjections. De même, l'agriculture est responsable de 68% des émissions françaises de CH₄ hors UTCF : 46% proviennent de la fermentation entérique et

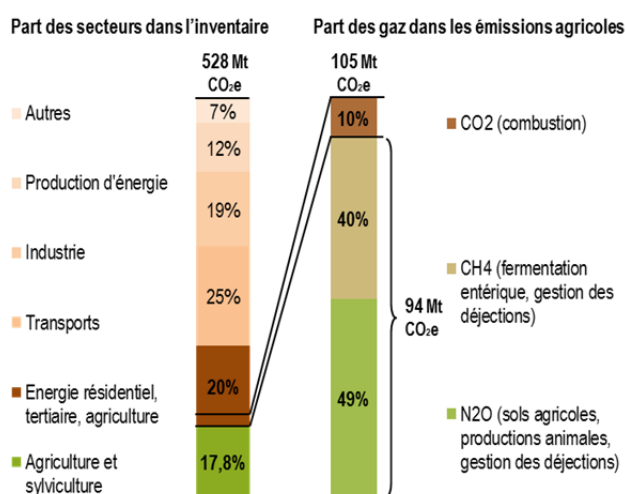


Figure 13. Emissions de GES en 2010, France métropolitaine et Outre-mer (Source : CITEPA 2012)

22% de la gestion des déjections.

Les 17,8% d'émissions attribuées à l'agriculture ne comprennent pas les émissions liées à sa consommation d'énergie, comptabilisées dans le secteur "Energie" de l'inventaire national. Si l'on tient compte de ces émissions, la part de l'agriculture s'élève à environ 20% des émissions totales de GES françaises, le N₂O, le CH₄ et le CO₂ représentant respectivement 50%, 40% et 10% des émissions du secteur exprimées en CO₂ (Figure 11). Le poids des émissions de N₂O et de CH₄ dans l'inventaire tient à leurs "pouvoirs de réchauffement global" (PRG) sur un horizon de 100 ans, qui sont très supérieurs à celui du CO₂

⁹ Les émissions directes se produisent sur l'exploitation, par opposition aux émissions indirectes se produisant sur les espaces naturels physiquement liés (lixiviation du nitrate entraîné par l'eau qui percole dans les sols et volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac ; puis dénitrification hors de l'exploitation).

($PRG_{CO_2} = 1$, $PRG_{CH_4} = 25$, $PRG_{N_2O} = 298$) ; à quantité égale émise dans l'atmosphère, du CH_4 aura ainsi un impact vingt-cinq fois plus important sur le réchauffement que du CO_2 .

Les émissions liées à la consommation d'énergie indirecte

Dans une approche de type ACV (Analyse en Cycle de Vie), il est nécessaire de prendre en compte l'énergie utilisée (et donc le CO_2 correspondant à la combustion des énergies fossiles correspondantes) pour la fabrication d'intrants mis en œuvre dans les exploitations, poste qui figure au départ dans le secteur « industrie ». A titre d'exemples :

La fabrication et la mise à disposition des produits phytosanitaires représentent 2.5 t_{eqC} par tonne de matière active.

La fabrication et la mise à disposition des fertilisants sont des postes de consommation d'énergie importants, en particulier pour l'azote: Urée, 1,46 kg éq C/kgN ; Nitrate d'ammoniaque, 1,11 kg éqC/kgN ; Tri Superphosphate, 0,74 kg éqC/kgN.

Les émissions non liées à la consommation d'énergie.

Elles concernent les fermentations entériques (30%), les déjections animales (18%) et les émissions liées au sol et à l'épandage des engrais azotés (52%).

Les émissions de méthane liées à la fermentation entérique peuvent être modifiées par le régime alimentaire, avec une certaine réduction avec des rations riches en concentrés mais surtout avec l'ajout de lipides dans la ration. Concernant les émissions liées aux effluents d'élevage, il est difficile d'établir des comparaisons globales entre AB et AC, étant donnée la forte hétérogénéité des modes de gestion des déjections dans les deux systèmes (dont éventuel compostage ou non).

* Concernant le protoxyde d'azote, l'AB limite fortement les émissions du fait de la non-utilisation d'engrais minéraux azotés, dont la fabrication est par ailleurs très énergivore. Tuomisto et al. (2012), dans leur méta-analyse, ont calculé une médiane des émissions de N_2O inférieure de 31% en AB par unité de surface mais 8% plus élevée qu'en AC par unité produite. Les auteurs expliquent cette différence par les rendements plus faibles en AB qu'en AC.

* Concernant le méthane, il existe peu de données de comparaison des émissions entre des élevages en AB et en AC. Guyomard et al. (2013) indiquent que, par unité de surface, les différences d'émissions de méthane entre AB et AC ne seraient pas significatives. En revanche, du fait d'un niveau de production plus faible en AB, les émissions par unité produite seraient plus élevées (Fleury et al., 2011).

b) Emissions globales des exploitations

En grandes cultures, les émissions globales de GES dues aux engrais minéraux (énergie liée à leur fabrication, protoxyde d'azote émis après épandage) représentent environ 70 à 80% des émissions des exploitations (Viaux, 2010). Les systèmes en AB n'utilisant pas d'engrais de synthèse, les taux d'émissions globaux à l'hectare sont inférieurs de 48% à 66% à ceux des systèmes conventionnels (Alfoeldi et al., 2002).

En élevage de ruminants les émissions des exploitations en AB seront largement inférieures à celles de l'AC lorsqu'elles sont exprimées par hectare utilisé, mais seulement peu inférieures voire comparables si elles sont exprimées par kg de produit (Tuomisto et al., 2012), car les émissions de méthane, même si elles sont compensées par une moindre utilisation d'intrants, représentent le premier poste du bilan de GES, et sont affectées à des quantités produites plus faibles qu'en AC.

Dans une étude de 2014, Therond et Duru comparent les émissions du système RAD, le Réseau Agriculture Durable CIVAM (dont les exploitations, en systèmes herbagers économes et autonomes, sont pour certaines en bio, - environ 60% d'après R. Dieulot, animateur du RAD) avec le système conventionnel et indiquent des émissions d'environ 15% inférieures. Même si on ne peut pas

extrapoler complètement ces résultats à l'AB, des tendances se dessinent entre des systèmes dépendant de l'ensilage vs herbagers.

De façon générale, les bilans de GES calculés sur les performances individuelles des animaux sont meilleurs pour les systèmes intensifs. Mais des **bilans réalisés à l'échelle de l'atelier ou de l'exploitation sont susceptibles de modifier fortement les performances relatives** des différents systèmes de production, et s'avèrent comparables en AB, rapportés au kg produit (de viande, lait, œufs) ; ils sont toujours meilleurs, pour les ruminants, lorsque rapportés à l'hectare utilisé. A l'échelle du troupeau par exemple, l'allongement des carrières des vaches laitières pratiqué en AB, en réduisant la proportion de génisses de remplacement (improductives, et émettrices de méthane), améliore le bilan de GES du troupeau.

Le poids de l'indice de consommation alimentaire dans les performances environnementales des systèmes d'élevage

Cet indice (aliments produits / aliments consommés) mesure l'efficacité de la conversion des aliments ingérés par les animaux en produits animaux consommables par l'homme. Etant donné le poids du poste alimentation dans les coûts de production, cet indice est maximisé dans les élevages conventionnels intensifs. Grâce à de fortes productivités individuelles, les émissions de GES liées aux besoins d'entretien (peu variables) des animaux sont "répartis" sur des quantités de produit plus importantes. A contrario, tout allongement de la durée d'élevage, lié à des races à croissance plus lente (contrepartie d'une meilleure qualité organoleptique de la viande ou d'une certaine rusticité) ou à une ration moins riche en calories (valorisant des aliments grossiers, notamment l'herbe), et toute dépense énergétique supplémentaire des animaux, associée par exemple à l'accès à un parcours (déplacements, thermorégulation), détériorent l'indice de consommation alimentaire des animaux et donc le bilan de GES du système. Sont ainsi "pénalisées" l'AB mais aussi toutes les productions sous labels, à l'herbe, ou améliorant le bien-être animal.

c) Bilan GES « nets »

En élevage d'herbivores, l'utilisation de prairies limite la mise en œuvre des cultures (céréales, maïs ensilage...) et favorise le stockage du carbone dans les sols, en particulier dans le cas de prairies de longue durée ou permanentes. Les bilans GES "nets" (émissions brutes défalquées du CO₂ équivalent séquestré dans les sols) renforce alors l'intérêt des systèmes en AB, d'autant plus que, le chargement étant inférieur à l'AC (et donc la production de viande par ha), le carbone séquestré rapporté au kg de viande ou de lait est supérieur aux systèmes en AC.

Concernant la contribution au réchauffement climatique, l'AB est globalement plutôt mieux positionnée que l'AC, malgré la très grande variabilité des situations et des estimations, et selon les indicateurs retenus.

E. Consommation d'énergie fossile

1. Energie utilisée rapportée à l'hectare ou à l'unité produite

La production et la distribution des engrais minéraux (en particulier les engrais azotés de synthèse) représentent près de 37% de l'énergie totale utilisée par unité produite, et la production de pesticides environ 5% (Tuomisto et al., 2012). L'AB, n'utilisant pas d'engrais de synthèse, est d'ailleurs citée dans

tous les scénarios de la prospective Agriculture-Energie 2030 comme un des éléments de la stratégie d'action pour réduire l'empreinte énergétique du secteur agricole (Guyomard et al., 2013).

La consommation énergétique par unité de surface est ainsi nettement inférieure en AB. Cependant, si les résultats sont exprimés par unité de produit, la différence est moins nette du fait du plus faible rendement en AB, voire inversée selon les études. Par ailleurs, cette consommation d'énergie rapportée à l'unité de matière produite est très variable d'une production à l'autre (Niggli et al., 2009).

La consommation d'énergie non renouvelable apparaît en moyenne, par unité produite, inférieure en AB, ce bilan final résultant le plus souvent de compensations. Par exemple (Benoit et al 2015), en systèmes de polyculture-élevage, sur la base d'un rendement en AB inférieur de 50%, la consommation d'énergie par quintal de céréale produit (approche ACV – Analyse en Cycle de Vie) est comparable entre AB et AC : la consommation de produits pétroliers sur l'exploitation est supérieure de 115% par quintal produit en AB (consommation de fuel à l'hectare assez comparable entre AB et AC, pour une récolte deux fois moindre en AB), mais elle est compensée par les économies importantes réalisées sur le poste fertilisation (inférieur de 90% par quintal produit en AB) et la suppression des pesticides de synthèse (tableau 9). Sur cet exemple, globalement, l'énergie non renouvelable utilisée par **quintal de grain produit est légèrement supérieure en AB (+4%), mais elle est inférieure de 54% lorsqu'elle est calculée par hectare cultivé.**

Un autre indicateur parfois utilisé, mais faisant apparaître des limites méthodologiques dans certaines situations (systèmes de polyculture élevage par exemple) est **l'efficacité énergétique**. Cet indicateur représente le rapport entre l'énergie produite sous forme de denrée agricole et l'énergie non renouvelable (approche ACV) utilisée. Gomiero et al. (2011) confirment une efficacité énergétique supérieure de l'AB vis-à-vis de l'AC.

	Conventionnel	AB	% AB/Conventionnel
Rendement céréales (q/ha)	56,4	28,4	- 50%
Produits pétroliers (MJ/t)	860	1850	+ 115%
Engrais (dont Azote) (MJ/t)	1 220	130	- 90%
Traitements (MJ/t)	100	0	- 100%
Autres (MJ/t)	410	720	+ 75%
Total (MJ/tonne)	2 590	2700	+ 4%

Tableau 9. Consommation d'énergie par tonne de céréale produite dans des fermes en polyculture-élevage bovin. Centre France, réseau INRA Clermont-Ferrand (54 exploitations en AC, 12 en AB) ; Méthode Analyse Cycle de Vie ; moyenne sur 5 années (2010-2014)
Source : Benoit (résultats non encore publiés)

A noter : sur ce même échantillon, les émissions de GES par quintal produit sont inférieures de 40% en AB avec, pour les exploitations en AC, une très forte contribution du N₂O lié à l'utilisation d'engrais azotés de synthèse.

Discussion ACV

Les calculs liés aux ACV privilégient, de par la construction de la méthode, des systèmes « massifiés » : en effet, plus les systèmes sont productifs, plus les indicateurs rapportés au kilogramme ou au litre produit vont être favorables.

Le transport des marchandises et le niveau de transformation des produits sont aussi des paramètres d'utilisation énergétique plus ou moins importants. En AB, la tendance de consommation vers plus de produits « prêts à consommer » implique un allongement des filières et un rapprochement de celles du conventionnel.

Ces consommations énergétiques requièrent des évaluations dont les résultats peuvent être « contre-intuitifs ». On cite à cet égard souvent les résultats de Redlingshofer (2006) ayant comparé le transport d'agneaux des Alpes en circuits courts et d'agneaux de Nouvelle Zélande importés par bateaux réfrigérés : malgré la distance, et le coût énergétique de la réfrigération, étant donné les volumes en jeu, le « Bilan Carbone » rapporté au kg de carcasse était meilleur pour les « agneaux longues distances ». Cet exemple illustre l'importance de ne pas évaluer en fonction d'un seul critère et d'un seul enjeu, car l'élevage ovin des Alpes remplit bien d'autres services en termes de développement rural.

Le bilan doit enfin intégrer la question des gaspillages et des déchets (notamment excès d'emballages, en particulier dans les circuits longs et pour les produits transformés). Les produits conventionnels étant, en moyenne, davantage commercialisés en GMS (Grandes et Moyennes Surfaces) que les produits bio, il pourrait y avoir un atout supplémentaire de l'AB – nous n'avons pas noté de référence à ce sujet. Cependant, pour la part (en augmentation) de la bio écoulée en circuits longs, il faut noter que les impératifs réglementaires (séparation des produits bio et conventionnels sur un même étalage) génèrent au contraire des emballages supplémentaires pour les produits bio des rayons frais.

Quelques éléments à prendre en compte

* Il faut tenir compte de la dépendance (indirecte) des systèmes bio aux engrais de synthèse, liée aux transferts organiques (fumiers notamment) du conventionnel vers le bio (Nowak et al., 2013 ; Goulding et al., 2009) : il faudrait donc affecter une part des émissions associées aux engrais minéraux également à l'AB (23% si l'on retient le taux proposé par Nesme et al., 2016).

2. Chiffrage économique

a) Impact des émissions

Concernant l'usage des engrais azotés à l'échelle de la France, le CGDD a proposé fin 2015 un chiffrage additionnant des externalités environnementales allant au-delà des coûts relatifs à l'eau qui avaient été identifiés en 2011 (cf. supra), et intégrant notamment un poste pollution de l'air (Tableau 10).

Cependant, il nous semble difficile d'indiquer un pourcentage de moindre pollution de l'air par l'AB et donc un bénéfice chiffré de l'AB.

Coût/Valorisation des externalités environnementales liés à l'usage d'engrais azotés en agriculture		
Type d'externalité	Description	Coût/valorisation de l'externalité (en M€ par an)
Pollution de l'eau	coût de dépollution des nitrates agricoles	[280 ; 610]
Pollution de l'air	émissions de NH ₃	197
Changement climatique	émissions de N ₂ O	[350 ; 2000]
Dégradation de la biodiversité	eutrophisation	[70 ; 100]
Total (par an)		[0,9 Md€ ; 2,9 Md€]

Tableau 10. Ensemble des externalités environnementales liées à l'usage des engrais azotés
Source : CGDD 2015- Echelle France

b) *Actions pour atténuer le réchauffement climatique*

Dans le rapport d'étude INRA 2013 « Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques », Pellerin et al. retiennent l'action « **réduire le recours aux engrais minéraux de synthèse, en les utilisant mieux et en valorisant plus les ressources organiques** ». Les auteurs indiquent que le potentiel de cette action est a priori important, qu'elle est convergente avec d'autres objectifs agri-environnementaux et qu'elle peut être mise en place rapidement. Cette action est estimée avoir un potentiel d'atténuation annuel de **1,88 en Mt CO₂e par an en 2030**.

L'action suivante (avec deux sous-actions) mise en avant par Pellerin et al. vise également une réduction du recours aux engrais azotés de synthèse, par un accroissement de la culture des légumineuses. Il s'agit de :

- 1) **Accroître la surface en légumineuses à graines en grandes cultures** (potentiel d'atténuation estimé à 0,91 Mt CO₂e par an en 2030).
- 2) **Augmenter et maintenir des légumineuses dans les prairies temporaires** (potentiel d'atténuation estimé à 0,48 Mt CO₂e par an en 2030).

Ces deux actions prônent donc des pratiques qui sont mises en œuvre par l'AB.

F. Biodiversité et services écosystémiques

Si l'on se réfère aux « urgences » par rapport aux limites des ressources et aux seuils identifiés comme problématiques parmi les neuf « limites » (« Planetary Boundaries » de Rockström et al., 2009¹⁰) l'érosion de la biodiversité est placée comme l'une des premières urgences (richesse spécifique et abondances...). Mais il reste encore **de vastes questions méthodologiques de fond en ce qui concerne l'évaluation de la biodiversité**, qui ne peut être abordée par une « unité commune », comme le rappellent Chevassus-au-Louis et al. (2009).

Certains auteurs essaient de proposer des « indicateurs » de biodiversité, mais il s'agit surtout d'initiatives visant à comptabiliser la biodiversité. Il est en effet possible de caractériser, en un lieu donné et par rapport à une préoccupation donnée, l'état de la biodiversité à partir d'une batterie d'indicateurs pertinents, cependant il est plus beaucoup plus complexe d'évaluer les processus liés à la biodiversité. Ceux-ci (comme la régulation biologique, la pollinisation, la minéralisation de la matière organique) sont en effet très imbriqués (synergies, boucles de rétro-action, ...), et les difficultés méthodologiques de quantification des services sont grandes.

Les observations se concentrent sur quelques groupes taxonomiques : la flore, l'avifaune et certains arthropodes. Elles ont mis en évidence un **net déclin des populations d'oiseaux spécialistes des milieux agricoles (passées d'un indice 100 en 1989 à 55 en 2013)**. De nombreux facteurs et effets directs et indirects interfèrent : toxicité des intrants, destruction des milieux semi-naturels, moindres disponibilités alimentaires dans les champs... Les pesticides eux-mêmes ont des impacts multiples, avec des effets directs létaux et non létaux (affectant les comportements, la reproduction...), et des effets indirects, notamment trophiques. L'exemple du **déclin des abeilles domestiques illustre la complexité des facteurs et des interactions** : des synergies délétères entre un insecticide (néonicotinoïde) et un bio-agresseur (*varroa*, *nosema*) ont été montrées. Le taux de mortalité des abeilles est passé de 5 à 30 % en une dizaine d'années. Il est difficile d'attribuer un poids au facteur « pesticides » pour lui affecter un pourcentage de la sur-mortalité des abeilles, en raison de paramètres imbriqués, tels que les stress alimentaires, pathologiques et chimiques. Par ailleurs, au-

¹⁰ Les neuf « limites environnementales » de la planète identifiées par les auteurs sont les suivantes : érosion de la biodiversité, cycles biochimiques, changement climatique, acidification des océans, pollution chimique, et aérosols, trou d'ozone, consommation de la ressource foncière, consommation en eau.

delà de la mortalité, il faut également tenir compte des non retours à la ruche (perturbations du repérage, et des vols, même à faibles doses).

Au-delà de l'absence de pesticides de synthèse, plusieurs éléments plaident pour un effet favorable de l'AB sur la préservation de la biodiversité (espèces et écosystèmes) : le surcroît de prairies et d'infrastructures écologiques, des rotations plus diversifiées offrant des abris et des ressources alimentaires plus variées et continues... Toutefois, la grande étude européenne "BioBio", comparant les exploitations en AB et en AC, a montré que, dans l'ensemble, la diversité d'espèces est à peine supérieure en AB, et que la présence d'espèces rares ou menacées ne dépend pas tant du mode de production (AB/AC) que des pratiques culturales mises en œuvre et de la diversité des habitats non cultivés ou semi-naturels présents.

L'évaluation des **services rendus par la biodiversité** de régulation biologique des ravageurs des cultures et de pollinisation se heurte à plusieurs limites. La plupart des travaux s'en tiennent à une quantification des organismes susceptibles de rendre le service (arthropodes prédateurs, pollinisateurs), sans quantification de leur action et de ses bénéfiques. Seules quelques études proposent des évaluations monétaires de ces services, mais elles sont réalisées à des échelles extrêmes (la parcelle ou le monde). **Pas ou peu de travaux distinguent spécifiquement l'AB, et l'on manque ainsi de références pour définir son effet d'exacerbation de ces services.** Les milieux semi-naturels, qui sont déterminants pour les organismes assurant ces services, ne sont pas pris en compte dans les études à la parcelle ou dans l'attribution aux surfaces cultivées des estimations mondiales. Toutes les productions ne sont pas concernées au même titre par ces services, y compris parmi les grandes cultures : la fécondation des céréales ne dépend par exemple pas des pollinisateurs. Les productions fruitières et légumières, en sont le plus tributaires, et parmi ces dernières, il peut y avoir au sein d'une espèce des variétés plus ou moins dépendantes de la zoogamie.

1. Quantification des impacts négatifs sur la biodiversité liés à l'usage des pesticides et des nitrates

a) Pesticides chimiques

L'environnement humain se dégrade et la biodiversité est particulièrement en crise (Barnoski et al. 2012) : l'empreinte de l'activité humaine sur le milieu naturel s'accroît et menace la biodiversité, elle-même source de grandes fonctions régulatrices. La préservation des systèmes de régulation du capital naturel est en jeu (de Perthuis et Juvet, 2013).

La faune est en particulier soumise à de multiples pressions : pesticides, mais aussi micropolluants ; plus de 100 000 molécules synthétiques sont produites par l'industrie pour des usages les plus variés (solvants, plastifiants, médicaments, cosmétiques, retardateurs de flamme...). Environ un millier de nouvelles molécules sont mises sur le marché chaque année. Certaines de ces substances sont présentes dans les eaux à des doses très faibles (d'où le terme de micropolluants), certaines peuvent s'accumuler dans les organismes. Elles sont soupçonnées d'avoir des effets toxiques (mutagènes, tératogènes ou perturbateurs endocriniens). Dans ce contexte de pollution diffuse, il est difficile de distinguer la contribution spécifique des pesticides et de cerner les effets de synergie entre ces types de polluants.

Déclin des abeilles et lien avec les pesticides

Des études estiment que la mortalité des abeilles, et le déclin corollaire du service de pollinisation (abeilles domestiques qui ne sont pas les seules pollinisatrices, et pas les seules affectées), sont liés, au moins en partie, à l'usage des pesticides chimiques (et en particulier ceux de la famille des

néonicotinoïdes, qui représentent aujourd'hui 25 % du marché (van der Sluijs, 2013). On peut citer notamment les travaux de Henry et al. (2012) qui, étudiant l'exposition non létale d'abeilles au thiaméthoxame, mettent en évidence un déclin des abeilles non par toxicité directe mais du fait d'une orientation perturbée (impact sur le système cérébral de géolocalisation) induisant des difficultés à retrouver la ruche.

Mais d'autres facteurs peuvent jouer, comme le réchauffement climatique, des parasites et pathogènes, des ressources alimentaires peu variées, ainsi que des interférences/synergies entre les facteurs perturbateurs (Potts et al., 2010). Blanken et al., (2015) soulignent des synergies d'impacts entre le varroa et l'usage de l'imidaclopride sur la réduction des capacités de vols des abeilles.

Par conséquent, tout en notant l'effet des pesticides chimiques sur le déclin des abeilles, il n'est donc pas possible, dans l'état actuel des connaissances, de quantifier leur strict impact à la diminution du service de pollinisation rendu. Cependant, parmi les facteurs et les combinaisons de facteurs mis sur la sellette, les insecticides sont en train de prendre la tête (Smart et al., 2016). Les néonicotinoïdes étaient déjà les plus suspectés en Europe du fait de la synchronisation entre leur arrivée sur les grandes cultures et les effondrements de productions et les mortalités d'abeilles.

En ce qui concerne les impacts de ces néonicotinoïdes en particulier, les données de toxicologie démontrent des impacts larges pour les divers groupes taxonomiques non-cibles, d'invertébrés terrestres et aquatiques. Certaines espèces de vertébrés comme les poissons ou les oiseaux, sont apparus affectés, que les effets soient directs et/ou en cascade (Van der Sluijs et al., 2015).

Bourguet Guillemaud (2016) indiquent que des travaux ont cherché à évaluer les effets des pesticides sur l'ensemble de la biodiversité, notamment en termes de pertes sur la biodiversité spécifique (en particulier oiseaux, poissons), mais aussi sur la diversité des écosystèmes.

Il est souvent très difficile d'imputer un pourcentage de mort d'oiseaux et de poissons aux pesticides, si ce n'est dans certains cas bien décrits. En effet, par exemple, Mineau (2005), cité par Bourguet et Guillemaud, a travaillé sur les morts d'oiseaux en lien avec certaines formulations de pesticides (sous forme de granulés enrobés) très appétentes pour les oiseaux granivores, et ayant eu des conséquences très importantes en termes de mortalité (fourchette de 17 à 91 millions d'oiseaux morts estimés fin des années 1980, lors de l'usage de ces pesticides). Bourguet et Guillemaud indiquent que selon l'auteur lui-même cette très forte mortalité a sans doute été la pire, et que ces pesticides ont ensuite été interdits. Pour autant, dans le calcul qu'ils proposent, ils partent sur une hypothèse de 100 millions d'oiseaux morts en lien avec l'usage des pesticides chimiques. Nous proposerons de retenir, comme fourchette basse, pour tenir compte de la remarque de Mineau (2005), une hypothèse de 50 millions d'oiseaux tués (cf. tableau récapitulatif).

Un cas lointain, mais emblématique de l'impact environnemental : la barrière de corail australienne

Bourguet et Guillemaud soulignent que cet écosystème, classé patrimoine de l'humanité, subit une forte contamination par les pesticides : c'est sans doute l'une des situations les plus étudiées quant à la pression exercée sur le milieu naturel. Ainsi, Kroon et al. (2012) estiment que plus de 30 tonnes de pesticides par an arrivent dans le lagon. Malgré la dilution, des concentrations dépassant 1 µg/l ont été enregistrées. Les auteurs indiquent que la résilience de ce vaste écosystème qui subit également la pression du changement climatique pourrait être réduite en lien avec les taux élevés de pesticides enregistrés (impacts sur les communautés de plantes marines et sur coraux).

b) Nitrates et ammonium

L'enrichissement en éléments azotés et en phosphore des écosystèmes aquatiques conduit à leur disfonctionnement et à la perturbation des populations animales ou végétales qui y sont naturellement inféodées. Cette eutrophisation se traduit notamment par des proliférations de végétaux (marées vertes...), dont la décomposition, dans un second temps, appauvrit le milieu en

oxygène ; elle peut également conduire au développement de micro-organismes pathogènes ou sécrétant des toxines qui rendent l'eau impropre à divers usages (récréatifs, production d'eau potable). Le peuplement piscicole est l'un des meilleurs indicateurs de la qualité des eaux (Agence Seine Normandie, 2010) : les poissons sont très sensibles à l'excès d'ammonium et au manque d'oxygène. Camargo et al. (2005) indiquent que la toxicité des nitrates pour les animaux aquatiques augmente avec la concentration et la durée d'exposition. Diverses études ont aussi mis en évidence des corrélations entre les teneurs en nitrates dans l'eau ou les quantités d'engrais azotés épandus et le déclin des populations d'amphibiens (Bishop et al., 1999 ; Rouse et al., 1999).

2. Les bénéfices de l'AB en termes de biodiversité

Les pratiques d'agriculture biologique ont généralement recours à des rotations plus longues et plus diversifiées, avec davantage de prairies (avec leurs externalités positives) et l'absence de pesticides chimiques (moindres externalités négatives) : ces éléments ont des effets positifs directs sur la biodiversité.

Guyomard et al. (2013) soulignent **qu'un grand nombre d'études présentent pour l'AB, de meilleurs résultats** que l'AC par hectare, que ce soit en **termes de diversité ou d'abondance des espèces** (par exemple Bengtsson et al., 2005 ; Hole et al., 2005 ; Stockdale et al., 2006).

Une méta-analyse (Rahman, 2011) réalisée sur 396 publications indique que 327 articles rapportent de meilleurs résultats en faveur de la bio, 56 (14%) une absence de différences observées, et 14 (3%) des résultats moins bons (en particulier liés aux invertébrés du sol).

Sabatier (2013) souligne l'importance de la mosaïque paysagère, qui est prépondérante par rapport au mode de production de la bio quant à l'impact sur la diversité (projet BIOBIO) ; pour optimiser la biodiversité, il s'agit de combiner mosaïque paysagère et bio.

Actuellement, un projet en cours ("BIOSERV", soutenu par le métaprogramme ECOSERV de l'INRA) va tenter de préciser et quantifier l'effet du taux d'AB dans un paysage sur la biodiversité.

Par ailleurs, **la diversité des ressources utilisées (en lien avec la diversité génétique) et la complexité des systèmes permettraient une meilleure adaptation aux évolutions du climat** (Borron, 2006 ; Altieri and Koohafkan, 2008 ; Chappell and LaValle, 2011). (*cf. interaction entre services*)

3. Les services écosystémiques liés à la biodiversité

Le rapport disponible le plus complet sur l'évaluation des services écosystémiques est celui réalisé pour le Centre d'Analyse Stratégique (Chevassus-au-Louis et al., 2009). Actuellement, une expertise française en cours (EFESE-EA) décline l'approche européenne MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) au niveau français (cartographie et évaluation des services rendus par les écosystèmes).

La régulation biologique

La plupart des études en reste au décompte des auxiliaires, sans évaluation des effets. La biodiversité fonctionnelle est plus difficile à quantifier : **un contrôle biologique accru des bioagresseurs des cultures** a été identifié dans certains résultats (Gabriel et Tschardtke, 2007 ; Crowder et al., 2010).

Inclan et al., (2015) indiquent que l'effet positif de l'AB est clair en ce qui concerne les grandes cultures. Pour restaurer la diversité des auxiliaires des cultures indigènes, il s'agit d'articuler développement de l'AB et nécessité de développer la connectivité entre les milieux. L'impact des habitats sur la biodiversité entre AB et AC dépend aussi de la proportion d'habitats différents au sein d'une même exploitation.

Le service de pollinisation en particulier : les abeilles et les autres

Si le rôle de l'abeille (*Apis mellifera* L.) a fait l'objet de nombreux travaux, **la contribution globale d'autres pollinisateurs** a été peu étudiée jusqu'à présent (Rader et al., 2015). Ces derniers regroupent par exemple mouches, coléoptères, papillons, guêpes, fourmis, oiseaux et chauves-souris. Les résultats obtenus s'appuient sur l'analyse de 480 travaux de terrain couvrant 17 cultures sur les 5 continents. La contribution au service de pollinisation a été évaluée en multipliant la fréquence des visites de fleurs par l'efficacité observée par visite. Les pollinisateurs autres que les **abeilles réalisent entre 25 et 50% des visites**, des passages plus fréquents mais moins efficaces. L'analyse met aussi en évidence que des visites plus fréquentes des pollinisateurs autres qu'*A. mellifera* sont associées à une augmentation du nombre de fruits et de graines formées.

D'après l'IPBS (2016), 75% des cultures cultivées dans le monde, dépendent au moins partiellement de la pollinisation. Klein et al. (2007) estiment pour leur part que 70% des principales productions agricoles destinées à l'alimentation humaine dans le monde (87 cultures sur 124) dépendent de la pollinisation par des animaux : les pollinisateurs sont indispensables pour 13 de ces productions, très importants pour 30, modérément importants pour 27, peu importants pour 21. Des ratios de dépendance aux pollinisateurs ont été proposés mais ils sont très variables selon les auteurs. De plus, au sein d'une même espèce, certaines variétés peuvent être plus ou moins dépendantes de cette pollinisation animale, ce qui complique les estimations.

D'autre part, le service de pollinisation est très dépendant des écosystèmes. L'expertise en cours EFESE-EA (Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques - Ecosystème Agricole) doit précisément contribuer à évaluer les services rendus selon les écosystèmes. Ainsi, par exemple, les prairies permanentes françaises représentent 9,4 millions d'hectares (Agreste, 2013), soit 30% de la surface agricole utile et 70% de la surface fourragère : elles fournissent un service de pollinisation important, pourtant ce service nécessite une meilleure compréhension des mécanismes qui en sont à l'origine, et le développement de méthodes plus précises pour sa quantification (exemple du projet Polipré au sein du Métaprogramme Inra Ecoserv).

4. Chiffrage économique de la biodiversité et des services écosystémiques

a) Les chiffrages d'impacts négatifs dus aux pesticides sur la biodiversité

La plupart des références sur les externalités négatives est issue de la revue de Bourguet & Guillemaud (B&G) (2016), qui s'appuient en particulier sur les travaux de Pimentel et de ses équipes aux Etats-Unis (voir Tableau 11 qui recense les différents paramètres pris en compte).

B&G soulignent la très grande variabilité des estimations, par exemple pour l'impact des pesticides sur les poissons : pour les Etats-Unis, des valeurs vont de 2,5 millions US\$ (2013) à 170 millions US\$ (2013). Pour leur calcul global, B&G ne retiennent pas la valeur moyenne, mais 122 millions US\$ (2013).

Le montant conséquent est celui de la mortalité estimée des oiseaux en lien avec les pesticides. Le calcul est issu d'hypothèses retenues par B&G, notamment à partir de références de Mineau et al. (2005) : Mineau estime que la fourchette de 17-91 millions de morts d'oiseaux était sans doute la pire situation, et que l'impact lié aux pesticides est aujourd'hui sans doute « bien plus faible ».

B&G tenant compte du territoire pour lequel Mineau avait donné ses estimations, retiennent 100 millions d'oiseaux tués pour les Etats-Unis, avec un coût de 30 dollars par oiseau (Pimentel et al. 1992), qui est un coût « récréationnel ». En se basant sur une étude de James (1995), B&G rajoutent 5 dollars par oiseau pour la perte de protection contre les ravageurs (*qui ne devrait s'appliquer qu'aux insectivores*). Ils obtiennent un coût global annuel de 3,5 milliards de dollars de 1992, réévalué à 5,9 milliards en dollars 2013.

Au vu de la remarque de Mineau, on peut estimer que ce chiffre est surestimé pour la période actuelle. En prenant la moitié de l'estimation de B&G, soit 50 millions d'oiseaux morts en lien avec

les pesticides, on aboutirait à environ 1,9 milliard de dollars annuels 2013 (soit 4 milliards en moins par rapport à l'hypothèse B&G), ce qui reviendrait à un total d'environ **5,2 milliards pour le coût annuel « biodiversité et services écosystémiques associée à la biodiversité fonctionnelle »** aux Etats Unis.

Remarque concernant l'augmentation de la consommation de pesticides due à la destruction de la faune auxiliaire : on pourrait considérer la baisse du nombre d'auxiliaires liée à l'impact des pesticides comme un coût en quelque sorte « internalisé », les agriculteurs étant directement "victimes" de la moindre fonctionnalité des prédateurs naturels des ravageurs pour la protection de leurs cultures (Steiner et al., 1995 ; Pearce et Tinch, 1998). Cependant, comme les agriculteurs victimes ne sont pas forcément ceux qui ont contribué à faire baisser le taux d'auxiliaires présents, nous considérons qu'il y a des agents « agriculteurs » différents, et conservons ce coût en externalité. Il en est de même pour le coût lié à la résistance des pesticides.

b) La valorisation de la biodiversité et ses services (pollinisation et régulation biologique)

La valorisation de la biodiversité se heurte à une limite, celle de l'absence d'unité commune. Pour toute cette partie, nous invitons à consulter l'ensemble du rapport de Chevassus-au-Louis et al. (2009) sur l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques, qui apporte de très nombreux éclairages, notamment méthodologiques.

Le chiffrage du service pollinisation

Constanza et al. (1997) ont été parmi les premiers à proposer des valeurs de ce service. La limite basse correspondait à la valeur de la production de miel (140 millions US\$), et la valeur haute était celle de la valeur estimée des cultures dépendant de la pollinisation (18,9 milliards US\$). Ils choisirent une valeur intermédiaire de 2 Milliards de US\$ pour les Etats-Unis, puis considérant que la valeur de l'agriculture américaine représentait à l'époque (1980) 10% de la valeur des productions mondiales, indiquèrent une valeur mondiale de **20 milliards US\$**.

Pimentel et al. (1997) proposèrent pour les Etats-Unis le chiffre de 8 Milliards US\$ (rapportées de Martin, 1975). Cette valeur fut revue à la hausse en y intégrant les valeurs des productions animales, en lien avec l'utilisation des productions végétales dépendant de la pollinisation, puis une extrapolation mondiale fut faite en proposant un taux multiplicateur de 5 par rapport aux productions américaines dépendantes de la pollinisation (**40 milliards US\$**).

Chevassus-au-Louis et al. (2009) indiquent que le caractère a priori illégitime d'une extension à grande échelle de résultats locaux est la première critique qui peut être adressée à ces deux études. Elles reposent principalement sur des approches simples en termes de coût (coût de remplacement, impact sur les fonctions de production) et obtiennent donc une valeur de contribution à la richesse produite, et pas une évaluation de ce que représenteraient les pertes de ces services.

En 2005, de nouvelles estimations ont été proposées : la contribution des pollinisateurs à la production des cultures serait de **14,2 milliards d'euros** dans l'Union Européenne (27 pays), soit 10% de la valeur produite, et de 153 milliards d'euros à l'échelle planétaire (Gallai, 2008). Gallai indique que la surface agricole planétaire étant d'environ 5Gha, le service correspondrait à **31 €/ha agricole**. Cette valeur reste très approximative et ne prend pas en compte les forêts et les espaces naturels. Plus récemment encore, et au vu de la situation des abeilles et autres pollinisateurs, un chiffrage de **265 milliards US\$** à l'échelle du monde a été proposé (Lautenbach et al., 2012).

On note une augmentation considérable dans le temps des propositions de chiffrage économique de ce service. Il serait intéressant d'analyser cette augmentation des estimations. La question des services écosystémiques montant en puissance dans la sphère scientifique internationale, les

services gagnent en visibilité, et par conséquent une importance plus grande leur est-elle accordée ? Ou est-ce que les méthodologies deviennent de plus en plus précises ?

Au-delà de ces grands chiffres au niveau macro-économique, il convient d'étudier la situation de manière différenciée, puisque selon les productions, les dépendances aux pollinisateurs sont très variables, et ce même au sein de certaines espèces, qui peuvent avoir des variétés auto-fertiles et d'autres qui requièrent la pollinisation.

Une autre publication (Garibaldi et al., 2016) s'est également penchée sur le service de pollinisation à travers plusieurs continents (344 terrains d'études) : ce travail relie la diversité des pollinisateurs présents et l'augmentation de la productivité des cultures. Enfin, s'est tenue fin février 2016 la 4^e session de l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), consacrée en particulier à la pollinisation et à la menace pesant sur les pollinisateurs. Le rapport produit indique que « *les cultures dépendant de la pollinisation contribuent à 35% en tonnage de la production des cultures au niveau mondial* ». Étant donné que les cultures qui dépendent des pollinisateurs en sont tributaires à des degrés divers, on estime que 5 à 8% de la production agricole mondiale actuelle, représentant une valeur marchande annuelle de 235 à 577 milliards de dollars (en 2015), sont directement attribuables à la pollinisation animale.

Évaluer la pollinisation préservée par l'AB est délicat parce qu'il est difficile de chiffrer précisément quelle est la quantité de pollinisateurs préservée par rapport à l'agriculture conventionnelle, et parce que cette préservation dépend fortement des pratiques et de l'importance des Infrastructures Agro-écologiques mises en place.

Dans le Tableau 11, nous avons considéré que la totalité du service de pollinisation estimée par les auteurs était conservée en bio. Nous n'avons pas fait de pondérations particulières, et nous avons juste rapporté aux surfaces, ce qui n'est pas optimal, les systèmes de production et les écosystèmes ayant des contributions spécifiques ; mais nous n'avons pas de clé de répartition simple.

Tableau 11. Externalités en ce qui concerne la biodiversité et les services rendus : impacts négatifs liés à l'usage des pesticides et surcroîts de services

Effet	Types d'impacts	Montants millions de dollars	Montants millions d'euros	Pays	Coeff. pour part GC selon l'échelle	Valeur €/ha	HYP	Montant €/ha GC	Montant €/ha (haute)	Auteur, et année, et hypothèses estimations	
nég.	Morts d'animaux domestiques et d'élevage	51		USA	7,87414E-09			0,4		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
nég.	Recours pesticides/destruction de la faune aux.	439		USA				3,5		Pimentel et al. (2005) (B&G)	
nég;	Dégâts de récoltes dus aux pesticides	229		USA				1,8		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
nég.	Dégâts de récoltes/ destruction de la faune aux.	439		USA				3,5		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
nég.	Dégâts de cultures/résistance des pesticides	2 361		USA				18,6		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
nég.	Pertes de poissons	122		USA				1,0		Pimentel et al. (2005) (B&G)	
nég.	Pertes d'oiseaux	5 903		USA			12	46,5		B&G : 100 millions * 35 €	
nég.	Réintroduction d'espèces menacées	172		USA				1,4		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
nég.	Pertes de colonies d'abeilles/ pesticides	22		USA				0,2		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
nég.	Pertes de miel et co-produits	43		USA				0,3		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
nég.	Pertes de potentiel de production de miel	46		USA				0,4		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
nég.	Location de ruches	7		USA				0,1		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
positif	Service de pollinisation	337		USA	SAU			3,5		Pimentel et al. (1992) (B&G)	
positif	Service de pollinisation	265 000	239 170	Monde					48,0	Laudenbach (2012) (ha/ Gallai)	
positif	Service de pollinisation		153 000	Monde		31,0				Gallai (2009)	
positif	Service de pollinisation	20 000		Monde		4,0				Constanza (1997)	
positif	Service de pollinisation	40 000		Monde		8,0				Pimentel cité par Gallai (2008)	
positif	Service de régulation (biodiversité fonct.)							61,4	180,5	Sandhu et al (2015)	
positif	Service de régulation (biodiversité fonct.)					30				Landis et al. (2008)	
TOTAL								76,0	107,2	257	

En vert : un scénario, avec notre proposition de réviser l'hypothèse de la mort d'oiseaux liée aux pesticides, au vu de la remarque de l'auteur (Mineau, 2005) – cf. discussion dans le texte.

Le chiffrage du service de régulation biologique

Sandhu et al. (2015) ont proposé pour la Nouvelle Zélande un service de régulation biologique des ravageurs estimé entre 68 et 200 US\$/an/ha en AB, qu'ils comparent au service en AC qu'ils estiment être nul (ils considèrent une dégradation complète de la faune auxiliaire par les pesticides). Ces premiers travaux portant sur des chiffrages économiques du service de régulation en bio sont parmi les seuls que nous ayons identifié sur la thématique, spécifique en Bio. Il conviendrait donc de consolider ces résultats, d'autant qu'ils ont été constitués à partir de la comparaison de 10 parcelles en bio, et de 10 parcelles en conventionnel.

Discussion

Nous soulignons avec ces exemples que les approches n'étant pas exactement les mêmes selon les méthodes, il est possible qu'il y ait des risques de recouvrements dans le décompte des bénéfices de l'AB. Ainsi, un chiffrage de l'utilité du service de pollinisation intégrant l'ensemble des pollinisateurs peut potentiellement englober une part de la faune auxiliaire utile pour la régulation biologique. Le risque est alors de procéder à des doubles comptes.

Pour autant, dans un premier temps, et au vu du manque de chiffres sur de nombreux impacts non quantifiés (cf. impacts sur la microflore du sol, impacts sur la faune en lien avec l'eutrophisation...), nous avons additionné les services de pollinisation et ceux de régulation biologique. Ils peuvent présenter une part de taxons en commun, mais celle-ci est difficile à estimer.

Le Tableau 11 synthétise les différentes références bibliographiques mobilisées en ce qui concerne la biodiversité et les services rendus. Comme pour les coûts liés aux traitements de l'eau, nous avons proposé de rapporter les impacts négatifs des pesticides sur la biodiversité à un hectare de grandes cultures françaises). Les services, externalités positives, n'ont pas été affectés de la même manière (pas de prise en compte des IFT) : ils ont été rapportés aux superficies de grandes cultures, sans pondération particulière.

En conclusion, face à la difficulté à proposer un chiffrage économique de la biodiversité, on peut reprendre les recommandations proposées par Salles et al. (2016) : « *l'utilité de la biodiversité est à la fois évidente, et implique davantage de savoirs que ceux dont nous disposons, alors que des choix sont devenus inévitables. L'approche de la précaution, intégrant les connaissances disponibles et anticipées (...) peut sans doute fournir le cadre conceptuel dans lequel (...) doivent se prendre les décisions qui ne peuvent attendre* ».

G. Intégration des différents enjeux environnementaux

En procédant à l'analyse de la bibliographie existante, il s'est avéré que chaque sous-composante environnementale a son « Agence » (Agence de la Biodiversité, Agences de l'Eau, Ademe pour l'énergie...), de même qu'au niveau international les recherches sont organisées par thématique (GIEC pour le climat, IPBS pour la biodiversité, OIEAU pour l'eau...). Ces structures sont nécessaires car elles permettent de regrouper en leur sein les experts et d'agrèger des connaissances pointues expertes. Cependant, il nous semble important que les évaluations des performances soient multi-dimensionnelles. Il ne s'agit plus de se limiter à un diagnostic reposant sur une seule méthode ou indicateur. Il nous semble par exemple nécessaire d'évaluer les conséquences que peut avoir une action de limitation des émissions de gaz à effet de serre (exemple stockage Carbone), en lien avec la biodiversité, la qualité de l'eau, etc. Ainsi, une méthode comme l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) donne des résultats en termes de bilan d'énergie consommée, mais ne rend pas compte du profil éco-toxicologique des produits phytosanitaires utilisés. Des systèmes massifiés peuvent avoir des

indicateurs intéressants via les économies d'échelles et de volumes mis en œuvre, mais peuvent impacter fortement les milieux.

Même si elle reste nécessaire et incontournable pour avoir une vision pointue des processus en jeu et des enjeux, une approche sectorielle des questions d'environnement montre ses limites.

Après le passage en revue « externalité par externalité », il convient de passer à l'échelle globale. Il est évidemment difficile de hiérarchiser les multiples impacts sur l'environnement. Pour reprendre la formule de G. Sainteny, indiquant que la lutte contre le changement climatique ne doit pas concentrer toutes les attentions : « **Le climat cache la forêt** » !

Il s'agit de « **privilégier les mesures à double ou multiples dividendes environnementaux** », c'est-à-dire celles qui permettent à la fois de diminuer les émissions de GES et d'autres nuisances environnementales.

Comme indiqué en début de chapitre sur le volet environnemental, de précédents travaux ont eu en particulier comme objectif de rendre compte des performances environnementales de l'AB, et de leurs variabilités. Il existe un certain nombre de travaux de synthèse envisageant l'évaluation des impacts de l'AB sur l'environnement à l'échelle de l'exploitation ou de la parcelle. Nous reproduisons ci-dessous le tableau de synthèse repris en 2011 par Fleury et al., par François et al. en 2005, et par Lötter en 2003. La majorité de ces travaux se fondent sur les conclusions issues des travaux de Stolze *et al.* (2000). Ce tableau de synthèse (Tableau 12), souvent publié, reste une base utile même si elle est déjà ancienne. Nous le présentons, en particulier parce que, **tout en rendant compte de l'impact de l'AB sur l'environnement, globalement meilleur que celui de l'AC, il met l'accent sur la diversité des situations.**

Composante de l'environnement	Performance de l'AB par rapport à l'AC				
	Désavantageux		Plus avantageux		
	--	-	0	+	++
Sol					
Matière organique					
Activité biologique					
Structure					
Erosion					
Eaux souterraines et de surface					
Lessivage des nitrates					
Pesticides					
Ecosystème					
Diversité floristique					
Diversité animale					
Diversité d'habitats					
Paysage					
Air et climat					
CO2					
N2O					
CH4					
NH3					
Pesticides					
Intrants et sorties					
Utilisation de nutriments					
Utilisation d'eau					
Utilisation d'énergie					

Tableau 12. Synthèse de l'impact environnemental de l'AB et de l'AC d'après différentes évaluations en Europe (d'après Fleury et al., 2011 ; François et al., 2005 ; Lötter, 2003 ; Stolze et al., 2000)

Performances environnementales de l'AB par rapport à l'AC

++ : bien meilleures ; + : meilleures ; 0 : semblables ; - plus mauvaises ; -- bien plus mauvaises

Evaluation moyenne (en vert), associée à un intervalle de confiance subjectif en jaune.

La grande majorité des indicateurs de la figure montrent un impact plus favorable de l'AB, sur :

- la teneur en matière organique des sols et leur activité biologique,
- la qualité des eaux de surface et souterraines,
- les écosystèmes et la biodiversité,
- la qualité de l'air,
- la consommation d'énergie, de nutriments et d'eau.

Ce tableau nous permet de situer les résultats plus récents cités supra au regard des gammes de variation indiquées. Ainsi, le problème de lessivage des nitrates semble recouvrir des situations assez hétérogènes. Or d'après les références bibliographiques citées, il semble que le bénéfice de l'AB soit plus apparent. Toutefois, il faut souligner que ce point peut être problématique dans certaines productions. On peut citer en particulier le cas du maraîchage, étudié également par l'équipe de

Anglade et Billen (Anglade et al., 2016) soulignant l'hétérogénéité des résultats issus de 6 cas d'exploitations maraîchères bio d'Ile-de-France.

Par ailleurs, la question des impacts comparés AB/AC concernant l'érosion et la gestion de la ressource en eau semble également recouvrir une gamme de situations plus ou moins favorables/défavorables à l'AB.

En ce qui concerne la consommation en eau, il semble pourtant d'après la synthèse INRA (Guyomard et al., 2013) que la consommation est en général moins importante, notamment parce que l'irrigation est moindre dans les systèmes en AB du fait d'objectifs de rendement inférieurs. Cependant, tout dépend sans doute des contextes pédoclimatiques, et des modalités de « comparaison ». En effet, la Région PACA est à la fois la région la plus irriguée, et celle dont la part de SAU bio est la plus-développée en France. Par ailleurs, en moyenne, la « Ferme Bio française » est davantage arboricole et maraîchère, et moins céréalière, que la « Ferme conventionnelle française ». Par conséquent, des différentiels de consommation peuvent également être dus à des besoins différenciés des cultures. Donc on a sans doute un ensemble de facteurs déterminant l'usage de la ressource en eau expliquant la variabilité des résultats en fonction des types de comparaisons.

On mesure par cet exemple l'importance cruciale, en termes de comparaison entre AB et AC, de pouvoir identifier les biais de sélection, et de pouvoir se placer, autant que faire se peut, dans des conditions permettant de procéder à des appariements les moins biaisés possibles.

En ce qui concerne la question de l'érosion, on a souligné dans le chapitre traitant du sol que le travail du sol génère des impacts ; mais il y a lieu de procéder à une analyse fine des pratiques mises en œuvre (profondeur du travail du sol, fréquence...). Ces paramètres ne sont pas prédéfinis dans le cahier des charges, et des pratiques différentes peuvent être mises en œuvre.

On mesure ici le fait que dès lors que l'on descend à l'échelle des pratiques, on va pouvoir estimer des tendances ou des moyennes, mais on n'obtiendra pas des résultats valables « en toutes circonstances ».

Par ailleurs, les évaluations sont dépendantes des **unités de références** retenues pour les exprimer (surface, kg de produit, kg de protéines, euros, calories, aides reçues, externalités générées...). On peut donc non seulement articuler les dimensions de l'évaluation, mais aussi les diverses Unités Fonctionnelles (UF). On a cité l'exemple des estimations des consommations d'énergie via les outils type ACV, qui rapportent des « empreintes carbone » au kg produit : une surface dotée de bandes fleuries pourra avoir des atouts en termes de biodiversité, d'érosion du sol, d'amélioration de la structure du sol..., mais son « scoring » sera moins bon que celui d'une surface sans bandes fleuries, dont la totalité est consacrée à la récolte en question. De nombreux travaux de recherche discutent la notion d'UF. Certains auteurs ont analysé la prise en compte de la valeur économique des produits en lien avec leur éventuelle qualité supérieure (Van der Werf et Salou, 2015). Cependant une rémunération parallèle de la qualité (environnementale par exemple) sous forme de rémunération par hectare, pourrait modifier ces conclusions. Notons qu'il s'agit aussi d'identifier comment prendre en compte l'ensemble des surfaces indirectes impliquées dans la production, et non pas uniquement sous un angle « Bilan Carbone » : ceci se réfère à l'analyse « Ecological Footprint ».

1. Les articulations entre services, et parfois des dis-services

On conçoit que la difficulté est d'appréhender les différents services dans leur globalité ; et comme on l'a évoqué, certaines pratiques peuvent être favorables pour l'un des enjeux, mais en compromettre un autre.

Les méthodes de type ACV répondent partiellement à cet objectif d'analyse multicritère : elles prennent ainsi en compte les émissions de GES, les consommations énergétiques, les impacts d'acidification et d'eutrophisation des milieux. Elles s'en tiennent toutefois à des impacts pour lesquels on dispose d'une unité de mesure commune, pour effectuer les calculs, ce qui exclut par exemple l'évaluation des effets sur la biodiversité ou les services qu'elle rend.

D'autres approches procèdent à la sélection de quelques critères et indicateurs. On peut citer par exemple Syswerda et Robertson (2014), qui dans une démarche de comparaison de systèmes (AB, bas intrants, non-labour, AC) proposent de rendre compte d'un ensemble de services : leurs résultats indiquent ainsi que le non-labour permet une amélioration des capacités de rétention en eau, mais nécessite l'utilisation de plus d'herbicides et conduit à des émissions de N₂O plus importantes notamment en sols hydromorphes (Van Kessel et al., 2013), alors que l'AB, malgré un service d'approvisionnement inférieur, concilie davantage les enjeux (Figure 12).

Ces travaux soulignent qu'il faut aussi s'interroger sur nos outils d'évaluation, ceux dont nous disposons, mais aussi ceux qu'il nous faudrait développer pour l'avenir pour bien rendre compte de ces articulations.

Rechercher des compromis

Relations apparentes entre services (synergie ou antagonisme) Comment sont-elles influencées par les pratiques agricoles ?

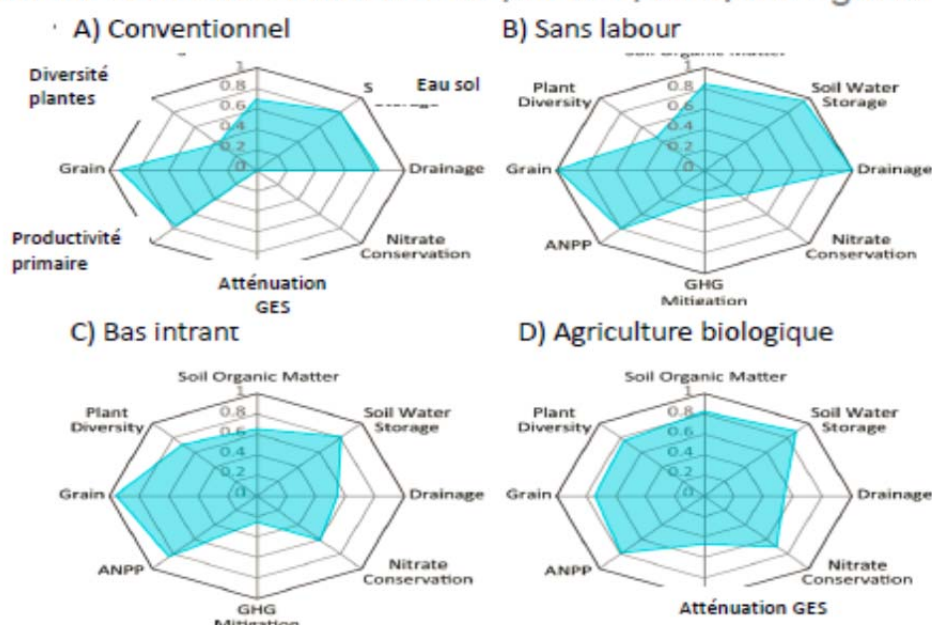


Figure 14. Représentation sous forme de radars des différents niveaux de services rendus par 4 différents modes de productions : A) conventionnel, B) Sans labour, C) Bas intrant, D) Agriculture Biologique
Source : Syswerda et Roberston (2014)

Cette exigence d'**évaluation** des performances **multi-dimensionnelles** est affirmée dans de nombreux articles, qui soulignent l'importance d'une approche "multi-services", ou par "bouquets de services", intégrant les liens, synergies et antagonismes existant entre services, à différentes échelles. Ces travaux soulignent la complexité de telles approches, et la nécessité de s'interroger sur les outils d'évaluation à développer pour rendre compte de ces articulations, et des compromis à trouver.

D'autres méthodes proposent d'agréger des "notes" obtenues sur chacun des indicateurs analysés, pour un score final. Il faut signaler toutefois la vigilance à avoir quant aux moyennes pondérées, pour limiter les effets de compensation entre bonnes et mauvaises notes, avec des règles attribuant un plus grand poids aux mauvaises notes, voire en considérant des notes rédhibitoires.

Il convient enfin de ne pas éluder la question de la concurrence entre alimentations animale et humaine, qui est maximale pour les céréales et oléoprotéagineux largement utilisés en élevage en AC, et nulle pour l'herbe produite sur des surfaces inaptes à la mise en culture. Des développements méthodologiques récents proposent des indicateurs qui permettront d'affiner cette analyse (par exemple, ECPCH, Efficience de Conversion des Protéines – végétales - Potentiellement Comestibles par l'Être humain).

2. Chiffrages économiques intégratifs liés aux externalités environnementales

Les démarches intégratives cherchant à combiner les approches se multiplient.

On peut citer les travaux de Sandhu et al. (2015), qui visent à apprécier les surcroûts d'externalités positives : une étude en Nouvelle-Zélande a été réalisée afin d'évaluer deux services écosystémiques produits sur les parcelles en AB, comparés à ceux produits sur des parcelles en AC. Cette étude, menée à partir d'expérimentations sur la parcelle, est « bottom-up », par rapport à de nombreuses approches « top-down » qui évaluent globalement des services écosystémiques et les transfèrent à l'échelle de la parcelle. La valeur des services écosystémiques sur les parcelles en AB serait supérieure, selon cette étude, d'au minimum **306 €/ha** à celle des services produits sur des parcelles en AC.

Une étude plus ancienne, en Angleterre (Pretty *et al.*, 2005), évalue un « surcoût moyen environnemental » global du conventionnel de 12% par rapport à l'AB, à partir d'une approche comparative hebdomadaire de paniers bio et conventionnel.

Des chercheurs des Pays-Bas (Jongeneel et al., 2014) ont essayé de chiffrer les coûts **externes totaux environnementaux de l'agriculture**, puis les ont comparés aux bénéfices agricoles globaux. Ainsi, ils indiquent, à l'échelle des Pays-Bas, que pour un bénéfice de 5 533 millions €/an, les coûts externes totaux seraient de 1 885 millions €/an, ce qui, rapportés à la SAU du pays, représentent **952 €/ha** pour les terres arables et prairies (*qui ne sont pas distinguées dans l'étude*). Les auteurs mettent en regard ces coûts à des estimations réalisées pour d'autres pays. Pretty et al. (2000) chiffrant ce coût à **423 €/ha** pour les terres arables et prairies permanentes (*sans distinction*) au Royaume-Uni. Tegmeier & Duffy (2004) proposent une estimation de ces coûts environnementaux de l'agriculture de 20 à 64 €/ha pour les Etats-Unis (ce qui est bien en deçà du coût global calculé par Bourguet et Guillemaud à partir essentiellement des références de Pimentel). Les auteurs soulignent les marges d'incertitudes importantes, ainsi que les différences entre les méthodes utilisées dans les chiffrages. Les auteurs hollandais indiquent que le coût qu'ils calculent reflète sans doute le caractère intensif de leur agriculture, haute consommatrice d'intrants (cf. tableau introductif pour les pesticides).

A l'issue de cette section, il faut souligner le fait que selon les références bibliographiques mobilisées, les écarts concernant les chiffrages économiques peuvent être importants. Il y a sans doute à progresser pour partager entre pays des méthodologies communes.

Après avoir pris en compte les échelles agronomiques et environnementales depuis des évaluations à la parcelle jusqu'au paysage, il est important de **qualifier les systèmes bio de l'agroécosystème au système agri-alimentaire dans ses multiples dimensions** (productive, environnementale, sociale, sanitaire, alimentaire, économique) au vu de l'ambition de l'AB en tant que système durable. Cet élargissement au système alimentaire devient aussi une priorité de la Commission Européenne (FOOD System's ; #FOOD2030EU), pour représenter les imbrications entre les dimensions.

On peut également souligner que récemment (2008) a été défini le concept de « **One Health** », qui vise à **rendre compte des liens et interactions entre santé humaine, santé animale, et gestion de l'environnement**.

IV. Santé

La santé étant caractérisée par de multiples interactions entre facteurs environnementaux (expositions à des polluants, nuisances...), facteurs biologiques (prédisposition génétique...), facteurs sociaux (appartenance à des catégories sociales professionnelles...), nous avons fait le choix de traiter de la question de la santé entre les volets environnement et social.

A. Les moindres impacts négatifs de l'AB liés au non usage des différents intrants

1. Impacts sur la santé liés à l'usage des pesticides chimiques

a) L'exposition et les impacts

Nous sommes quotidiennement exposés à de multiples composés exogènes tels que des polluants environnementaux, des médicaments ou des substances provenant de notre alimentation.

Les expositions aux pesticides peuvent se produire par inhalation (air), par ingestion (aliments et boissons) ou par contact pour les applicateurs (peau). D'après la National Academy of Sciences, la source majeure d'exposition serait l'alimentation (l'apport par la boisson représenterait 10% des apports).

Vergnaud, ayant travaillé sur les chiffrages des coûts santé de la pollution de l'air (étude OMS avec Chanel), indique que le chiffrage est encore plus difficile pour d'autres polluants tels que les pesticides (Audition Sénat, 2015): la gestion des risques est rendue complexe dans le cas de sources multiples auxquelles peut être exposé le consommateur. Réglementer les émissions par produit est difficile puisqu'il s'agit de s'assurer que la somme de ces expositions ne dépasse pas la limite fixée, et cela suppose de réglementer les usages en prenant en compte diverses sources d'exposition ((Vergnaud et Erné-Heintz, 2016, sous presse).

Par ailleurs, plusieurs catégories de personnes sont susceptibles d'être plus ou moins concernées, en premier lieu les utilisateurs de substances chimiques (agriculteurs, mais aussi techniciens de l'industrie de production phytosanitaire), mais aussi les riverains et les consommateurs.

On peut distinguer d'une part les intoxications aiguës, relativement aisées à établir, et d'autre part des expositions chroniques (cf. probabilité de déclenchement de cancers, et autres maladies). **En ce qui concerne la question de l'établissement des causalités, on peut souligner d'ores et déjà les**

difficultés à les prendre en compte du fait du caractère multifactoriel des maladies et des effets retards par rapport aux expositions.

Par ailleurs, il faut souligner les interactions, et effets cumulatifs avec i) les pesticides utilisés hors agriculture (par exemple des produits interdits en agriculture continuent à être utilisés pour l'homme en produits anti-poux ; Inserm, 2013), et ii) les produits chimiques de synthèse utilisés dans les autres secteurs économiques.

On se rend compte de l'immensité de la tâche, et de la variabilité potentielle des résultats en fonction du très grand nombre de familles de pesticides impliqués et de leurs dangers spécifiques.

b) Caractéristiques et fonctionnement de certaines molécules : les perturbateurs endocriniens

Certaines de ces pesticides, appelées perturbateurs endocriniens, sont fortement suspectées d'interagir inopportunément avec des protéines régulatrices de nos cellules et d'induire de nombreux troubles physiologiques ou métaboliques (cancers, obésité, diabète...).

Effets des faibles doses

Les effets à faible dose sont reproductibles pour un certain nombre de perturbateurs endocriniens, mais pas pour tous. Pris ensemble, les résultats suggèrent qu'environ deux-tiers des perturbateurs endocriniens ont une courbe dose-réponse monotone classique. Mais un tiers des perturbateurs endocriniens ont une **réponse atypique** remettant évidemment en cause la pratique de l'évaluation des risques des agences de sécurité publique, où de faibles doses étaient prédites sans danger à partir de l'exposition à des doses élevées. Depuis début 2014, l'OMS a d'ailleurs officialisé cette capacité de certains perturbateurs endocriniens de produire une courbe dose-réponse non-monotone.

Le Centre international de recherche sur le cancer indique que la France est le premier pays au monde pour l'incidence des cancers hormono-dépendants (thyroïde, sein, prostate...). Pour le CIRC, la cause explicative est la présence dans notre environnement d'une multitude de perturbateurs endocriniens qui agissent en synergie. Il faut préciser ici que les pesticides ne sont pas les seuls incriminés (phtalates, bisphénols...).

Les premières explications de l'effet cocktail

Une revue d'une trentaine d'expérimentations, réalisée par l'unité Toxalim¹¹ de l'INRA de Toulouse (2015), a montré que, pour 40% d'entre elles, les pesticides en cocktails ont un « effet additif », c'est-à-dire que l'impact du mélange sur la cellule correspond à la somme des effets des différentes molécules, 20% ont des effets synergiques (supérieurs à la somme des effets), et 15% des effets antagonistes (inférieurs à cette somme ; 26% des effets sont "inclassables" puisque pour un même mélange de composés des effets différentiels en fonctions de la cible, du tissu ou de l'organe sont observés.

Trois équipes de recherche associant des chercheurs de l'Inserm et du CNRS à Montpellier ont élucidé in vitro un mécanisme moléculaire qui pourrait contribuer à ce phénomène connu sous le nom "d'effet cocktail" (Delfosses et al., 2015) : la combinaison de ces molécules dans les mélanges complexes avec lesquels nous sommes généralement en contact exacerbe leur toxicité. Les chercheurs dévoilent un mécanisme qui pourrait contribuer à cet effet du mélange pour lequel aucune explication rationnelle n'avait pour l'instant été apportée. Ils montrent que certains

¹¹ <http://www.inra.fr/Grand-public/Agriculture-durable/Tous-les-dossiers/Dependance-aux-pesticides/Pesticides-en-melange-l-effet-cocktail>

œstrogènes et des pesticides organochlorés tels que le trans-nonachlor, bien que très faiblement actifs par eux-mêmes, ont la capacité de se fixer simultanément à un récepteur situé dans le noyau des cellules et de l'activer de façon synergique. Les analyses à l'échelle moléculaire indiquent que les deux composés se lient de façon coopérative au récepteur, c'est-à-dire que la fixation du premier favorise la liaison du second. **Cette coopérativité est due à de fortes interactions au niveau du site de liaison du récepteur, de sorte que le mélange binaire induit un effet toxique à des concentrations largement plus faibles que les molécules individuelles.**

Ces résultats obtenus **in vitro** ouvrent la voie à **un large champ d'études**. Il existe effectivement dans notre environnement environ 150 000 composés dont l'action combinée pourrait avoir des effets inattendus sur la santé humaine au regard de leur innocuité reconnue ou supposée en tant que substances isolées. Si ces travaux sont confirmés **in vivo**, des retombées importantes sont attendues dans les domaines de la perturbation endocrinienne, de la toxicologie et de l'évaluation des risques liés à l'utilisation des produits chimiques.

Ainsi, la nouveauté conceptuelle apportée par les perturbateurs endocriniens remet en cause l'approche toxicologique traditionnelle, à raisonnement quantitatif, fondée sur les DJA (Doses Journalières Admissibles) à la fois pour la réponse aux doses, mais également par rapport à la synergie des molécules entre elles qui accroît leur dangerosité.

c) Une accélération dans la prise en compte des impacts sur la santé depuis 2013, et dans les connaissances produites

De nombreux rapports scientifiques et études ont été publiés récemment, et provenant de diverses sources :

- Le Ministère de la Santé s'est impliqué sur la question des pesticides, notamment en saisissant l'INSERM en 2009, afin que soit réalisée une expertise scientifique collective sur les effets sanitaires des pesticides. Cette importante étude a été rendue publique en juillet 2013. En complément, l'Anses s'est engagée sur une évaluation des effets des pesticides sur les travailleurs agricoles.
- L'imprégnation de la population française par les pesticides serait parmi les plus élevées par rapport à des pays comparables (INVS, 2013). Selon l'InVS, d'après les analyses effectuées en 2006-2007 chez 3 100 personnes dans le cadre du Programme national nutrition santé (PNNS), le sang d'un Français moyen contient presque toujours des pesticides organophosphorés, et trois fois plus de certains pesticides (pyréthrinoides notamment) que celui des Américains ou des Allemands, alors que leur taux sanguin de métaux lourds et de pesticides organochlorés est comparable aux concentrations observées à l'étranger.
- La Mission d'information du Sénat « pesticides et impact sur la santé » (2013) a conduit à des préconisations vis-à-vis de l'utilisation des produits chimiques (Loi 2014-1170).
- Entré en vigueur le 1^{er} juin 2007, le règlement REACh (enRégistrement, Evaluation et Autorisation des produits CHimiques, qui vise une meilleure connaissance des effets des substances chimiques sur la santé humaine et sur l'environnement pour une gestion efficace des risques) a conduit au retrait de d'un certain nombre de Substances Autorisées, à l'échelle de l'Europe.
- L'Etude AGRICAN (2005-2020) vise à étudier les liens entre pesticides et cancers.

Impacts sur la santé des principaux utilisateurs (agriculteurs, mais aussi techniciens dans les industries de fabrication des pesticides) : principaux résultats des études citées

En France, plus d'un million de professionnels du secteur agricole sont potentiellement exposés aux pesticides (ANSES, 2016).

Intoxications aiguës et maladies professionnelles

En France, entre 1997 et 2007, 1 554 signalements d'intoxications liées aux pesticides dans le cadre du travail ont été répertoriés par la Mutualité Sociale Agricole (MSA Bilan Phyt'attitude 1997-2007). Les manifestations cutanées représentent autour de 25% des signalements, les troubles hépatodigestifs 23% et les troubles neurologiques et neuromusculaires 14% : 1 067 de ces signalements, soit 68,6%, sont imputables aux pesticides. Parmi ces dossiers imputables, la MSA a jugé : 54,6% plausibles, 43,0% vraisemblables, 2,3% très vraisemblables. Par ailleurs, un agriculteur sur six souffrirait d'effets indésirables liés à l'utilisation de substances chimiques (MSA, 2005).

Selon la MSA, **42 nouveaux types de maladies professionnelles dues aux produits phytosanitaires ont été reconnus depuis 2002, soit 4 ou 5 par an**. En 2009, la maladie de Parkinson a été reconnue maladie professionnelle par la MSA (des travaux du centre d'immunologie de Marseille-Luminy avaient indiqué que l'exposition aux pesticides doublait quasiment le risque de survenue de la maladie de Parkinson chez les agriculteurs). Récemment (juin 2015) le Lymphome malin Non Hodgkinien (LNH) vient également d'être reconnu maladie professionnelle pour les agriculteurs et salariés agricoles en lien avec l'exposition aux pesticides.

Au-delà des signalements MSA, les centres anti-poison et de toxicovigilance (CAP-TV) recueillent en France un grand nombre d'intoxications par les pesticides : elles représentent, selon les centres, de 3 à 8 % de leur activité soit 5 000 à 10 000 cas annuels en France. Les jeunes enfants sont aussi fréquemment victimes d'intoxications par les pesticides, à la suite d'ingestions accidentelles ou après contact cutané ou oculaire.

Etudes épidémiologiques relatives aux cancers

Les premières études épidémiologiques, publiées entre 1975 et 1979, ont montré moins de cancers liés au tabagisme chez l'agriculteur mais plus de cancers de la prostate, du sang, des lèvres et de l'estomac, ainsi que de tumeurs cérébrales.

L'étude AGRICAN commencée en 2005 est en cours jusqu'en 2020 : elle concerne le suivi de 180 000 personnes affiliées à la Mutualité sociale agricole : c'est la plus grande cohorte au monde sur la santé en milieu agricole. **Le taux de mortalité par cancer y est inférieur de 30% chez les hommes et de 24% chez les femmes à celui constaté dans la population générale**. Le Dr. Lebailly, coordinateur de l'étude, a relevé que, s'il existait des données sur les exploitants agricoles, il y avait peu de données sur les salariés agricoles. A cet égard, il est apparu que, pour les agriculteurs exploitants, **l'espérance de vie des agriculteurs est supérieure à celle de la population générale tandis que, pour les salariés agricoles, l'espérance de vie est de loin inférieure à celle de la population générale**.

Les premiers résultats en termes de mortalité et d'incidence sur la période 2005-2011 confirment et renforcent les tendances observées au niveau international, à savoir des risques plus faibles pour les cancers très liés au tabagisme et des risques augmentés pour des cancers hématologiques, de la prostate, des lèvres et pour les mélanomes cutanés. Les premières analyses internes sur les cancers les plus fréquents ont montré des risques augmentés de cancers de la prostate chez les éleveurs de bovins (notamment en lien avec l'utilisation d'insecticides sur animaux), ou de porcs, ou encore en lien avec la réalisation des foins ainsi que lorsqu'il y a exposition directe ou indirecte aux pesticides sur différentes cultures (blé-orge, arboriculture, pommes de terre, tabac) et plus particulièrement chez ceux n'ayant jamais porté de gants de protection lors de l'utilisation de pesticides.

Des travaux collaboratifs sont en cours, avec plusieurs autres cohortes agricoles au niveau international dans le cadre du consortium international de cohortes agricoles (AGRICOH), notamment sur les facteurs de risque de cancers hématologiques (cohortes norvégiennes et américaines), sur une matrice d'exposition aux endotoxines (cohortes américaines, néo-zélandaises...).

Dans le rapport **INSERM 2013 cité, les auteurs concluent à l'existence d'une association positive entre exposition professionnelle à certains pesticides et certaines pathologies comme la maladie de Parkinson, le cancer de la prostate et certains cancers hématopoïétiques** (Baldi et al., 2013).

Impacts en dehors de la population agricole : des résultats présentant des liens entre maladies et pesticides (riverains, et population en général)

Les conclusions du rapport d'expertise collective de l'Inserm (2013) indiquent que « **les études épidémiologiques ont permis d'identifier des relations entre la survenue de certaines maladies et l'exposition aux pesticides** », en s'appuyant sur une analyse de publications scientifiques internationales.

Cependant, la synthèse des différentes études présente certaines difficultés car celles-ci ont été menées dans des contextes d'usages de pesticides très différents, avec une qualité de mesure des effets de santé et de l'exposition très variable. **Des augmentations de risque significatives pour plusieurs pathologies ont été mises en évidence en lien avec l'exposition aux pesticides et/ou selon les catégories d'usages** (insecticides, herbicides, fongicides), ou encore avec l'exposition à certaines familles chimiques (organochlorés, organophosphorés, phénoxyherbicides...) et/ou à des substances actives spécifiques. **Pour plusieurs de ces pathologies, les données épidémiologiques sont renforcées par des arguments ou hypothèses mécanistiques.**

Nous reproduisons ici les tableaux synthétiques issus du Rapport INSERM 2013 rendant compte des associations positives entre exposition professionnelle aux pesticides et pathologies chez l'adulte (Tableau 13.a) et entre exposition professionnelle ou domestique aux pesticides et cancers et développement de l'enfant (Tableau 13.b).

Par ailleurs, un certain nombre de travaux explorent les liens entre les expositions et les risques. La littérature est abondante. On peut citer les quelques résultats suivants :

Parkinson

Une étude (Costello et al., 2009) indique que les **risques sont accrus de 75% pour une population de riverains** exposés au manèbe et au paraquat (exposition par une source située à moins de 500 m, aux deux pesticides ou à l'un d'entre eux) de 1974 à 1999, à partir d'une cohorte de 368 personnes atteintes de Parkinson et une population contrôle de 341 individus, en Vallée de Californie à partir d'une estimation historique croisant un Système d'Information Géographique et un registre d'utilisation de ces deux pesticides.

Cinq % des personnes exposées aux pesticides risqueraient de développer la maladie contre 3 % pour la population générale (Aeschler et al., 2006). En France, 150 000 personnes sont atteintes de la maladie de Parkinson et 14 000 nouveaux cas sont découverts par an. Le risque de mortalité est à peu près doublé par rapport à une population non parkinsonienne.

Alzheimer

Si de nombreux facteurs de risques tels que l'âge ou la génétique sont impliqués dans le déclenchement de la maladie d'Alzheimer, il semblerait que l'exposition aux pesticides joue également un rôle. Selon Hayden et al. (2010), les personnes exposées ont respectivement **38% et 42% de risques en plus d'être atteintes de démence et de la maladie d'Alzheimer** que les personnes non exposées.

Perturbateurs endocriniens et impacts sur des maladies neuro- développementales.

On peut citer plusieurs impacts identifiés dans le cadre d'un cas « emblématique » d'une contamination historique : le chlordécone (Kepone®), un pesticide de synthèse organochloré (Perturbateur Endocrinien, PE) qui a été utilisé dans les années 1970 aux Antilles pour lutter contre le charançon du bananier. Bien que son utilisation ait été interdite il y a plus de vingt ans, il continue à polluer les sols, l'eau et l'ensemble de la chaîne alimentaire, et sa persistance provoque des problèmes sanitaires. Trois types d'impacts ont été identifiés : cancers, atteintes au développement, maladies hépatiques (Nevellec, 2016).

Plus globalement, des études spécifiques se portent actuellement sur les PE, des molécules encore utilisées aujourd'hui faisant l'objet de controverses, en particulier les organophosphorés (par exemple le chlorpiryphos). Bouchard et al. (2010) produisent des résultats liant la présence de métabolites issus de la dégradation des organo-phosphorés dans les urines, et des dégradations du Quotient Intellectuel (QI).

B. Demeneix, auteur de "Loosing Our Minds : Effects of Chemical Pollution on the Intellectual Capacity and Mental Health of Future Generations" (2014), montre que des insuffisances thyroïdiennes maternelles affectent négativement le QI et le comportement des enfants. Son hypothèse est que les xénobiotiques (dont les organophosphorés - OP) pourraient interférer avec la signalisation des hormones thyroïdiennes et la neurogenèse précoce, contribuant à l'augmentation importante actuelle des maladies neuro-développementales.

En conclusion, les informations disponibles dans la littérature, ou l'expertise de l'Inserm sur les effets sur la santé des pesticides (INSERM, 2013), soulignent unanimement le déficit de données sur les expositions aux pesticides des personnes travaillant dans l'agriculture en France, mais également plus globalement en ce qui concerne les riverains, et la population dans son ensemble.

a) **Association positive entre exposition professionnelle aux pesticides et pathologies chez l'adulte (d'après la synthèse des données analysées)**

Pathologies	Populations concernées par un excès de risque significatif	Présomption d'un lien ^a
LNH	Agriculteurs, applicateurs de pesticides, ouvriers en industrie de production	++
Cancer de la prostate	Agriculteur, applicateurs de pesticides, ouvriers en industrie de production	++
Myélome multiple	Agriculteurs, applicateurs de pesticides	++
Maladie de Parkinson	Professionnelles et non professionnelles	++
Leucémies	Agriculteurs, applicateurs de pesticides, ouvriers en industrie de production	+
Maladie d'Alzheimer	Agriculteurs	+
Troubles cognitifs ^b	Agriculteurs	+
Impact sur la fertilité, fécondabilité	Populations professionnelles exposées	+
Maladie de Hodgkin	Populations agricoles	±
Cancer du testicule	Populations agricoles	±
Tumeurs cérébrales (gliomes méningiomes)	Populations agricoles	±
Mélanome cutané	Populations agricoles	±
Sclérose latérale amyotrophique (SLA)	Agriculteurs	±
Troubles anxio-dépressifs ^b	Agriculteurs, agriculteurs ayant des antécédents d'intoxications aiguës, applicateurs	±

^a Les cotations reprennent l'appréciation de la présomption du lien d'après l'analyse des résultats des études rapportées dans la synthèse : présomption forte (++), présomption moyenne (+) et présomption faible (±)

^b Les pesticides étudiés étaient presque exclusivement des insecticides organophosphorés

b) **Association positive entre exposition professionnelle ou domestique aux pesticides et cancers et développement de l'enfant (d'après la synthèse des données analysées)**

Effets	Populations concernées par un excès de risque significatif	Présomption d'un lien ^a
Leucémies	Populations professionnelles exposées pendant la grossesse, populations concernées par une exposition résidentielle en période prénatale	++
Tumeurs cérébrales	Populations professionnelles exposées pendant la grossesse	++
Malformations congénitales	Populations professionnelles exposées pendant la grossesse Populations exposées au domicile (proximité, usages domestiques)	++ +
Morts fœtales	Populations professionnelles exposées pendant la grossesse	+
Neurodéveloppement	Populations exposées au domicile (proximité, usage domestique, alimentation) ^b Populations professionnelles exposées pendant la grossesse	++ ±

^a Les cotations reprennent l'appréciation de la présomption du lien d'après l'analyse des résultats des études rapportées dans la synthèse : présomption forte (++), présomption moyenne (+) et présomption faible (±)

^b Pesticides organophosphorés

Tableau 13. Synthèse des résultats de l'expertise INSEM 2013 indiquant les associations positives entre
a) entre des expositions professionnelles aux pesticides et des pathologies chez l'adulte et
b) des expositions professionnelles ou domestiques aux pesticides et cancers et développement de l'enfant

d) *Chiffrages économiques des coûts liés à l'usage des pesticides sur la santé humaine*

Intoxications aiguës et maladies liées aux expositions chroniques

Pour les intoxications aiguës, l'estimation des coûts concerne la prise en compte des coûts directs pour la société de la prise en charge des malades et conséquences des traitements, les intoxications pouvant aller jusqu'à la mort (45 décès par an aux US sont pris en compte par Bourguet & Guillemaud) ; la prise en compte du nombre de jours d'absence au travail, et des impacts sur la famille.

Pour les expositions chroniques, il faut prendre en compte des niveaux de risque, et des probabilités de déclenchement de cancers, et autres maladies.

Les chiffrages immédiats, de courts termes, liés aux intoxications aiguës, constituent des « bornes basses » (de même que pour les pics de pollution de l'air qui déclenchent des réactions immédiates, et donc beaucoup plus facilement chiffrables cf. ci-dessous). Les effets de long terme, liés à des expositions chroniques (parfois à très faible dose) sont beaucoup plus importants en termes d'impacts potentiels mais sont beaucoup plus difficiles à chiffrer.

Pour la mortalité par exposition chronique, Bourguet et Guillemaud ont pris en compte un coût des cancers imputés aux pesticides. Les hypothèses sont les suivantes : le pourcentage des cancers qui seraient liés aux pesticides serait de 1% (d'après Pimentel et al. qui citent une communication personnelle de David Schottenfeld), ce qui représente 10 000 cas annuels aux Etats-Unis.

Nous n'avons pas trouvé d'autre ratio dans la littérature : cela reste donc une donnée assez fragile, or elle est particulièrement déterminante dans les évaluations.

Robert Barouki de l'INSERM indique que « *les pesticides ne sont ni le tabac, ni l'amiante. En fumant, le risque de développer un cancer du poumon est multiplié par 50. (...) Le lien entre l'exposition aux pesticides et l'apparition d'une maladie est beaucoup plus difficile à mettre en évidence* ».

Dans le pourcentage de cancers déclarés, le chiffre de 20% de mortalité est retenu (Siegel et al., 2014), soit 2 000 morts aux Etats-Unis dans la revue de littérature de Bourguet et Guillemaud.

Pour les effets liés aux expositions chroniques, d'autres auteurs considèrent, au-delà des cancers pris en compte par Bourguet et Guillemaud, d'autres effets, qu'il semble encore plus difficile de mesurer, à savoir des effets des perturbateurs endocriniens sur la capacité cognitive. Suite aux travaux en endocrinologie (cf. supra), des estimations de coûts ont été produites : les conséquences socio-économiques de l'exposition fœtale aux OP sont chiffrées de 46 à 194 milliards d'euros à l'échelle européenne (Bellanger et al., 2015). Il nous semble cependant que les hypothèses permettant ces chiffrages économiques restent fragiles, pour proposer une telle extrapolation à l'échelle européenne d'une dégradation du nombre de points de QI en lien avec l'exposition aux organophosphorés. En effet, l'hypothèse est basée sur deux études citées. Dans la première, la cohorte porte sur 119 enfants (Bouchard, 2010) avec des mesures de concentrations des métabolites dans les urines, et des mesures du QI. Bouchard et al. concluent eux-mêmes que ces premiers résultats pourraient indiquer qu'il y ait une prévalence, mais que des études complémentaires sont nécessaires pour établir si cette relation est causale. La seconde étude (Engel et al., 2011 ; n=200), est encore plus délicate dans l'extrapolation, puisqu'à partir de l'urine des mères, les conclusions sont que pour les femmes d'origine hispanique et noires, la relation d'un QI dégradé chez les enfants est observé, et pour les femmes blanches, c'est la relation inverse. Les auteurs concluent que cette hétérogénéité des résultats doit être étudiée. Mais la relation est extrapolée à des pertes de QI à l'échelle européenne, puis les points de QI perdus sont traduits par une baisse d'inventivité, de performances des individus, soit un manque à gagner pour la société, ce qui pose également des questions méthodologiques.

Ces réserves ont été également mentionnées par des auteurs au sein de la « Endocrine Society », via une lettre adressée à la Revue de la communauté scientifique (Middelbeek R.J., Veugler S.A., 2015).

Il est bien sûr clair que ces causalités sont extrêmement difficiles à établir. Un récent colloque international (en janvier 2016) a fait le point sur les perturbateurs endocriniens. Trasande et al. (2016, sous presse) indiquent que les experts ont proposé une probabilité supérieure à 20% concernant la causalité avec la perte de QI, les maladies neuro-comportementales (autisme, hyperactivité, déficit d'attention), l'obésité infantile, les cancers des testicules, l'infertilité mâle, et la mortalité associée à la réduction de la testostérone.

Valeur de la vie

Parmi les instruments guidant les politiques publiques, en amont des prises de décision, et dans une démarche d'anticipation et de prévention des risques, celui consistant à donner une valeur statistique à la vie humaine peut être utilisé (Treich, 2014). Cette « valeur de la vie statistique » (VVS) ne doit pas s'entendre comme la valeur conférée à une vie humaine particulière, mais comme l'effort que la collectivité est prête à consentir pour réduire un risque de décès. Le guide méthodologique de référence en France pour l'évaluation des investissements publics recommande une VVS (Valeur de la Vie Statistique) de 3 millions d'euros (Quinet, 2013). De fortes variabilités sont observées sur ce montant. Le simple choix de la valeur attribuée aux vies sauvées peut faire basculer les résultats d'une analyse (Chanel et Vergnaud, 2005).

Bourguet et Guillemaud ont retenu une évaluation forte de ce montant, au regard de travaux de Viscusi et al. (2014) ; ils ont choisi la valeur de 9 millions de dollars, qui conduit à une estimation du coût des effets chroniques très élevés, **de 18 milliards de US\$ par an pour les USA.**

La valeur de la vie moyenne pour les adultes pour les pays de l'OCDE se situe entre 1,5 million et 4,5 millions US\$ (US\$ de 2005), et l'ordre de grandeur retenu comme valeur de référence de la VVS de 3 millions semble compatible avec les valeurs empiriques obtenues avec des approches différentes (voir par exemple Viscusi et Aldy, 2003). Si l'on retenait la VVS de 3 millions d'euros indiquée dans le rapport Quinet de 2013, ce coût global de 18 milliards de US\$ serait ramené à 6,85 milliards US\$ (parité euro /dollar de mai 2016), et le coût global à **8,4 milliards US dollars annuels au lieu de 19,8 Md€**, montant du total des dépenses santé identifiées par Bourguet Guillemaud (Tableau 14).

IMPACTS SANTE	Montant en millions US dollars (revalorisés en US dollars 2013)
Intoxications aiguës (traitements et perte de jours de travail)	123*
Effets exposition chronique (traitements des cancers)	1 192**
Pertes de jours de travail pour les personnes atteintes de cancers	87***
Mortalité due aux intoxications	405***
Mortalité due à la toxicité chronique liée aux pesticides	18 000***
TOTAL	19 807

Tableau 14. Chiffrages économiques des coûts santé liées à l'utilisation des pesticides ; Source : Revue Bourguet & Guillemaud, 2016 (références : * Steiner et al., 1995 ; **Pimentel et al., 1992 ; *** calculs des auteurs)

Il faut souligner que c'est sur ce **volet santé qui présente à la fois les chiffrages les plus importants et pour lesquels les incertitudes sont les plus grandes.** Comme le soulignent très justement Bourguet et Guillemaud, **le nombre de cancers imputables de manière indiscutable aux pesticides n'est aujourd'hui pas connu.** Toutefois, de plus en plus d'études soulignent les liens qui existent, et pour quelques familles de produits ou produits particuliers des impacts santé ont été établis pour les agriculteurs, population d'utilisateurs la plus exposée (INSERM, 2013).

Cependant, à partir du moment où on commence aujourd'hui à mieux comprendre les effets "cocktail", et les effets des faibles doses dans les interactions entre polluants, on peut faire

l'hypothèse (à confirmer !) qu'il pourrait y avoir un pourcentage de maladies imputables aux pesticides plus élevé.

Le Tableau 15 récapitule l'ensemble des chiffrages économiques des externalités santé liées à l'usage des pesticides chimiques. Etant donné les résultats particulièrement élevés concernant les chiffrages de Demeinex et Bellanger, et les hypothèses d'extrapolation discutées, nous avons tenu à séparer les coûts santé avec et sans cet impact.

Tableau 15. Externalités santé : références bibliographiques proposant des chiffrages économiques concernant les coûts attribués aux impacts santé liés à l'utilisation des pesticides chimiques, et calculs pour les rapporter à un hectare de grandes cultures françaises.

Sous-thème	Types d'impacts	Montant millions d'euros (basse)	Montant millions de dollars	Montant millions d'euros (haute)	Pays	Coeff. pour part des GC selon l'échelle	HYP	Montant en €/ha GC (basse)	Montant en €/ha (haute)	Auteur, et année, et hypothèses estimations
Aigüe	Effets aigus : traitements + pertes travail		123	111	USA	7,87414E-09		1,0	1,0	Steiner et al., 1995 (réévalué par B&G)
Aigüe	Morts dues aux effets aigus		405	366	USA			3,2	3,2	Calculs B&G : 45 morts/an ; et une VVS = 9 M \$US
Chronique	Effets chroniques (thérapies cancers)		1 192	1 076	USA			9,4	9,4	Pimentel et al., 1992 (B&G)
Chronique	Pertes de jours par rapport aux cancers		87	79	USA			0,7	0,7	Calculs B&G : 10 000 cas de cancers/ an et 90 j maladie/pers
Chronique	Morts dues aux effets chroniques		18 000	16 245	USA		52,3	141,7	282,5	B&G : Tx mort. =20 %, et 1% de cancers/pests, VVS = 9 M \$US
Chronique	Impact QI et maladies neuro-comport.	46 000		194 000	Europe	7,32812E-09		337,1	1 421,7	Bellanger et Demeinex, 2015
	SOMME sans impact QI						66,6	156	296,7	
	SOMME avec impact QI						403	493,0	1 718,4	

Nous avons proposé des scénarii : 1) en faisant une hypothèse plus basse (en vert) : avec la V.V.S (valeur de vie statistique à 3 millions d'euros conformément à la valeur OCDE usuellement retenue, au lieu des 9 millions de dollars).

et 2) une hypothèse plus haute (bleu) : si le % de cancers « imputable » à l'usage des pesticides n'était pas de 1% mais de 5%. Cette proposition de calculs à partir d'un taux rehaussé a été effectuée pour prendre en compte des résultats récents (à savoir la démonstration de l'effet cocktail qui démultiplie la dangerosité des molécules associées, l'effet faible dose des perturbateurs endocriniens,...), mais cette hypothèse ne repose pas sur une étude qui permettrait d'augmenter le niveau de preuve.

Le tableau 15 permet de visualiser que, si l'on veut lever les incertitudes sur les différentiels d'externalités avec l'agriculture conventionnelle, il nous semble fondamental d'investir sur le sujet des effets des pesticides sur la santé, thématique qui alimente aujourd'hui de nombreuses controverses, et qui est **au cœur d'attentes sociétales importantes**. Les précédents rapports remis au Gouvernement recommandent de dédier des moyens conséquents à cette question. Les Recommandations du Rapport Potier soulignent qu'il s'agit de « *financer davantage de recherche qui ne doit pas uniquement être de la recherche épidémiologique. Il convient d'encourager la recherche en toxicologie, en expo-toxicologie, en biologie, en génétique afin de mieux comprendre les mécanismes d'action des pesticides, d'identifier leur rôle dans le développement des maladies environnementales telles que les cancers* ». Le diagnostic établi par nombre de scientifiques et de chercheurs entendus par la mission d'information est celui de la nécessité d'**associer épidémiologie et toxicologie**, pour mutualiser et rapprocher les expertises.

En particulier, il nous semble qu'il serait pertinent d'investir davantage sur les recherches concernant les **Perturbateurs endocriniens (PE) utilisés en agriculture**. Il faudrait logiquement, par analogie avec les substances dangereuses classiques, disposer d'une méthodologie d'évaluation (définition des tests pertinents, construction des indicateurs de risque...) des PE adaptée aux spécificités de leur mode d'action. L'état des connaissances scientifiques n'est pas suffisant pour permettre d'établir cette méthodologie.

Ce type de recherche est particulièrement complexe du fait de spécificités : ces molécules ont des effets à très faible doses, les effets croisés sont très nombreux, les impacts sur la santé peuvent être différés sur le très long terme, comme par exemple les impacts sur le développement cérébral, via l'activité thyroïdienne, et l'impact potentiel en termes de maladies neuro-comportementales *in fine*. **Ainsi, pour conclure sur ce sous-chapitre « impacts des pesticides sur la santé », des compléments de recherche apparaissent indispensables pour compléter les premières études réalisées.**

2. La sécurité sanitaire

a) La question des mycotoxines

Dans le cadre de l'évaluation comparée liée à l'utilisation des pesticides chimiques, ce point est parfois soulevé : les pesticides chimiques pourraient avoir des bénéfices en termes d'externalités dont l'AB se priverait, et certains auteurs avaient évoqué que ne pas recourir aux fongicides de synthèse pourrait avoir un effet sur la contamination des aliments en mycotoxines.

Cette thématique a été traitée il y a déjà 13 ans, dans le cadre d'une évaluation AFSSA, qui a montré que le mode de production n'était pas un facteur explicatif. En effet, le mode de production biologique restreint le recours aux traitements fongicides mais privilégie des techniques défavorables à la contamination par les mycotoxines telles que la rotation des cultures, le travail du sol, et la faiblesse des apports azotés. Les données disponibles de contamination de produits issus de l'AB par les mycotoxines ont montré des taux de contamination variables, **sans qu'il puisse être dégagé de différences avec ceux des produits issus de l'agriculture conventionnelle** (AFSSA, 2003).

Des études ont montré que les mycotoxines peuvent contaminer l'alimentation de l'homme non seulement par voie directe « végétal - homme » ou pseudo-directe « végétal - produits végétaux transformés - homme », mais aussi en empruntant un cheminement complexe le long des chaînes alimentaires : végétal - alimentation animale - produits animaux et dérivés - homme.

b) La question des contaminations microbiologiques

Pour les productions végétales les facteurs de risque sont essentiellement dus à l'utilisation de fertilisants organiques, et aux déjections animales sur les surfaces cultivées. Le rapport INRA 2013 pour le CGSP avait conclu, sur la base de la méta-analyse de Smith-Sprangler (2012), à l'absence de différences significatives

entre les taux de contamination des produits végétaux issus de produits AB comparés à ceux de l'AC, à partir de résultats principalement acquis en Amérique du Nord.

Pour les produits animaux, il semblerait que les contaminations des produits issus des élevages bovins, et ovins ne soient pas différentes selon les modes. En élevage de volailles, des différences peuvent exister, en particulier en lien avec des problématiques de présence accrue de salmonelles du fait du plein air par rapport aux élevages en bâtiments (le plein air étant aussi mis en place dans d'autres signes de qualité). Kouba (2003) indique que globalement il n'y a pas de tendances AB/AC qui se dégagent.

3. Additifs alimentaires en bio

Les colorants synthétiques

En AB, les colorants en règle générale sont interdits, sauf pour certains fromages traditionnels. Bateman et al. ont montré que l'apport de colorants alimentaires (sunset yellow E110, tartrazine E102, carmoisine E122, et ponceau 4R E124) dans le régime de jeunes enfants avait un effet sur l'hyperactivité de ceux-ci (selon les parents mais non validé par l'évaluation clinique). Cet effet a été confirmé par deux méta-analyses (Schab, 2004 ; Nigg, 2012) portant sur des études cliniques en double aveugle : le changement de régime a un effet sur les enfants souffrant de troubles de l'attention et/ou hyperactifs. Le mécanisme neurologique n'a pas été mis en évidence mais des hypothèses ont été avancées (Steven, 2013).

Saxena et al. ont montré sur le rat que l'absorption de colorants alimentaires (tartrazine, yellow metanil et sunset yellow) induisaient des dommages cellulaires hépatiques.

De plus, des effets de la tartrazine et du sunset yellow sur le système hormonal de femmes ménopausées ont également pu être mis en évidence par Axon et al. (2012).

Cependant, Amchova et al. considèrent que les doses testées pour la tartrazine dans ces études sont peu susceptibles d'être atteintes par l'alimentation ; pourtant selon ces auteurs, la DJA devrait être revue au regard de certains usages (Moradi-Khatoonabadi et al., 2015). De la même façon, les doses ingérées de ponceau 4R sont supérieures aux DJA actuelles.

Le E131 Patent Blue est incriminé dans le déclenchement de chocs anaphylactiques et de réactions allergiques sévères (Langner-Viviani et al., 2014 ; Maranhao et al., 2014 ; Viegas et al., 2015 ; Wu et al., 2015b). Cet additif est utilisé en alimentaire et en cosmétique.

Les conservateurs

Le Benzoate de sodium (E211) a un effet in vitro sur les adipocytes de souris par son impact sur la sécrétion de leptine qui joue un rôle dans le phénomène de satiété (Ciardi, 2012). Ce mécanisme est décrit à l'échelle humaine dans la revue de Mangge (2013). Par ailleurs, en présence d'acide, le benzoate est dégradé en benzène, substance reconnue pour être carcinogène et que l'on retrouve dans les sodas aux Etats-Unis (Baines, 2011).

Les exhausteurs de goût

Le glutamate de sodium (E621) est décrié depuis la fin des années 60 comme étant responsable de migraines, rougeurs... Pourtant, aucun des nombreux essais consignés n'a permis de mettre en évidence cet effet (Freeman, 2006 ; Williams, 2009). Il reste cependant des doutes quant à l'innocuité de cet additif quant à un effet chronique sur les reins (Sharma, 2015).

4. Impacts de l'usage des antibiotiques sur la santé

a) Problème de l'antibio-résistance

Le développement de la résistance aux antibiotiques est devenu une préoccupation majeure en termes de santé humaine et animale. Les mécanismes de résistance peuvent se propager dans l'environnement ou par l'alimentation à d'autres bactéries qui développeront à leur tour de nouvelles résistances à des antibiotiques de la même famille ou d'autres familles. Le plan d'action ECOANTIBIO (2012-2017) a vocation à diminuer l'utilisation des antibiotiques vétérinaires.

Ponctuelles au départ, **ces résistances sont devenues massives et préoccupantes**. Certaines souches sont **multi-résistantes, c'est-à-dire résistantes à plusieurs antibiotiques**. D'autres sont même devenues **toto-résistantes, c'est-à-dire résistantes à tous les antibiotiques disponibles**. Ce dernier cas est heureusement encore rare, mais le phénomène est en augmentation. Il place les médecins dans une **impasse thérapeutique** : dans ce type de situation, ils ne disposent plus d'aucune solution pour lutter contre l'infection.

L'exposition aux antibiotiques, l'ALEA (Animal Level of Exposure to Antimicrobials), est calculée en tenant compte des différences d'activité et de posologie entre les antibiotiques, et en prenant en compte l'évolution de la population animale.

Les animaux sont de gros consommateurs d'antibiotiques. D'après l'OMS, **au moins 50% des antibiotiques produits dans le monde sont destinés aux animaux**. L'INSERM (2013) indique que les bactéries multi-résistantes issues des élevages peuvent se transmettre à l'Homme directement ou via la chaîne alimentaire. Salvat (Anses, 2015) indique également que des travaux récents montrent qu'aux États-Unis, des gènes de résistance apparus chez des animaux suite à l'utilisation d'antibiotiques à usage vétérinaire sont retrouvés dans la flore intestinale d'individus américains. Il semblerait donc que le transfert des résistances entre les espèces existe, mais les chercheurs sont incapables d'estimer l'importance de ce processus. «*La vérité se situe probablement à mi-chemin entre une transmission massive des bactéries résistantes et le cloisonnement des résistances chez les espèces*», estime Alain Bousquet-Mélou, chercheur à l'INRA.

Un exemple encore récent vient d'être identifié fin 2015 en Chine, à propos de la colistine (famille des polymyxines constituant la 5^e classe la plus vendue d'antibiotiques en Europe, surtout utilisés pour la prévention et le traitement des diarrhées chez le porc, le veau et la volaille). Ces antibiotiques sont peu coûteux et efficaces car très peu de bactéries sont résistantes. Or une étude récente (Liu, 2015) a montré la présence, chez le porc et chez l'homme, d'une souche de *E. coli* résistante à la colistine. Les précédentes résistances à la colistine ne posaient pas de problème majeur : elles étaient portées par le chromosome de la bactérie, et n'étaient donc pas transmissibles à d'autres bactéries. Ces nouvelles analyses ont révélé une mutation d'un gène porté dans un plasmide. Or les bactéries s'échangent leurs plasmides à un rythme très élevé, même lorsqu'elles ne sont pas de la même espèce. Le risque passe donc à l'échelle supérieure : celui d'une expansion des résistances à la colistine, comme c'est le cas avec d'autres antibiorésistances.

C'est pourquoi, actuellement des propositions sont discutées pour réduire les utilisations d'antibiotiques critiques de dernières générations (céphalosporines de 3^e et 4^e générations, et fluoroquinolones) afin de préserver leur efficacité pour la santé humaine.

De fait, l'AB conduit à limiter ce type de problème : en effet, la gestion de la santé animale est basée sur la prévention (alimentation, hygiène, logement, conduite) pour limiter les principaux risques sanitaires. En cas de maladie déclarée, l'élevage bio donne une priorité claire aux **traitements homéopathiques et phytothérapeutiques**. Les traitements allopathiques chimiques (y compris antibiotiques) ne sont possibles qu'en traitement curatif et leur nombre est limité (de 1 à 3 par an selon la durée de vie de l'animal, hors traitements obligatoires et vaccins). Seuls les anti-parasitaires ne sont pas limités en nombre. Par ailleurs, le délai d'attente légal entre un traitement allopathique et la vente des produits est doublé.

Une méta-analyse a montré un risque inférieur sur poulet et porc en AB d'isoler des bactéries multi-résistantes aux antibiotiques (Smith-Spangler et al. 2012) ; une autre sur bovins trouve de grandes disparités

de l'efficacité de mesures de limitation du risque de résistances aux antibiotiques, mais l'élevage AB apparaît bénéfique avec moins de résistance de E coli à la tétracycline (Murphy et al., 2015).

b) Chiffrage économique de l'antibio-résistance

En termes de santé publique, le coût des infections liées aux bactéries est très élevé ; 25 000 morts sont comptabilisés par an à l'échelle européenne suite à une infection due à l'une des cinq bactéries multi-résistantes (BMR) les plus fréquentes (Fournier, 2013).

En termes économiques, les coûts médicaux directs (maladies, décès), indirects (développement d'affections associées) et de pertes de productivité sont estimés à 1,5 milliard d'euros par an à l'échelle européenne (European Medicines Agency EMA, et European Centre for Disease Prevention and Control ECDC, 2009). C'est sans compter les calculs liés à la mortalité intégrant la VVS (Valeur de Vie Statistique ; voir supra) : 25 000 * 3 millions d'euros, soit 75 milliards d'euros à rajouter au coût de 1,5 milliard identifié auparavant.

Si l'on divise rapporte à la population de la France par rapport aux autres pays de l'Union Européenne, cela reviendrait à un coût de 10 milliards d'euros (mais il est à souligner que les pays n'ont pas tous la même prescription vis-à-vis des antibiotiques).

Nous ne sommes pas allés plus avant pour essayer de savoir si des études permettraient d'affecter une part du problème de l'antibio-résistance à l'usage vétérinaire versus l'usage humain (pour pondérer ce chiffrage économique). On sait que la moitié des antibiotiques produits le sont pour usage vétérinaire, mais pour autant les chercheurs sont incapables d'estimer l'importance du transfert des résistances entre les espèces.

Nous concluons sur le fait que l'AB contribue à exercer une moindre pression quant à la montée en puissance de l'antibio-résistance du fait de sa moindre consommation d'antibiotiques, mais nous ne formulons pas d'hypothèses pour attribuer un montant économique de bénéfice de l'AB, manquant de références.

5. Impact sur la santé des différentes formes de pollutions azotées : Ammoniac, Oxydes d'azote, Nitrates

a) Quantification des effets sur la santé

En 2012, l'OMS a indiqué qu'environ 7 millions de personnes sont mortes à cause de la pollution de l'air. Ces données confirment que le problème de la pollution de l'air est devenu le problème environnemental le plus important (OMS).

Particules :

En ce qui concerne la question des particules, l'agriculture génère des poussières liées à l'érosion (sols nus), mais aussi au travail du sol. Par conséquent, l'AB générant du travail du sol, elle est également contributrice. Les particules agrègent ensuite des polluants.

L'ammoniac et oxydes d'azote : les problèmes respiratoires, et cancers

L'ammoniac conduit à la formation de particules fines secondaires. La volatilisation de l'ammoniac est non seulement un problème environnemental, mais elle a également des conséquences sur la santé (van Grinsven et al 2013).

b) Chiffrages économiques

Le rapport de la Sénatrice Leïla Aichi « La pollution de l'Air ; le coût de l'inaction » (2015), fait au nom de la Commission d'enquête, souligne que « *La pollution n'est pas qu'une aberration sanitaire, c'est aussi une aberration économique* » : les coûts globaux sont estimés à 101,3 milliards d'euros par an en France. Ces coûts intègrent : les dépenses de santé pour prendre en charge les pathologies imputables à la pollution

(particules fines, oxydes d'azote, etc.), l'impact de l'absentéisme professionnel sur la productivité des entreprises, la baisse des rendements agricoles, la perte de la biodiversité ou encore l'entretien des bâtiments. **Parmi ces coûts, le coût sanitaire de la pollution de l'air a été estimé entre 68 et 97 milliards d'euros.**

Dans le cadre de l'expertise européenne European Nitrogen Assessment (ENA, 2011), Sutton et al. (2011) soulignent les différents impacts liés aux pollutions azotées sous leurs différentes formes : on peut noter dans les bilans globaux ainsi présentés un poids conséquent des impacts santé (Figure 13).

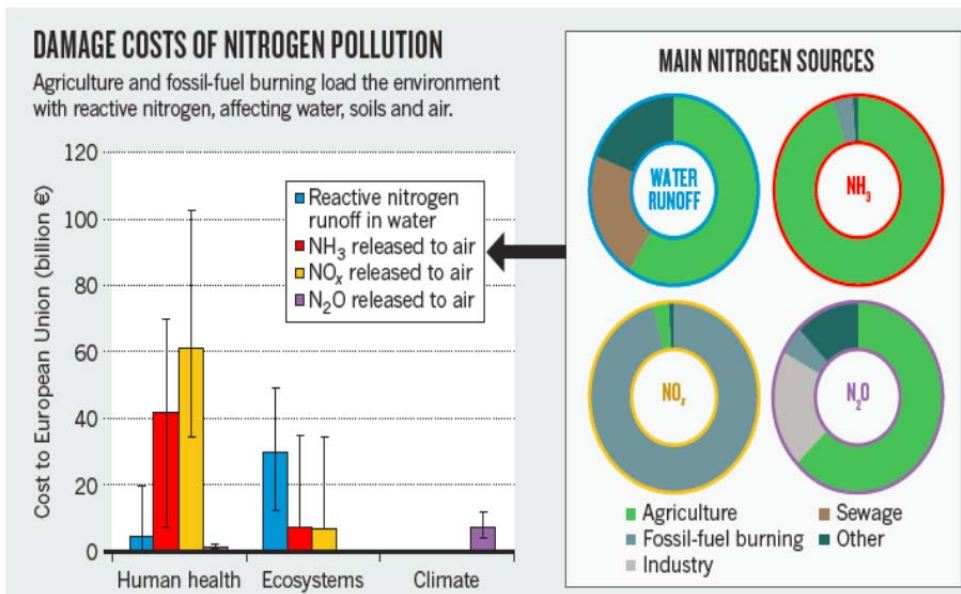


Figure 15. Gauche : Poids des pollutions azotées liées aux différents secteurs d'activité (dont l'agriculture) selon les différentes formes azotées (NO₃⁻ lessivé, NH₃ volatilisé, N₂O et NO_x). **Droite :** les coûts liés aux différentes formes de pollutions azotées générées par l'agriculture et par la consommation d'énergie fossile selon leur impacts (santé, écosystèmes, changement climatique). Source : Sutton et al., 2010

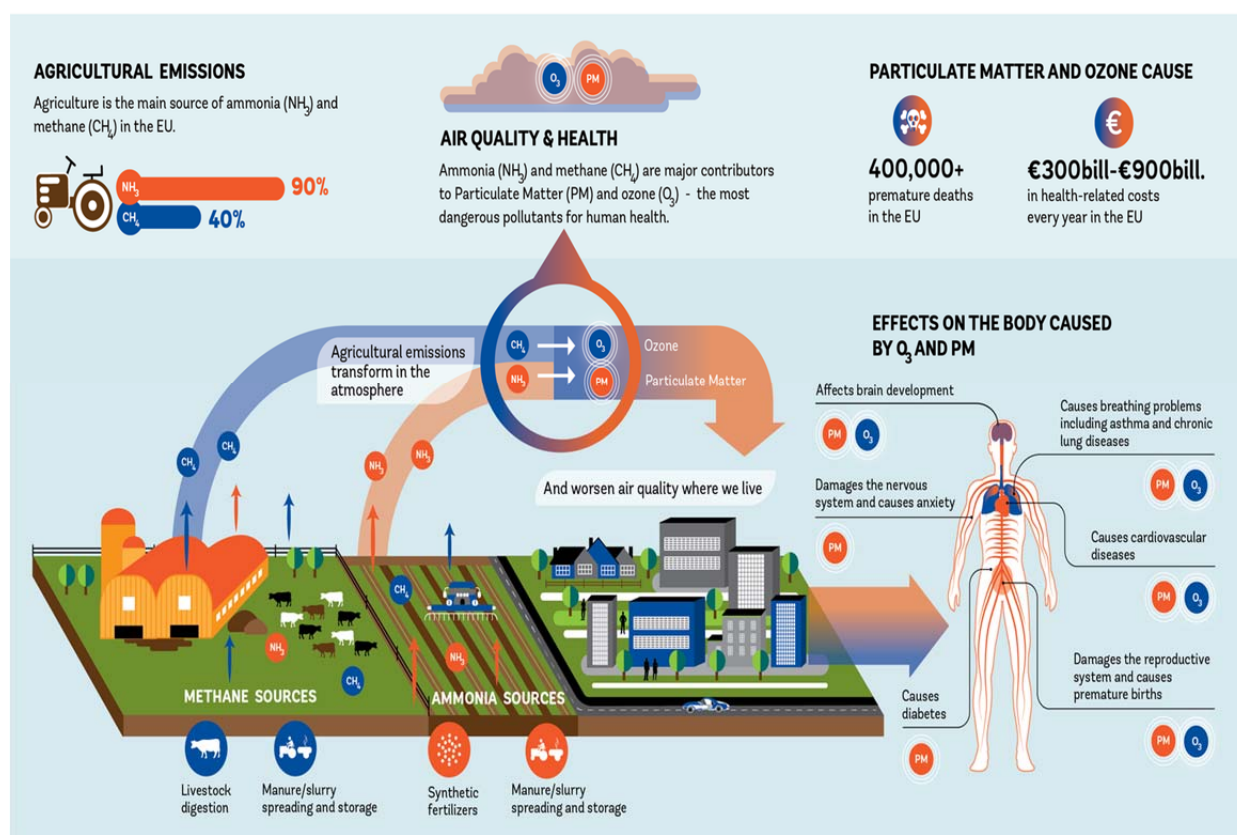
Les travaux de Sutton et al. (2011) indiquent que le coût global des pollutions liées aux engrais azotés

(sur eau, air, sol) est équivalent à, voire excède, la valeur économique du supplément de production permis par les engrais azotés.

De son côté, la Commission Européenne a récemment fait un travail d'estimation de la pollution de l'air liée à l'agriculture (Figure 14). Le Bureau Environnemental de la Commission estime que la pollution atmosphérique, en 2010, a généré plus de 400 000 décès prématurés, et elle chiffre les coûts externes totaux des incidences sur la santé dans une fourchette allant de 330 à 940 milliards d'euros. Suite à ce constat, le Bureau Environnemental a proposé un « clean air policy package » pour viser l'évitement de 58 000 morts prématurées. Cette estimation indique que les mesures préventives (coûts estimés à 3,4 milliards d'euros par an) permettrait de produire des bénéfices entre 40 et 140 milliards par an (plus grande productivité, coûts de santé diminués...), soit 12 à 40 fois supérieurs au coût des mesures (EU, 2015).

HOW AGRICULTURAL EMISSIONS AFFECT OUR HEALTH

The agricultural sector is an important source of air pollution.
The EU must set strict limits on agricultural emissions in the National Emissions Ceilings Directive.



For more information on agricultural emissions, contact Faustine Defossez at faustine.defossez@eeb.org, or for air quality, contact Louise Duprez at louise.duprez@eeb.org

[@Green_Europe](https://twitter.com/Green_Europe) #cleanair



Figure 16. Chiffrages économiques des coûts sur la santé des pollutions liées à l'ammoniac et au méthane
Source : Bureau Environnemental de la Commission Européenne

Sans avoir étudié la méthodologie employée par le Bureau Environnemental pour chiffrer le nombre de morts directement imputable à la pollution générée par l'agriculture, il nous semble difficile d'identifier la part *stricto sensu* de l'agriculture liée à l'ensemble de ces coûts. En effet, dans le cadre de l'expertise européenne European Nitrogen Assessment (ENA, 2011), Sutton et al. (2011) soulignent les nombreuses interférences entre les « Particules Matters » (PM) générées par l'agriculture et les polluants industriels. Par ailleurs, l'enquête MINOS (Mediterranean Intensive Oxydant Study) de l'équipe internationale conduite par Lelieveld et al. (2001) révèle que les pollutions, selon les altitudes considérées, peuvent venir de très loin : ainsi, au-dessus de 4 000 mètres, la pollution en zone méditerranéenne provient à 50% de l'Asie. Par conséquent, les concentrations d'ozone sur la zone, supérieures aux normes européennes, sont en partie imputables à des pollutions extra-européennes...

Conclusion : à part pour le lessivage des nitrates et leur impact sur l'environnement, il nous semble difficile, sinon impossible, de déterminer le bénéfice qui serait strictement lié aux moindres apports engrais azotés de synthèse. En effet, ces pollutions sont notamment aussi liées à la présence de l'élevage, or l'AB invite au contraire à ré-associer production végétale et animale de manière à boucler les cycles de fertilité. Par conséquent, il nous semble, à ce stade, impossible de quantifier de façon différenciée les contributions respectives de l'AB et de l'AC au problème de la pollution de l'air au regard de la fertilisation azotée.

Nitrates dans l'eau et l'alimentation

* Les nitrates peuvent être à l'origine de la formation de nitrites, oxydants qui ont la capacité de transformer l'hémoglobine du sang en méthémoglobine, empêchant le transport correct de l'oxygène par les globules rouges. Chez l'adulte, la formation de nitrites est bloquée par l'acidité de l'estomac. Les nourrissons sont une population à risque en raison de leur faible acidité gastrique. Lorsque le taux de méthémoglobine dans les globules rouges atteint un taux de 70%, l'intoxication peut être mortelle. Cette maladie, assez rare, a été détectée principalement chez des nourrissons dont le lait avait été préparé avec de l'eau renfermant plus de 50 mg de nitrates par litre.

* Les nitrates peuvent également être à l'origine de la formation de nitrosamines, qui se sont révélées cancérigènes chez certaines espèces animales. Le risque cancérogène chez l'homme reste cependant discuté (Barbier, 2011).

La part des nitrates absorbés par l'intermédiaire de l'eau de boisson est de 20%. C'est la consommation d'aliments (principalement les légumes) qui représente la première voie d'entrée des nitrates dans le corps humain.

On a vu que les aliments produits en bio contiennent moins de nitrates, notamment les légumes (Guyomard et al., 2013). Par ailleurs, Baranski et al. (2014) montrent que les teneurs en nitrate sont inférieures de 30% et de 87 % pour les nitrites en moyenne des différences, mais montrent peu de différences lorsque ces moyennes sont rapportées à la moyenne des écarts.

B. Les bénéfices nutritionnels des produits issus de l'AB, et régimes alimentaires

1. Volet nutritionnel

En ce qui concerne l'aspect nutritionnel, Smith-Spangler (2012) concluait que « *la littérature publiée manque de preuves solides selon lesquels les aliments biologiques sont significativement plus nutritifs que les aliments conventionnels* ». En 2014, la méta-analyse de Baranski et al. (2014), publiée dans la revue *British Journal of Nutrition*, indique, à partir de 343 publications avec peer-review, que les fruits, légumes et céréales bio ont des concentrations en antioxydants (reconnus pour leur intérêt vis-à-vis de la prévention de maladies neurodégénératives et cardio-vasculaires et de certains cancers) plus élevés (de 18 à 69%) que les mêmes produits en agriculture conventionnelle.

L'ESCO Fruits et Légumes a cependant montré que les différences de teneurs au sein d'une même espèce étaient bien plus fortes.

En ce qui concerne les productions animales, deux études récentes Średnicka-Tober et al. (2016) présentent des méta-analyses basées sur 67 et 170 publications scientifiques, respectivement pour la viande et le lait. Les auteurs soulignent que pour un certain nombre d'éléments (minéraux, anti-oxydants...), les variabilités sont trop importantes pour permettre de conclure. Cependant, pour la viande, et pour un certain type d'acides gras poly-insaturés, la Bio obtient de meilleurs résultats (supériorité de 23%). En ce qui concerne le lait, ces mêmes auteurs, tout en soulignant également une forte variabilité, indiquent une supériorité pour le lait bio en ce qui concerne les oméga 3 (56%), ainsi que plus de vitamine E, et de fer, et moins d'iode et de sélénium.

En ce qui concerne la qualité nutritionnelle de la viande d'agneaux de bergerie et la viande d'agneaux élevés à l'herbe, Prache *et al.*, (2011) ont montré qu'elles présentaient toutes deux des qualités nutritionnelles supérieures en AB par rapport aux systèmes en conventionnel.

Ces nouveaux résultats confirment les résultats rappelés dans Guyomard et al. (2013), à savoir la teneur en acides gras polyinsaturés généralement plus élevée dans les viandes issues de l'AB (en raison des régimes

alimentaires des animaux) que dans celles issues des élevages conventionnels ; il n'est en revanche pas possible de conclure de façon claire quant à la teneur en acides mono-insaturés (AFFSA, 2003).

En ce qui concerne la consommation d'aliments bio, la concentration de la plupart des nutriments dans les aliments n'est pas ou n'est que légèrement affectée par le système de production. Dans quelques cas, des différences modérées dans la **teneur en nutriments entre les aliments biologiques et les aliments conventionnels ont été identifiées pour certains composés intéressants pour la santé, mais il n'est actuellement pas possible de déduire un effet spécifique de ces différences sur la santé humaine.**

2. Nutrition et régime alimentaire

Parallèlement à ces approches analytiques, **l'étude Nutrinet-Santé** (Kesse-Guyot *et al.*, 2013 ; Baudry *et al.*, 2015), portant sur un panel de 54 311 consommateurs français (dont 14% consomment des produits bio régulièrement et 51% de façon occasionnelle) montre que les consommateurs de produits bio connaissent moins de problème de surpoids et d'obésité et de pathologies associées. Cependant, ce travail doit être poursuivi pour affiner les conclusions, car il est difficile d'isoler des effets *stricto sensu* de l'alimentation sur la santé, les consommateurs de bio ayant un mode de vie globalement plus sain que les autres consommateurs (Eisinger-Watzl *et al.*, 2015).

En effet, passer à la consommation bio change les habitudes de 2 consommateurs sur 5 (42%) (Baromètre Agence Bio, CSA, 2015). Les consommateurs ayant modifié leur comportement et leurs habitudes achètent de plus en plus bio (73%), davantage de produits de saison (70%), et de produits frais (63%). Par ailleurs, 47% des consommateurs bio déclarent également cuisiner davantage, et autant qu'ils n'achètent pas tout à fait les mêmes produits qu'auparavant (leurs régimes deviennent notamment moins carnés). Enfin, 56% indiquent qu'ils s'attachent davantage à éviter les pertes et le gaspillage (56%).

Il est délicat de définir la stricte attribution des bénéfices à l'AB, et on peut se poser la question des limites, à savoir : jusqu'où arrêter l'imputabilité à l'AB par rapport aux bénéfices de changements de « régime alimentaire », et de moindre prévalence de l'obésité et des pathologies associées aux systèmes agro-alimentaires agro-industriels ? En effet, la « malbouffe », qui a une forte composante agro-industrielle, engendre obésité et autres pathologies, et se développe rapidement, assimilant l'obésité à une « épidémie », au regard de sa vitesse de propagation. Les estimations de ses coûts indirects sont très élevées (2 000 milliards de dollars ; Dobbs *et al.*, 2014). Par ailleurs, certains chercheurs établissent des liens entre les perturbateurs endocriniens et le déclenchement des obésités.

Pour conclure, on peut donc souligner que les avantages observés de la consommation bio peuvent venir à la fois de la spécificité des aliments bio et d'un changement de type d'alimentation (changement plus systémique intégrant des comportements plus sains).

V. Performances sociales et socio-économiques

Des travaux conduits par des étudiants de Science Politique en partenariat avec la chaire Unesco en alimentation de Montpellier et l'ARF (Association des Régions de France) ont produit une réflexion pour analyser les systèmes agri-alimentaires pour une « alimentation responsable et durable », et proposent une typologie de performances sur le volet socio-économiques (Rouillé d'Orfeuil *et al.*, 2015) : i) amélioration de la santé par une alimentation saine (cf. section Santé), ii) création et renforcement du lien social, iii) contribution au maintien et à la création d'emplois, iv) insertion de personnes en difficultés. On reprendra les volets de cette typologie, le chapitre santé ayant été traité spécifiquement.

En ce qui concerne les performances sociales de l'AB, lors de l'évaluation pour le CGAER (Guyomard et al., 2013), des aspects problématiques concernant l'accessibilité des produits bio en raison des prix parfois élevés selon les circuits de distribution ont été soulignés, mais les bénéfices de l'AB ont été identifiés, notamment en termes de créations d'emplois, et de proximités producteurs-consommateurs. En effet, les systèmes de production bio (plus de diversification) et de commercialisation dédiés (plus de circuits courts) imposent des contraintes supplémentaires en termes de travail (pointe de travail, main d'œuvre, présence aux points de vente).

A. La question des prix et de la moindre accessibilité des produits bio

La moindre accessibilité des produits bio en raison de leur prix en moyenne plus chers que le conventionnel (cela n'est pas systématique et dépend des types de mises en marché et des produits : les écarts de prix bio/conventionnel en ventes directes étant, en général, diminués), pose une question éthique d'équité d'accès.

Cela est d'autant plus problématique en AB, puisqu'on l'a vu en introduction, le principe d'équité est cité dans le Règlement de l'AB : c'est donc une question d'adéquation à l'une des « promesses de l'AB », ou de cohérence globale.

En effet, à l'opposé, le schéma agro-industriel intensif, spécialisé, concentré, financiarisé et mondialisé, a toutefois permis des baisses de prix des denrées. Ainsi, l'alimentation recouvre une part de plus en plus réduite des dépenses de consommation : 23% en 2011 contre 35% en 1960 (INSEE, 2015). Mais cette accessibilité accrue des denrées au plus grand nombre en conventionnel s'est accompagnée d'un grand nombre d'externalités environnementales et des impacts en termes de santé (cf. supra).

On peut citer des initiatives d'éducation populaire à l'alimentation, telles que « Défi alimentation famille positive » (CORABIO 2012) visant à augmenter la part de consommation bio sans augmenter le budget dédié à l'alimentation (notamment pour des familles à revenus faibles ou modérés). Le défi se base sur les comportements d'équipes de consommateurs, quel que soit le niveau initial de part de bio : l'objectif étant de progresser collectivement. Les familles sont recrutées par l'intermédiaire d'une structure relais (centre social, MJC, conseils de quartier, centres médico-sociaux...). Pour autant, ce dispositif est basé sur un accompagnement financier important par les pouvoirs publics (animation, recrutement des familles...) et la question du modèle économique associé se pose : la montée en puissance, au-delà de l'expérience pilote est liée à la recherche de nouveaux financements (cf. projet Casdar ABILE).

Plus globalement, il faut s'interroger sur la capacité de la bio à se développer, en offrant des produits bio plus accessibles, tout en conservant ses atouts, ses valeurs. C'est la question du changement d'échelle de l'AB qui est notamment abordée dans le cadre d'un projet Core Organic « Healthy Growth » (Lamine et al., 2016).

Par ailleurs, si la bio se développe à plus grande échelle, on peut potentiellement escompter des prix bio peut-être moins élevés (grâce à des économies d'échelle notamment, mais aussi en raison de moindres situations de « niches »). Cependant, globalement, les rendements à l'hectare des systèmes bio étant moins élevés, un moindre volume général produit peut poser aussi la question de prix des denrées en général, qui pourraient être amenés à augmenter dans un contexte de baisse de l'offre. Un enjeu important est la question de la réduction des gaspillages. En effet, actuellement nos systèmes agri-alimentaires génèrent une part conséquente de pertes alimentaires (un tiers, selon FAO 2014) : comment se positionne l'AB par rapport à cette problématique ?

B. Création et renforcement du lien social

De nombreuses formes de bio peuvent coexister. Par ailleurs, l'évolution "des" systèmes bio fait que ces questions d'"évaluations" socio-économiques sont difficiles, dans un contexte changeant rapidement. Malgré ces dynamiques à l'œuvre, l'AB, dans son ensemble, et en moyenne, reste caractérisée par des formes plus courtes d'échanges, et des "ancrages" territoriaux plus marqués.

1. Tendances actuelles, et dynamiques

a) Davantage de diversification et de vente en circuits courts

Trois exploitations bio sur dix pratiquent une activité de diversification en 2009-2010, contre une sur dix en conventionnel (SSP ; Agence Bio, 2010). L'activité de diversification la plus citée est la transformation de produits agricoles (deux fois plus qu'en conventionnel). À l'inverse, le travail agricole à façon est l'activité de diversification la plus citée en conventionnel (23% des réponses) et n'est mentionnée qu'en cinquième position par les exploitants bio. Dix mille exploitations bio ont fait le choix de la vente par circuit court. C'est plus d'une sur deux, alors que ce mode de distribution n'est pratiqué que par une exploitation conventionnelle sur cinq. Interrogées sur leurs modes principaux de commercialisation en circuit court (par importance du chiffre d'affaires), par rapport au conventionnel, les agriculteurs en bio mentionnent plus souvent les marchés (13% contre 9%) et les paniers de type AMAP (7% contre 0,5%).

Une analyse d'un corpus d'environ 110 articles provenant pour l'essentiel de la littérature sociologique de langue anglaise souligne l'adoption de choix citoyens par les consommateurs de produits locaux (Deverre, Lamine, 2010). Les motivations peuvent être très diverses : rechercher du lien social, soutenir des « producteurs locaux » selon une logique « patriotique », pour éviter les « intermédiaires », et/ou réduire les émissions de gaz à effet de serre liées au transport des produits qu'ils achètent...

Ainsi, cette proportion plus importante de circuits courts en AB peut potentiellement avoir des impacts non seulement sociaux, mais également environnementaux (transports, emballages). Il est à noter qu'il peut y avoir une forme de concurrence entre les produits bio et les produits issus des circuits courts (SYAL : systèmes alimentaires localisés), en ce qui concerne les préférences des consommateurs.

b) Les raisons pour lesquelles les consommateurs disent acheter des produits bio

Plus globalement, on peut indiquer que les raisons d'acheter du bio citées par les consommateurs sont diverses, et plurielles. Elles répondent à des attentes qui correspondent aux différents volets que nous venons de passer en revue (Figure 15).

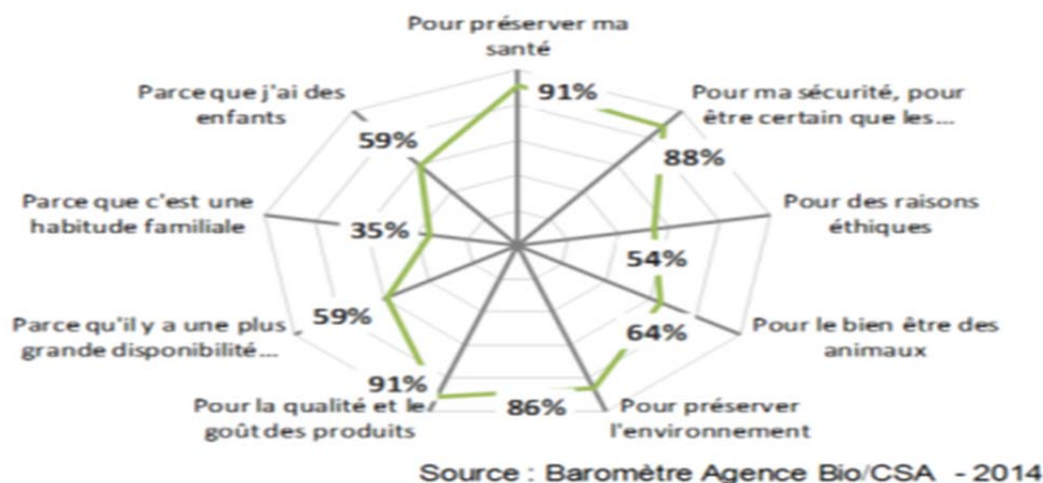


Figure 17. Les raisons pour lesquelles les consommateurs disent acheter des produits bio
Source Baromètre CSA-Agence Bio, 2014

Les motivations d'achat de produits de l'AB, et qui justifient donc l'existence d'un différentiel de prix de l'AB, relèvent de deux logiques :

- *Les propriétés intrinsèques des produits de l'AB.* L'argument d'achat peut être hédoniste ou sanitaire : le consommateur pense/sait que ces produits sont plus savoureux, plus riches en éléments nutritifs ou plus sûrs pour la santé. Le consommateur achète ici un produit de qualité supérieure ;

- *La contribution volontaire à un secteur de production respectueux de l'environnement.* L'argument d'achat des produits de l'AB peut être : « j'achète les produits de l'AB pour soutenir les agriculteurs qui pratiquent l'AB parce que ça protège l'environnement des pesticides ». La logique d'achat est ici un soutien à un secteur qui a des pratiques de production socialement responsables du point de vue du consommateur-citoyen.

On mesure dans ce dernier « Baromètre » que les raisons liées aux biens « privés » (ma santé, ma sécurité, le goût et la qualité de mes produits) l'emportent encore en France par rapport aux raisons liées aux enjeux collectifs environnementaux et éthiques (bien-être animal et raisons éthiques). Toutefois les considérations environnementales progressent en France, cette motivation étant historiquement plus faible que pour les motivations d'achats de produits bio par les consommateurs des pays du Nord, en particulier en Allemagne.

Enfin, les enquêtes de Sirieix et al. (2009) indiquent que pour près de 70% de consommateurs un produit bio doit venir de la région. Cette sensibilité déclarée des consommateurs envers l'origine régionale des produits biologiques s'inscrit dans un mouvement plus large concernant l'intérêt pour les produits régionaux (Aurier, Fort et Sirieix 2005).

c) La dynamique concernant le nombre d'exploitations et l'évolution des opérateurs d'aval

Alors que le nombre d'agriculteurs ne cesse de diminuer en agriculture, le nombre d'agriculteurs en bio connaît une dynamique inverse (Statistiques AGRESTE, Agence Bio). La bio se développe non seulement par des conversions, mais aussi par des installations de plus en plus nombreuses en bio. En effet, les Pôles Info Installation signalent un nombre de porteurs de projet qui souhaitent s'installer en bio bien supérieur au pourcentage que représente la bio déjà en place dans les diverses régions, ce qui indique une attractivité supérieure au ratio moyen.

Enfin, les opérateurs économiques metteurs en marché bénéficient aussi de cet engouement pour le bio : depuis maintenant plus d'une décennie, et malgré le contexte de crise économique, ce sont des croissances

annuelles entre 6 et 11% par an qui sont observées dans le secteur de l'alimentation bio (Figure 16). Certains y voient des valeurs « refuges » dans des contextes « incertains ».

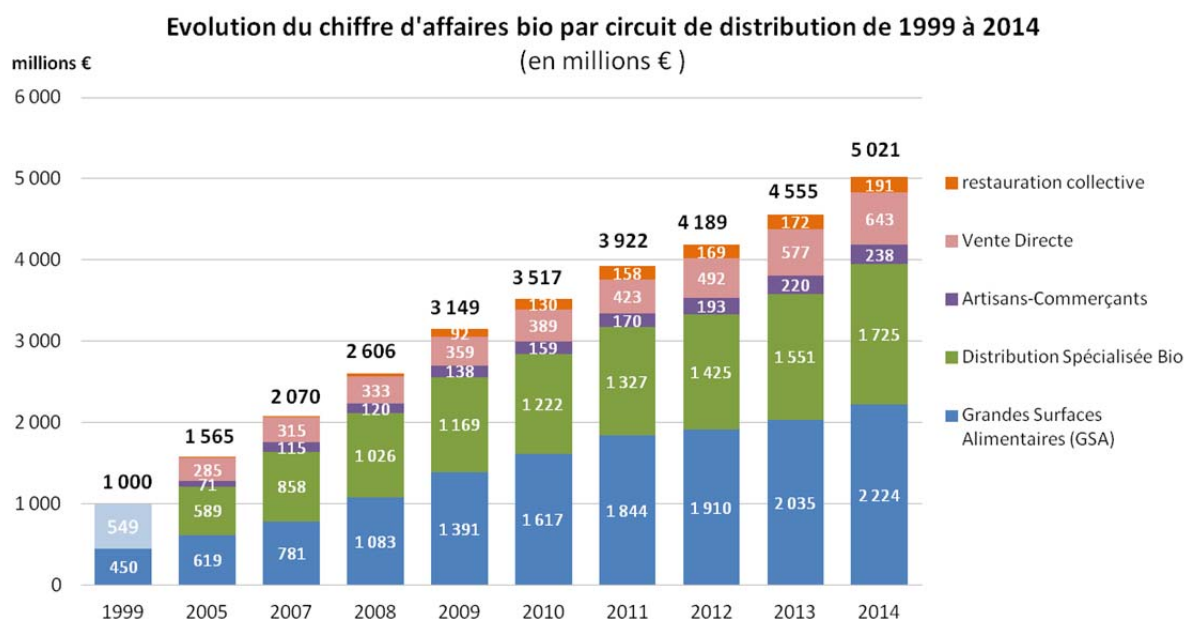


Figure 18. Evolutions du chiffre d'affaires bio par circuit de distribution de 1999 à 2014
(Source Agence Bio)

Toutefois, ce développement important peut être sujet à débats. En effet, l'AB, mais aussi l'agroécologie, ont émergé en critiquant une mainmise des marchés sur l'activité agricole, imposant une perte d'autonomie des producteurs et une réduction de la diversité des produits (Wezel et al., 2009). Cette volonté d'autonomie organisationnelle et d'émancipation se trouve questionnée par des tendances affectant aussi bien l'amont que l'aval de la production agricole. En amont, les entreprises d'agrofourniture sont de plus en plus nombreuses à proposer des intrants agroécologiques (fertilisants, produits de traitements, alimentation animale, etc) (Goulet et Le Velly, 2013). En aval, une croissance commerciale soutenue se manifeste à travers l'augmentation de la consommation, mais aussi le développement de gammes de produits biologiques par les grandes entreprises de l'agroalimentaire, de la restauration et de la distribution. Face à cet essor, des questions se posent de potentielle création de dépendances aux fournisseurs d'intrants, d'apparition de pressions sur les prix de vente comparables à celles observées dans les filières conventionnelles, ou encore d'une « dérive » des pratiques de production vers le modèle industriel. Le risque, déjà évoqué au début des années 2000, d'une « conventionnalisation » de l'agriculture biologique (Guthman, 2004) fait l'objet de travaux étudiant l'institutionnalisation des alternatives (Anzalone, 2014).

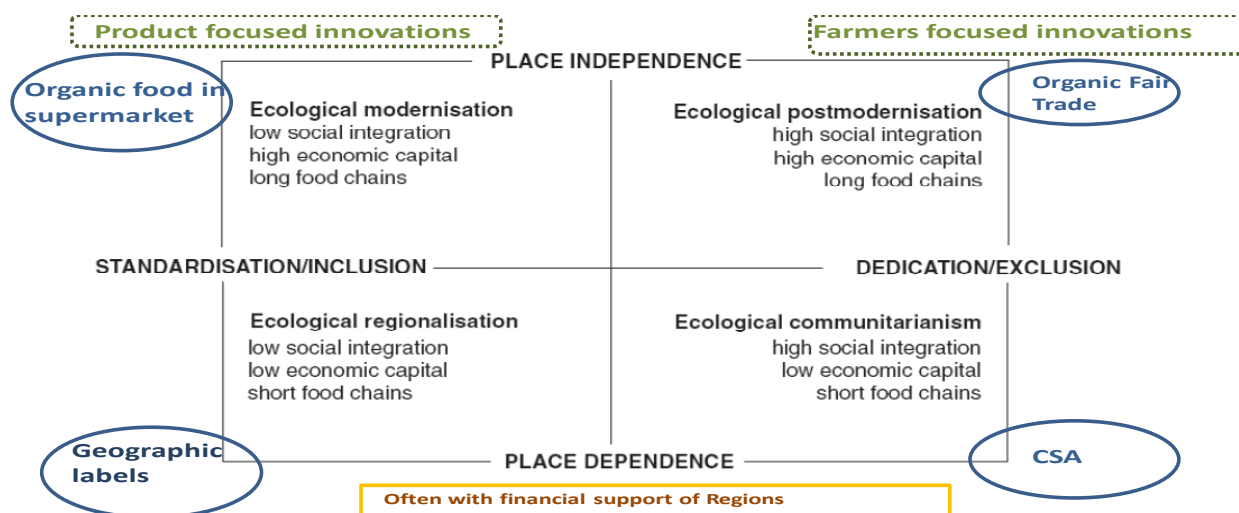
En effet, en plus du « shading » (non-révélation des coûts) signalé par Princen (2002), on peut ici énoncer les problèmes liés au « distancing ». Il ne s'agit pas de dénoncer les circuits longs, et les formes d'agricultures très intégrées avec leurs filières amont et aval dédiées. Cependant, les travaux ont montré que ces formes d'intégration possèdent de forts verrouillages socio-techniques au regard des investissements et capitaux investis, non seulement au niveau de la production, mais à l'échelle du système agri-alimentaire dans son entier. C'est finalement un système qui « s'entretient », avec une R&D orientée vers de l'innovation essentiellement « technologique » (productions de nouvelles molécules chimiques...). A l'inverse, des auteurs mettant en avant, en bio, davantage d'initiatives « bottom-up » et soulignent l'« empowerment »

de certains acteurs en bio : on peut citer à cet égard des projets tels que la sélection participative (Desclaux et al., 2009).

2. Comment rendre compte de l'inclusion sociale ?

Pour mesurer les impacts, il faut souligner le fait que les territoires connaissent des évolutions très contrastées en termes de développement des surfaces bio. Les travaux de l'équipe de l'Observatoire du Développement Rural (INRA Toulouse) montrent une progression selon deux ?? schémas/modèles : des « clusters » de bio qui se renforcent et des progressions plus diffuses (Allaire et al., 2016).

On peut s'appuyer sur la classification proposée par Kjeldsen et Ingemann (2009) pour représenter les panels d'initiatives en ce qui concerne leurs liens aux territoires, et leurs degrés d'inclusion sociale (Figure 17). L'axe vertical oppose des initiatives « ancrées » à des stratégies non liées aux territoires (« place dependence »). L'axe horizontal représente le degré d'inclusion sociale (« social dependence »), depuis des stratégies répondant à la demande de produits bio « standards » (certification) jusqu'à des initiatives davantage « incarnées » par les agriculteurs. Des exemples illustratifs sont indiqués sur la Figure 17 : l'inclusion peut prendre la forme de « Community Supported Agriculture » (CSA), ou Association pour le Maintien d'une Agriculture Paysanne (AMAP) ; mais des initiatives associant étroitement des agriculteurs peuvent également exister à des échelles plus larges (par exemple des initiatives telles que les démarches « bio et solidaires »).



adapted from Kjeldsen C., Ingemann, J.H., 2009

Figure 19. Typologie d'initiatives selon des gradients 1) d'ancrage territorial, et 2) de degré d'inclusion dans les modes de mises en marché « standardisés » (orientés produits) versus des initiatives de différenciation (orientés « projets » par rapport à des innovations d'acteurs). Source : Sautereau et Bellon, 2012

Certaines initiatives sont orientées « produits », et comme toute différenciation de produits via les signes de qualité, la spécificité est valorisée à travers la mise en avant du cahier des charges (place accordée à l'environnement, spécificités géographiques).

D'autres sont davantage tournées vers des « projets territoriaux », souvent soutenus par des collectivités : projet Biovallée dans la Drôme par exemple, avec la mise en place d'actions tels qu'une couveuse d'installation pour les agriculteurs, des initiatives d'éco-tourisme... (Lamine, 2012 ; Bui, 2015), mais aussi réseau « Cita del bio », réseau de villes bio en Italie, que la commune française de Correns a rejoint (Schermer et al., 2015).

On constate que la mise en œuvre de projets de développement de la bio à l'échelle territoriale se limite rarement à « *la Bio en soi* » (Fleury et al., 2016). En effet, l'AB, ses pratiques, ses produits, mais aussi ses valeurs sont envisagés dans des perspectives plus larges, pouvant intégrer la préservation de l'environnement, la création d'emplois, la création de liens et d'apprentissages mutuels entre agriculteurs biologiques et conventionnels, l'éducation à l'alimentation, la souveraineté alimentaire des territoires, l'équité sociale et la santé de catégories sociales défavorisées, l'insertion de travailleurs handicapés... **Ce sont tout à la fois des projets locaux de développement de l'AB et des projets de développement local dans lesquels l'AB joue souvent un rôle fédérateur et stimulant les autres initiatives.** On peut citer des exemples d'approvisionnement bio associés à des enjeux logistiques et de gouvernances nouveaux : il s'agit, par exemple, de combiner l'introduction de produits biologiques dans la restauration collective, l'éducation à l'alimentation, la mise en place d'un atelier de transformation de légumes (en lien parfois avec des associations d'insertion sociale)... Par conséquent, il est difficile, dans ces démarches systémiques, d'individualiser et de quantifier une contribution spécifique de l'AB au développement local et à la constitution de réseaux.

C. Le travail, l'emploi, le métier

1. La création d'emplois à l'échelle de l'exploitation agricole

Ce qui peut apparaître comme une charge pour l'agriculteur peut être considéré comme un atout pour la société, puisque le surcroît de besoin en main d'œuvre permet d'offrir davantage de travail (saisonnier ou permanent) à la société. Nous mobilisons ici les statistiques et analyses, issues du RGA 2010 et produites par le Service Statistiques du Ministère, en lien avec l'Agence Bio.

a) *Un volume de travail à l'exploitation plus élevé*

Le nombre moyen d'UTA par exploitation bio est de 2,4 (dont 0,4 de saisonniers) contre 1,5 (dont 0,15 de saisonniers) en conventionnel (voir figure 18). Cependant cette différence au niveau « Ferme Bio nationale » versus « Ferme Bio en AC » est également liée à d'autres différences, dont l'effet de taille économique, et d'OTEX (orientation technico-économique).

En effet, il faut être vigilant quant à la représentation de l'AB dans les différentes OTEX (nous avons représenté en figure 19 la part plus ou moins importante du ratio SAU bio/SAU totale) : nous avons déjà indiqué que les différentes productions de la Ferme Bio française présentant des proportions d'AB très variables (par exemple, sur-représentation des exploitations en viticulture et sous-représentation en grandes cultures). Il n'est pas donc pas pertinent d'interpréter le surplus de main d'œuvre par ha en moyenne nationale comme indicateur de potentiel d'emploi supérieur en AB. Il peut tout aussi s'agir d'une surreprésentation des exploitations en viticulture ou en cultures pérennes, plus gourmandes en main d'œuvre (Figure 20). Il est donc nécessaire de procéder à l'analyse strictement par OTEX.

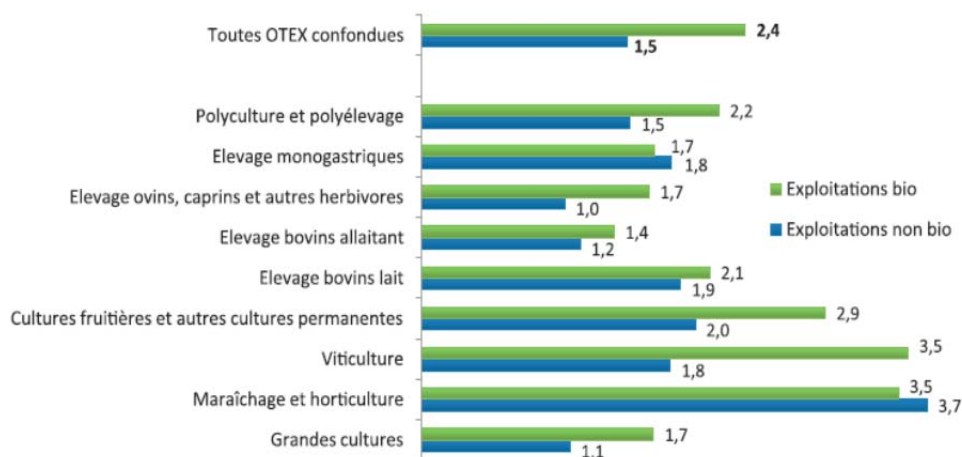


Figure 20. Unité de travail annuel par orientation technico-économique (OTEX) Source : RGA 2010, Agence Bio

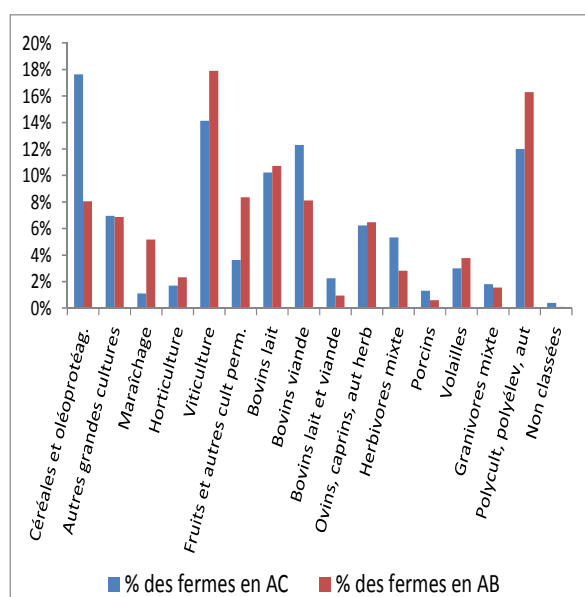


Figure 21. Proportion de chaque OTEX dans l'ensemble des fermes. Comparaison AB et AC. 16 OTEX, RGA 2010

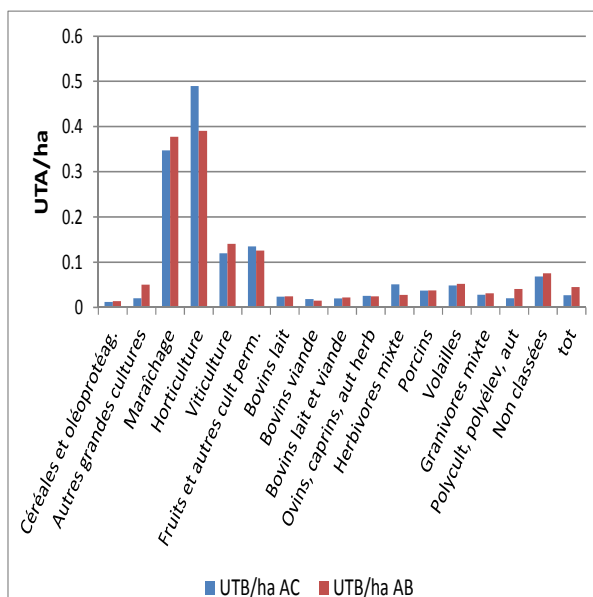


Figure 22. Nombre de travailleur par ha selon les OTEX. Comparaison AB et AC. 16 OTEX et total général. RGA 2010

Par ailleurs, les superficies moyennes AB et AC au sein des OTEX sont également différentes, parfois très différentes selon les OTEX, ce qui traduit des structures très différentes, ainsi que, sans doute, des fonctionnements très différents (Tableau 16).

OTEX	Orientation technico-économique 2010	AB 0/1	Nb expl.	SAU moy (ha)	UTA moy	UTA/ha	UTA/ha AB-AC	% SAU AB/AC	% UTA/ha sup AB/AC
1500	Céréales et oléoprotéagineux	0	83 237	80	0,9	0,011768			
1500		1	1 448	92	1,2	0,013528	0,002	+15 %	+ 15 %
1600	Autres grandes cultures	0	32 842	71	1,4	0,019876			
1600		1	1 236	44	2,2	0,050069	0,030	- 38 %	+152 %
2800	Maraîchage	0	5 199	11	3,9	0,347161			
2800		1	929	8	3,2	0,377165	0,030	-25 %	+ 9 %
2900	Horticulture	0	8 023	8	4,0	0,489354			
2900		1	417	13	4,9	0,390587	-0,099	+ 55 %	-20 %
3500	Viticulture	0	66 741	15	1,8	0,119349			
3500		1	3 214	25	3,5	0,140645	0,021	+ 66 %	+ 18 %

3900	Fruits et autres cultures permanentes	0	17 097	14	1,9	0,134414			
3900		1	1 502	24	3,0	0,12539	-0,009	+ 69 %	- 7 %
4500	Bovins lait	0	48 301	79	1,9	0,02382			
4500		1	1 925	86	2,1	0,024379	0,001	+ 9 %	+ 2 %
4600	Bovins viande	0	58 073	64	1,2	0,018252			
4600		1	1 457	97	1,4	0,014445	-0,004	+ 51 %	-21 %
4700	Bovins lait et viande combinés	0	10 625	101	1,9	0,01928			
4700		1	168	94	2,0	0,021691	0,002	- 6 %	+ 12 %
4813	Ovins et caprins, autres herbivores	0	29 372	44	1,1	0,025212			
4813		1	1 164	72	1,7	0,024216	-0,001	+ 66 %	- 4 %
4840	Herbivores mixte	0	25 175	19	1,0	0,050518			
4840		1	506	53	1,4	0,027187	-0,023	+ 174 %	- 46 %
5100	Porcins	0	6 170	60	2,2	0,036627			
5100		1	107	49	1,8	0,037521	0,001	-19 %	+ 2 %
5200	Volailles	0	14 133	37	1,8	0,048341			
5200		1	676	30	1,5	0,051855	0,004	-19 %	+ 7 %
5374	Granivores mixte	0	8 517	59	1,7	0,02794			
5374		1	278	65	2,0	0,030767	0,003	+ 9 %	+ 10 %
6184	Polyculture, poly-élevage, autres	0	56 665	77	1,5	0,020096			
6184		1	2 926	54	2,2	0,040199	0,020	- 29 %	+ 100 %
9000	Non classées	0	1 839	11	0,8	0,067883			
9000	Non classées	1	15	16	1,2	0,075027			
Total		0	472 009	56	1,5				
Total		1	17 968	53	2,4				

Tableau 16. Différentiel de d'Unité de Travail Annuel/ ha entre AB et AC, pourcentage de SAU moyenne bio par rapport à la SAU moyenne conventionnelle, et pourcentage d'Unité de Travail Annuel/ ha AB/AC (à partir des données Source SSP)

A noter : nous ne tenons pas compte de la catégorie des « non classées », ne sachant pas ce qu'elle représente, et au vu du faible nombre d'exploitations bio.

Ces chiffres permettent de rendre compte que lorsque la superficie moyenne Bio est largement supérieure à la superficie moyenne conventionnelle (supérieure à 50 % : c'est le cas pour les herbivores mixtes, autres grandes cultures, polyculture-poly-élevage-autres, bovins Viande ; *surlignage rouge dans le tableau*), **on a moins d'emplois créés qu'en conventionnel** (ces résultats peuvent d'expliquer par des économies d'échelle : moins d'UTA/ha dans les grandes fermes, et inversement pour les petites fermes) à une exception près, à savoir la viticulture (*surlignage bleu*) : les économies d'échelle peuvent moins se faire, en raison notamment des opérations de désherbage mécanique qui sont gourmandes en temps.

A l'inverse, pour toutes les situations de SAU moyenne AB inférieures à la SAU moyenne AC (*surlignage vert dans le tableau des % SAU moyenne bio / SAU moyenne AC négatives*, à savoir : maraîchage, bovins lait, et autres combinés, autres grandes cultures, poly-cultures-poly-élevages, autres, et porcins, volailles) : c'est **l'AB qui crée plus d'emplois**.

Enfin, lorsque la SAU bio est légèrement supérieure à la SAU conventionnelle (*surlignage jaune % SAU Bio / SAU AC de 9 à 15 %* : OTEX céréales et oléoprotéagineux, bovins lait, et granivores mixte), on a un léger surcroît de main d'œuvre en AB (de 2 à 14 % d'UTA/ ha supplémentaire).

Malgré l'effet taille de l'exploitation, on peut malgré tout noter que dans les 2/3 des OTEX, c'est l'AB qui génère plus d'UTA/ha. Nous avons représenté la relation entre le surplus de SAU en AB et le surplus de main d'œuvre par ha en bio (Figures 21a; et 21b).

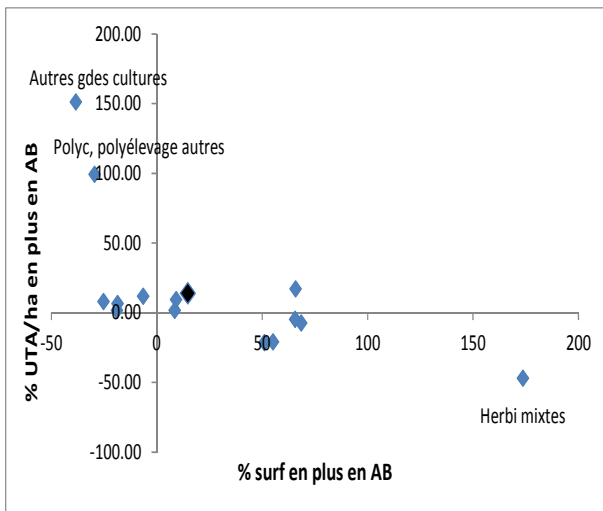


Figure 23a. Relation entre le surplus de SAU (ha) en AB (surface par exploitation) et le surplus de main d'œuvre par ha en AB. 16 Otex, RGA 2010

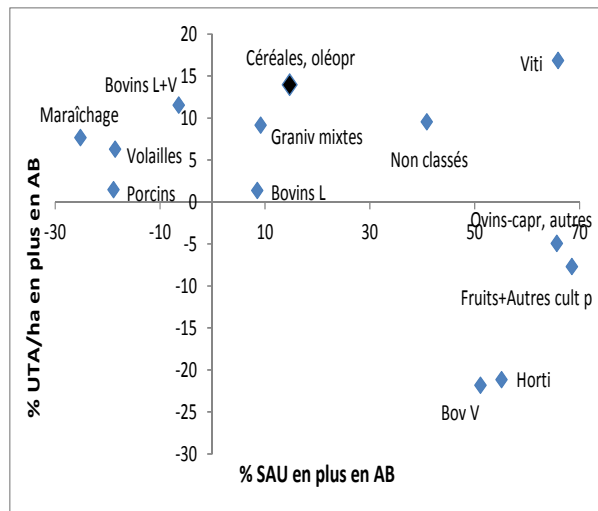


Figure 23b. Relation entre le surplus de SAU (ha) en AB (surface par exploitation) et le surplus de main d'œuvre par ha en AB. 13 Otex, RGA 2010 (les 3 Otex extrêmes ont été supprimées afin d'assurer une meilleure lecture du graphique de la figure 21a)

b) Plus d'exploitations bio pratiquant la diversification (aussi source de supplément d'emploi)

Les exploitations de taille moyenne bio pratiquant la diversification génèrent plus d'UTA par exploitation qu'en conventionnel (2,0 UTA par exploitation contre 1,7), hors effet d'Otex (RGA, Agence Bio, 2010).

Une étude publiée par le SSP (Service Statistique et Prospective du Ministère de l'agriculture) en août 2016 (Massis et Hild, 2016) a mobilisé un traitement statistique plus sophistiqué des données individuelles (croisement des bases de données RA2010, Enquêtes des structures 2013, et Agence Bio) avec la technique de « matching » (appariement paires par paires selon des variables descriptives) pour mesurer l'impact de la bio pour le volume de travail total et celui du travail des salariés, hors famille. Trois ans après la conversion, la quantité de travail totale est significativement plus élevée dans les exploitations converties que dans les exploitations conventionnelles comparables (effet moyen de **0,08 UTA supplémentaire**). Pour tenir compte de l'effet lié à la vente directe, les comparaisons ont été faites aux exploitations conventionnelles la pratiquant également : on retrouve dans ce cas-là aussi un effet significatif positif de la bio sur le volume de travail agricole total, de l'ordre de 0,14 UTA.

Pour l'impact sur le travail salarié, l'effet causal moyen obtenu sur la comparaison ensemble des exploitations converties contre exploitations conventionnelles est de 0,07 UTA, et de 0,14 UTA pour les comparaisons entre les exploitations pratiquant la commercialisation en circuit court.

Ce dernier résultat permet donc d'étayer l'affirmation selon laquelle **la pratique de l'agriculture biologique peut être créatrice d'emplois. D'autre part, il semble que le surplus de travail dû au bio est en grande partie absorbé par les salariés quand il y en a dans l'exploitation.**

2. La création d'emplois à l'échelle des territoires

La question des emplois est difficile à prendre en compte de façon globale : en effet, une conversion massive vers des systèmes bio peut générer des pertes d'emplois dans les industries de fabrication d'engrais minéraux et de pesticides de synthèse. Il est à noter qu'une partie de la R&D des industries de produits phytosanitaires s'oriente vers des produits de biocontrôle, dont un certain nombre est autorisé en bio - mais pas tous - (cf. « organification », évoquée par Rosin et Campbell, 2009).

Concernant l'aval, le fait que les produits bio passent davantage par les circuits courts peut accroître l'emploi dans les exploitations ou les circuits de proximité, mais avoir un effet négatif sur les systèmes agro-industriels (transformation et distribution), qui sont également à l'origine de nombreux emplois, dont certains sont toutefois facilement délocalisables, et peuvent donc échapper au territoire.

A l'inverse, des emplois peuvent être aussi créés, notamment dans des secteurs tels que le tourisme. Une évaluation globale en termes de nombre d'emplois générés par l'AB est donc difficile à construire. Peu d'études abordent cette question. Garambois et Devienne (2010) annoncent cependant que les fermes herbagères, bio ou proches du bio, de l'ouest de la France créent globalement plus d'emplois à l'échelle des territoires, en particulier du fait de la plus forte densité de population agricole.

3. Les chiffrages économiques des différentiels d'emplois

Le différentiel d'emploi identifié en ce qui concerne certaines OTEX, pourrait permettre *a priori* de proposer des hypothèses de bénéfices pour la société, en prenant en compte par exemple le coût d'un chômeur.

Coûts du chômage

L'indemnisation de 2,3 millions de chômeurs par l'UNEDIC coûterait, en coûts complets, un peu plus de 31,5 milliards d'euros. Les 1,3 millions de chômeurs additionnels coûterait près de 10,8 Md€ (allocation chômage complémentaire de l'allocation « revenus d'activité réduite »). Ce premier chiffrage situe donc le coût autour de 42 Md€ annuels. En actualisant ces chiffres et en les adaptant au nouveau régime social (impact du RSA post-chômage), on parvient à un coût du chômage 2015 de 76 Md€ annuels répartis entre 42% pour l'UNEDIC (31,6 Md€), 31% pour la Sécurité Sociale (23,3 Md€) et 27% pour l'Etat et les collectivités locales (20,1 Md€). Certains avancent même le chiffre de 110 milliards si on intègre les coûts sanitaires liés au chômage (Debout, 2015). Si on se limite à la fourchette entre 42 milliards et 76 milliards rapportés aux 3,6 millions de chômeurs, on obtient un coût moyen annuel par chômeur entre **11 000 et 21 000 euros**.

Si l'on propose de rapporter comme auparavant le gain pour la société (moindre chômage) de besoin d'emploi supérieurs à l'hectare de grandes cultures bio, les exploitations en AB de l'OTEX « céréales et oléoprotéagineux » disposant de 0,00176 UTA/ha en plus qu'en AC, et compte tenu du coût d'un chômeur, nous pouvons chiffrer ce gain entre **19 et 37 €/ha**. Cependant, il faut que nous rappelions la vigilance à avoir avec ces chiffres puisqu'on a indiqué précédemment que le facteur SAU avait un poids important dans l'explication du recours plus ou moins important à l'emploi.

Si nous utilisons les chiffres issus des travaux du SSP, que l'on rapporte à la SAU moyenne d'une exploitation en grandes cultures bio (cf. tableau 16), nous obtenons un gain entre **10 et 21 €/ha**.

Par ailleurs, ce chiffre en soi, déconnecté des évaluations des emplois d'amont et d'aval ne veut pas dire grand-chose. Il est indispensable pour instruire la question d'adopter une démarche globale macro-économique pour tenir compte d'éventuelles destructions/créations d'emplois dans d'autres secteurs d'activités. Guyomard et al. (2013) indiquent plusieurs travaux rapportant que l'effet positif sur l'emploi aurait tendance à diminuer avec le temps, au niveau des exploitations agricoles en AB comme des filières de transformation et de distribution (Darnhofer et al., 2005 ; Offermann et Nieberg, 2000).

4. Bien-être au travail et sens du métier

Un certain nombre d'études ont visé à rendre compte de ces aspects qualitatifs. On peut citer les travaux du projet INRA Agribio3 EPAB (Evolution des Performances de l'AB), qui a rendu compte de ces éléments. En effet, malgré des charges de travail plus élevées, paradoxalement, l'intéressement et le sens retrouvé sont souvent évoqués (Dupré et al., 2016). Ce bien-être évoqué peut être également considéré comme

externalité, même si nous n'avons pas d'éléments pour apprécier les effets chiffrés économiquement (impacts sur la santé ?).

Par ailleurs, on peut souligner que les projets d'installations se font en AB bien davantage en pourcentage par rapport au poids actuel représenté par l'AB : cette tendance illustre également un sens accordé au métier d'agriculteur en AB, notamment parmi les nouveaux-entrants en agriculture.

5. Une solution de repli pour des agriculteurs en difficulté

Au-delà des emplois créés, une forme d'externalité produite par le mode de production bio est également de permettre d'éviter, dans certains cas, l'abandon agricole pour des personnes en difficultés. En effet, pour certains agriculteurs, la conversion à l'agriculture bio constitue une stratégie de « survie », notamment lors de contextes économiques de difficultés dans certaines filières en conventionnel (via la captation d'aides, et de meilleurs prix). Cela a été montré pour des systèmes en fruits et légumes dans le Sud-Est (Navarette et al., 2012), mais également dans le cas de systèmes herbagers économes et autonomes (Garambois et Devienne, 2012) : grâce à un niveau d'investissement et à des besoins en trésorerie moindres, l'adoption de ces systèmes de production herbagers (dont 60 % de bio) a constitué, pour certains agriculteurs initialement moins bien dotés en facteurs de production, une alternative viable à la cessation d'activité.

On pourrait ainsi considérer l'AB comme un potentiel « frein » à l'érosion du nombre d'agriculteurs, favorisant le maintien d'agriculteurs dans les territoires, notamment ceux dits « en difficulté ». La part des exploitations biologiques localisées dans une zone défavorisée est significativement supérieure par rapport à celles en AB (Bichler 2005, et +9% au sein du RICA 2007, Sainte Beuve, 2010) – mais les bio ne représentaient que 2% de l'échantillon (cf. représentativité à l'échelle nationale), et Bichler, (2005).

Par conséquent, il peut être intéressant, lors des comparaisons de rentabilité entre systèmes, de ne pas considérer uniquement les différences de rentabilité entre groupes d'exploitants en activité, mais aussi la capacité de chaque système de production à pérenniser l'activité agricole. On peut ici discuter du coût pour la société de ce maintien (viabilité au moins transitoirement assurée par un plus grand recours aux aides), au regard des bénéfices (notamment par rapport à l'enjeu du maintien de populations en zones rurales et du maintien de services publics corrélés).

D. Bien-être animal : une question éthique

Conformément à la réglementation, l'AB doit inclure des normes élevées en matière de bien-être des animaux. La gestion de la santé animale doit passer par la prévention des maladies. Les normes en matière de bien-être des animaux prévoient notamment des espaces de logement suffisamment grands (avec un accès sur l'extérieur), l'obligation d'aménager des litières de paille, des périodes d'allaitement plus longues (porcs).

Spooler (2007) a analysé le bien être dans des systèmes en AB ; si la santé est correctement maintenue, les systèmes bio ont un avantage sur les systèmes conventionnels. Ruete et al. (2015) indiquent quant à eux que les élevages en AB permettent un meilleur contrôle de l'animal par lui-même, en offrant un choix pour rechercher chaleur/ fraîcheur/ombre etc...

Toutefois, le niveau comparé de maladies sur les animaux bio versus conventionnel peut néanmoins être en défaveur de l'AB dans certains contextes ; par exemple plus de saisies à l'abattoir pour arthrites (Etterlin et al., 2015) sur des porcs à l'engrais en AB avec accès à l'extérieur que conventionnels.

L'appréciation du bien-être des animaux (identification de critères mesurables) reste un exercice difficile.

1. Réglementation des mutilations et impacts financiers

En AB, les mutilations (castration, écornage, coupe de la queue...) ne sont autorisées que sous analgésie ou anesthésie, et elles ne doivent pas être systématiques. Certaines de ces pratiques sont parfois maintenues, comme la castration, qui se justifie par la nécessité d'avoir des cycles d'engraissement plus longs (bœuf, porcs...) et une qualité du produit attendue par les consommateurs.

En élevage porcin, à l'inverse du conventionnel, les coupes des queues et de dents de porcelets sont rarissimes (elles sont autorisées sous dérogation à condition d'être dûment motivées). Si la coupe de la queue est pratiquée plus de sept jours après la naissance, une anesthésie complétée par une analgésie prolongée doit être réalisée par un vétérinaire.

En conventionnel, dans le cadre d'une intensification des pratiques, des mutilations systématiques sont effectuées. En bio, un gain de temps ponctuel s'observe du fait de la non-mutilation, mais ces types d'élevage moins intensifs nécessitent *in fine* plus de temps de travail (Salaün, 2008).

En ce qui concerne l'abattage, si les principes généraux de l'AB précisent que toute souffrance doit être réduite au minimum pendant toute la **durée de vie de l'animal, y compris lors de l'abattage, cette considération ne se décline en aucune règle d'application contrôlable et concrète.**

2. Prévention et coûts induits

Dans le cadre du bien-être animal, et de la prévention des maladies, des conditions de logement, d'alimentation et de soin des animaux sont définies en AB.

Toutes ces mesures (surface de logement minimum, pâturage, accès au plein-air, croissance plus lente limitant les problèmes musculo-squelettiques des volailles...), visant à renforcer le bien-être animal, engendrent des coûts supplémentaires et une plus faible productivité (par animal, par m² de bâtiment...).

La mise en œuvre de certaines mesures peut s'avérer très difficile, financièrement, pour de petites exploitations : c'est par exemple le cas pour la suppression de l'attache des bovins en zone de montagne, qui nécessite une révision complète des bâtiments existants.

L'amélioration du bien-être des animaux permise par les pratiques de l'AB dépend des types d'élevage. En élevage bovins lait et bovins viande, le projet CedABio (2009-2012) n'a pas mis en évidence, sur les critères de bien-être retenus (propreté des animaux, état d'engraissement, boiteries, blessures) de différences significatives entre les modes bio et conventionnel. En élevage porcin, le projet européen Core Organic (PRO-Pig) a permis de travailler sur les mesures pour améliorer la santé et le bien-être animal en bio.

3. Le plein air : de nombreux bénéfices, même s'il peut y avoir potentiellement quelques externalités négatives

Certaines pratiques favorables au bien-être telles que le plein-air peuvent générer potentiellement des risques d'impacts négatifs : un parasitisme (notamment digestif) plus important et des risques de prédation plus élevés (exposition aux corbeaux, renards, chiens errants... sans même parler de la problématique spécifique du loup). Néanmoins, l'accès à des surfaces de pâturage présente de nombreux intérêts pour les animaux, leur permettant d'exprimer leurs comportements naturels, dont celui du choix alimentaire dans les pâturages diversifiés, en particulier celui du prélèvement de végétaux présentant un intérêt avéré pour la maîtrise du parasitisme (plantes à tannins par exemple, Hoste et al., 2015).

En conclusion, des interrogations relatives aux droits des animaux surgissent, à la frontière entre nature et culture, en lien avec la morale, la religion, la justice. Nous assistons à la fin d'un certain humanisme, héritier de l'anthropocentrisme chrétien, et à l'émergence d'un nouvel universalisme moral et politique, ambitionnant d'incorporer l'ensemble des êtres vivants (Hérault, 2016).

Une meilleure prise en compte de ces questions de bien-être animal est au cœur du Règlement de l'AB. Cette question du bien-être animal génère pour la société une réflexion sur ses responsabilités vis-à-vis des animaux : les surcoûts de pratiques liées au bien-être animal ne doivent-ils être supportés que par les seuls consommateurs, ou bien aussi par les contribuables dans leur ensemble via des incitations publiques en leur faveur ? Et/ou faut-il travailler à la proposition de normes pour faire évoluer les pratiques générales d'élevage (mais aussi d'abattage) ?

E. Des externalités transversales

1. Les externalités règlementaires

En ce qui concerne les externalités dites « règlementaires » (organisation de la législation, des contrôles, etc.) liées à l'usage des pesticides chimiques indiquées par Bourguet et Guillemaud (2016), et représentant un montant d'environ 14 € par ha en grandes cultures, il faut souligner que nous n'avons pas comptabilisé « en regard » des coûts règlementaires spécifiques à l'AB (révision du cahier des charges, encadrement des intrants utilisables en AB). Les contrôles du cahier des charges sont des coûts internalisés par les producteurs (certaines Régions les ont prises à leur charge dans le cadre de soutiens spécifiques).

Au-delà du strictement règlementaire, il faudrait mettre en regard les différentiels de coûts des dispositifs dits d'accompagnement entre AC et AB. En effet, la gestion de la diversification des productions, et de l'autonomie vis-à-vis des intrants requiert des apprentissages variés qui représentent un « coût cognitif » important (mais qui permet à terme de renforcer l'autonomie décisionnelle et les capacités d'adaptation des agriculteurs). Ces coûts peuvent être diminués via le collectif à travers la construction de réseaux d'apprentissage et d'échange de pratiques, mais doivent néanmoins être pris en compte.

2. Un bénéfice de l'AB : l'externalité d'informations

Enfin, nous pouvons également considérer une externalité supplémentaire que les économistes appellent les « externalités d'informations ». En tant que forme d'agriculture qui réussit à se passer des pesticides chimiques de synthèse, des engrais azotés minéraux et des OGM, et à limiter le recours aux antibiotiques, **l'AB peut produire des externalités positives d'informations** : elle procure des références et des données pour l'analyse et la conception d'autres pratiques économes en intrants.

Cette externalité de connaissances, d'apprentissages, de savoir-faire, est souvent peu prise en compte, alors qu'elle est très importante, et qu'elle dépasse de loin le petit pourcentage du secteur de l'AB. Wheeler (2010) indique que le bénéfice peut-être le plus important de l'AB est de faire évoluer les systèmes conventionnels vers des pratiques plus respectueuses de l'environnement, et vers plus d'agro-écologie.

F. Conclusion sur l'évaluation des performances socio-économiques

Cette section sur les performances socio-économiques montre que la plupart des références ou travaux cités abordent la question de la quantification, mais sans proposer de chiffrages économiques. En effet, nous avons vu qu'il était difficile d'assortir des évaluations économiques à des impacts plutôt qualitatifs (proximité consommateurs/producteurs, notion de qualité de vie, de bien-être animal ...).

On peut affecter un bénéfice de moindre chômage au différentiel d'emplois créés par l'AB, et le rapporter à l'hectare, pour avoir un ordre de grandeur du bénéfice, mais il faudrait disposer d'une vision d'ensemble de **l'évolution des emplois en cas de développement conséquent de l'AB à l'échelle de la nation.**

Les effets de l'AB sur le lien social ou les paysages sont réels, mais leur évaluation est délicate. En particulier, elle dépend de l'intérêt des citoyens pour les liens ou les paysages ainsi créés, or les préférences des citoyens pour ces effets sont *a priori* très hétérogènes.

VI. Aux croisements des différentes externalités

On peut souligner une montée en puissance des initiatives visant à mieux rendre compte des externalités produites en agriculture, et des potentialités qu'offre l'AB. On peut citer un travail récent de chiffrages des bénéfices de passage à l'AB à l'échelle large des Balkans (Znaor et Landau, 2014). En juin 2016, un rapport du groupe d'experts d'IPES (International Panel of Experts on Sustainable Food Systems) présente des chiffrages des externalités négatives produites par les systèmes agro-industriels, et les bénéfices issus des systèmes agro-écologiques diversifiés. Les auteurs mentionnent que l'AB est souvent mobilisée pour les références en agro-écologie, mais ils soulignent que l'existence de formes d'AB « agro-industrielles » fait que la comparaison systèmes agro-écologiques *versus* « agro-industriels », n'est pas tout à fait synonyme de la comparaison bio *versus* non-bio.

Toutes ces initiatives n'ont pas pour objectif de mener un « procès à charge contre » le conventionnel, et nous avons insisté sur la diversité interne des modèles que l'on nomme « conventionnel » et « bio ». Cependant, inévitablement, la mesure des « bénéfices » de l'AB s'appuie, en partie, sur ses externalités négatives moindres que celles de l'AC.

A. Tableau récapitulatif

Nous proposons ci-dessous un récapitulatif des différentes externalités environnementales et liées à la santé. Le Tableau 17 synthétise les différentiels d'externalités AB/AC (à la fois effets et chiffrages) :

- catégories de **moindres impacts négatifs** (liés à la non-utilisation des pesticides de synthèse, des engrais minéraux azotés et des OGM, ainsi qu'au moindre recours aux antibiotiques et aux additifs alimentaires en lien avec le cahier des charges), ainsi que les **surcroits d'externalités positives** liées à la mise en œuvre de pratiques non spécifiques à l'AB mais qui se retrouvent en moyenne et en général davantage présentes qu'en AC (une plus grande diversification des productions, des rotations plus longues, davantage de matière organique dans les sols, un plus grand recours à la régulation biologique...) ; mais aussi **des différentiels d'externalités en défaveur de l'AB** (notamment liés aux plus faibles rendements).

- les quelques chiffrages économiques issus de la littérature que nous avons pu trouver. L'étude a tenté l'exercice de rapporter les différents coûts évités et bénéfices escomptés identifiés dans la littérature (produits parfois dans différents contextes, et à différentes époques) à l'hectare de grandes cultures françaises.

Ce tableau, qui souligne les **nombreux bénéfices de l'AB, et les points pour lesquels il subsiste des discussions** (les unités fonctionnelles auxquelles on rapporte l'évaluation, notamment) **permet de visualiser qu'il manque encore de nombreux chiffrages économiques (moindre contribution à l'antibio-résistance, bien-être animal...).**

Éléments bibliographiques des différences d'externalités de l'AB / l'AC – selon les sources consultées-

	Composantes	Types d'externalités	Impacts, services, consommation de ressources	Caractéristiques de l'AB en jeu	Effet	Estimations €/ha/an*
	Transversal	Réglementaire	Dispositifs d'encadrement des pesticides	moins usage pesticides		14
		Informations	Références produites pour l'agro-écologie	cahier des charges		
		Créations d'emplois	A l'échelle exploitation	+ main d'œuvre en général		10 - 37
EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES	Sol	Moindres dégradations des qualités (physiques, chimiques et biologiques) des sols	Dégradation physique	couverture sol +, travail sol -		?
			Acidification	importance type sols		
			Toxification	moins usage pesticides. (Cu)		?
			Eutrophisation	moindres apports de N et P		?
			Dégradation biologique	moins usage pesticides		?
		Plus de services écosystémiques	Stockage de carbone	+ de prairies, + lég./ + travail sol		0 – 23
			Régulation cycle eau (rétention)	+ de matière organique,		?
	Superficie	Ressource	Emprise foncière (changement d'échelle)	rendements plus faibles		?
	Eau	Ressource	Consommation d'eau	moins irrigation		?
		Moindres impacts sur la qualité	Pollution par les pesticides	moins usage pesticides		3- 309**
			Pollution par les nitrates	moins apport de N		17 – 23
	Air	Impacts sur qualité	Pollutions particules, ammoniac	?		?
		Emissions de GES	Bilan émissions de GES	Plus faible émission GES/ha GES /kg + variable		?
	Energie fossile	Conso pour la production	Bilan consommation d'énergie (ACV)	Plus faible conso énergie/ha énergie /kg + variable		?
		Conso en aval	Déchets, emballages, gaspillages	?		?
	Phosphore	Conso ressource	Moins consommation			?
	Biodiversité	Moindres externalités négatives	Mortalité faune (oiseaux, poissons...) due aux pesticides	moins pollution pesticides		78
			Impacts nitrates sur faune aquatique	moins pollution N		?
			OGM : réduction nb variétés cultivées	Ref. biblio USA		?
		Plus de services écosystémiques	Service de pollinisation accru	pas ou peu de pesticides		?
Régulation biologique des ravageurs +			pas ou peu de pesticides		10 - 21	
SANTE HUMAINE	Impacts négatifs des intrants	Pas ou peu de pesticides	Toxicité aigüe des pesticides	pas ou peu de pesticides		4
			Toxicité chronique dont cancers	Hyp. 0,5-1% cancers liés aux pesticides***, dt 20% de décès		141 ***
			Souffrance des familles/ maladies			?
		Engrais azotés	Toxicité des composés azotés NOx, et N ₂ O, NH ₃ , précurseurs de particules	? / place de l'élevage dans les exploitations		?
		Médic. vétérinaires	Développement de l'antibio-résistance	moins usage des antibiotiques		?
		Additifs	Risques d'allergies	47 additifs en AB / 300 en AC		?
	Nutrition	Qualité sanitaire	Contaminations microbiologiques, mycotoxines, métaux lourds, polluants			
		Apports	+ de certains composés bénéfiques	oméga3, anti-oxydants		?
		Régime alimentaire	Corrélation avec mode de vie + sain			?
	BIEN-ETRE ANIMAL	Santé Conditions de vie Gestion douleur	Intégrité de l'animal	- mutilations, et pratiquées sous antalgie		
Surfaces accessibles aux animaux			En plein air : risques accrus de prédation			?
			Pâturage : +/- parasitisme	Cahier des charges et ses conséquences		?
			Chargements faibles. Dilution parasitisme			?
			+ d'espace/ animal ds bâtiment, accès ext.			?
TOTAL						???

* par ha de grandes cultures France ; ** de 8 à 23 €/ha hors AAC, et de 49 à 309/ha sur AAC ; *** à partir des dires d'un médecin cité (B&G)



Effet positif de l'AB



Effet positif de l'AB, mais pas systématique



L'AB peut avoir des effets négatifs



Effet négatif de l'AB

Externalités positives

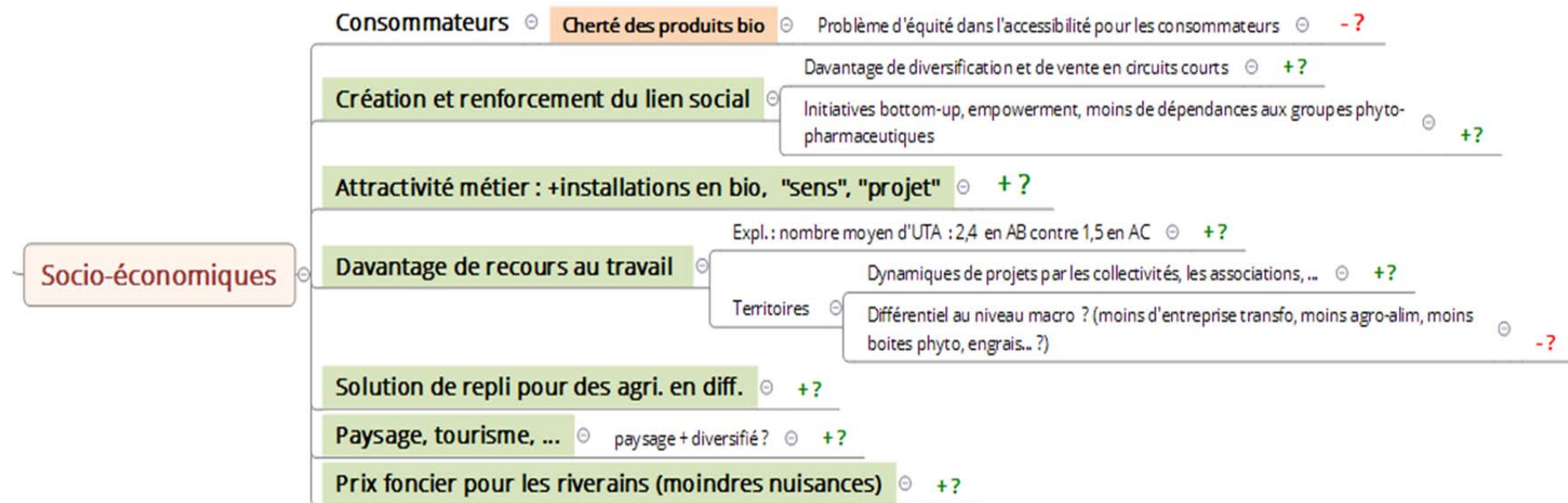
Moindres Externalités

Consommation de ressources

A noter :

- 1) Il existe des coûts supplémentaires que l'on peut facilement chiffrer : Coût certification et contrôles en ferme et filière, Déplacement ruchers en zone « low pesticides »...
- 2) à la différence de Bourguet & Guillemaud, nous n'avons pas tenu compte des coûts d'assurance par les applicateurs de pesticides puisque le coût est internalisé dans les charges de l'exploitation qui fait appel au prestataire. Nous n'avons pas non plus tenu compte des dégâts de récoltes liés à des problèmes d'usages des pesticides (ex. brûlages du végétal...) pour les mêmes raisons de coûts internalisés dans l'élaboration du rendement (efficience de l'utilisation des intrants).

Figure 24. Les impacts socio-économiques de l'AB



En ce qui concerne les moindres externalités négatives liées à la non-utilisation des pesticides, l'AB les réduit fortement, néanmoins les difficultés de quantification sont réelles : nous sommes confrontés à des dynamiques d'accumulation des substances dans l'environnement, et donc à des effets cumulatifs, qui rendent les évaluations particulièrement complexes, que ce soit pour l'environnement (effets croisés des agents polluants au sein d'un « compartiment », mais également entre « compartiments » -exemple flux de pollution air/eau), ou pour la santé (expositions alimentaires multiples, et nombreuses voies d'expositions).

A ce titre, nous pouvons signaler que l'ANSES vient d'être saisie pour redéfinir les valeurs toxicologiques de référence (VTR), afin de concevoir une valeur seuil totale d'apport en résidus de pesticides via l'alimentation pour en finir avec les VTR individuelles.

De même l'AB comportant une faible utilisation des antibiotiques dans l'élevage, **réduit les risques du développement de bactéries résistantes aux antibiotiques. La quantification et le chiffrage économique de ce différentiel d'externalités négative demeure difficiles à préciser.**

Pour les externalités positives environnementales, **les comparaisons AB/AC indiquent de nombreux résultats en tendance, en faveur de l'AB** même si on peut trouver des exemples de systèmes bio qui dérogent à la « moyenne », et a contrario des exemples de systèmes en AC diversifiée, et « bas-intrants » qui peuvent rendre des niveaux de services importants.

On mesure la difficulté de définir ce qui est « en moyenne » supérieur en AB. Aussi, il est particulièrement important de bien veiller à **la qualité des évaluations comparées AB/AC** de façon à ne pas avoir des biais de sélection. Pour autant, le fait de se passer d'intrants de synthèse, avec des impacts identifiés sur la biodiversité, rend les systèmes en bio de fait plus dépendants de l'écosystème et de ses services liées à la faune auxiliaire et pollinisateurs.

Pour certains **services (émissions de GES, Bilan ACV, ...), des débats demeurent concernant l'unité fonctionnelle (hectare, ou quantité produite)** selon laquelle rapporter l'évaluation. En lien avec les moindres rendements en AB, on peut citer aussi la problématique liée à l'utilisation accrue de terres agricoles (voire de déforestation). Néanmoins, pour traiter cette question à l'échelle globale, il faudrait prendre en compte d'autres thématiques, telles que l'évolution des régimes alimentaires (notamment place des protéines animales), la réduction du gaspillage, ainsi que l'utilisation des terres agricoles à des fins de cultures autres qu'alimentaires (dont énergétiques).

D'un point de vue socio-économique, en ce qui concerne la création d'emploi de l'AB, **le surplus de travail en bio est en grande partie absorbé par les salariés** quand il y en a dans l'exploitation. Par ailleurs, ces questions d'emploi doivent nécessairement passer par une évaluation qui dépasse l'échelle de l'exploitation pour englober l'ensemble des emplois créés/ détruits en amont et en aval au niveau territorial voire national.

Enfin, une externalité positive souvent négligée, et pourtant très importante, est **l'externalité d'informations** que procure l'AB, bien au-delà du seul poids du secteur qu'elle représente. L'AB, procure des références pour la conception de modes de production économes en intrants. Cela rejoint la notion de « **prototype** » de l'AB pour le développement d'une agriculture durable (Hervieu, 2000).

En ce qui concerne le chiffrage économique des bénéfiques, il est beaucoup plus difficile de les valoriser que d'estimer des coûts (Pearce, Chevassus-au-Louis, 2009).

Par ailleurs, Froger et al. (2012) soulignent que les **travaux sur l'évaluation des services sont avant tout destinés à sensibiliser et mobiliser sur ces questions, plutôt que donner des chiffrages économiques précis et indiscutables.**

B. La rémunération des externalités

Au-delà des valeurs économiques accordées aux différentes externalités, un autre point est ensuite celui de la **rémunération des externalités**. En ce qui concerne le volet environnemental, les **Paielements pour Services Environnementaux (PSE)** se sont développés, mais il n'existe pas de définition juridique des PSE en Droit français (Labat, 2014).

Tout d'abord, il faut que soit déterminé dans quelle mesure un service (pour lequel on a pu fixer des valeurs) donne droit à rétribution et qui peut bénéficier de celle-ci. Terrasson (2002) indique que ceci relève d'une part d'une forme de consensus social et **d'autre part de sa traduction légale**. Une collectivité publique peut être l'intermédiaire entre des producteurs et un ensemble de **bénéficiaires**, mais deux difficultés se présentent : i) **la définition du niveau optimal de l'offre** et ii) **celle de l'échelle des prix payés au « producteur »**.

Un atelier international dans le cadre d'un projet PERMIX a récemment fait le point (Juin 2014) sur la question des PSE. Karsenky et al., (2014) soulignent qu'il s'agit bien de poser la question en termes **d'adoption d'un usage particulier des terres en contrepartie d'une rémunération, et non pas d'«achat» d'un service écosystémique**. Pour A. Langlais, l'entretien d'une certaine ambiguïté sémantique, qui tend à confondre moyens (pratiques humaines) et résultats (en matière de maintien ou restauration de services écosystémiques), entrave l'opérationnalité juridique de l'instrument. En particulier, si l'objet porte sur un ou des services non évaluables, le contrat pourrait par exemple être considéré juridiquement comme nul. Or, des incertitudes scientifiques demeurent dans les relations de cause à effet entre des pratiques agricoles et leurs niveaux d'impacts écologiques. C'est pourquoi les PSE se basent le plus souvent sur des « *proxies* » (généralement un certain usage des terres), plus que sur des résultats mesurés en termes de quantité/qualité de services écosystémiques obtenues (même si ces derniers restent dans l'absolu l'objectif ultime des PSE).

Les PSE sont susceptibles de prendre des formes très variées, et mobilisent des acteurs multiples comme les Etats, les collectivités locales, les propriétaires privés, les associations,... Les Mesures Agri Environnementales (MAE) sont une forme de PSE. En octobre 2016, le Cabinet Oreade Breche a publié une étude sur les PSE et la PAC, qui conforte nos conclusions sur la difficulté d'établir les montants de rémunérations de pratiques sur la base des valeurs attribuées aux services. En effet, ils indiquent que des incertitudes demeurent, et qu'elles « sont liées en particulier à la complexité et au manque de données concernant les impacts des pratiques agricoles sur les services écosystémiques, ainsi qu'à l'interdépendance des services écosystémiques entre eux. **Ces incertitudes constituent actuellement un frein, mais (...) l'évaluation économique [peut être mobilisée] à des fins d'orientations politiques**, pour prioriser les actions à mettre en œuvre dans le cadre des MAE » (Duval et al., 2016).

Cependant, l'étude souligne les marges de manœuvre (intégration de coûts d'opportunité, de dépassements de plafonds, ...), qui permettraient, sans pour autant passer par des calculs à partir des chiffrages économiques des externalités, d'aller au-delà des calculs basés sur les différentiels de coûts. Pour rappel, au regard du droit de l'OMC, les versements doivent être limités aux « *coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public* », mais des procédures dérogatoires existent en lien avec la protection de l'environnement.

De toutes façons, les montants attribués sont davantage les issues de **compromis et arbitrages politiques** en fonction de jeux d'acteurs, puisqu'une même mesure de soutien à l'AB aboutit à des niveaux de montants très différents au sein des pays de l'Union Européenne (UE), or les seules différences de coûts de production, ou de revenus, ne permettent pas d'expliquer ces différences. On peut rappeler ici par exemple que jusqu'à 2005, la France était le seul pays de l'UE à ne pas avoir

mis en place de mesure « Maintien en Agriculture Biologique » (seule la MAE « Conversion à l'AB » était retenue).

VII. Discussion : Lacunes de connaissances, et questions méthodologiques complexes

Nous avons mis en évidence des lacunes de connaissances, et des questions méthodologiques complexes, ne nous permettant pas d'aboutir complètement à la quantification et au chiffrage des externalités et performances de l'AB, sur tous les volets environnemental, santé, socio-économiques, et d'un point de vue global. Nous tenons donc à souligner les points suivants qu'ils nous sembleraient importants à développer pour une évaluation plus précise.

1. Une nécessaire amélioration des connaissances des systèmes bio

a) *Mutualisation de données, et mise en place d'un Observatoire des pratiques*

Des initiatives ont été menées depuis quelques années en vue d'améliorer les connaissances des systèmes en bio et leurs performances plurielles : dans le cadre du Conseil Scientifique de l'AB, Meynard et Cresson (2011) ont établi huit priorités. En 2013, lors du colloque Dinabio INRA-ITAB, il avait été indiqué que « les connaissances étaient parcellaires ou dispersées, sans véritable généricité, en particulier pour le volet économique, où les bases de données mobilisées étaient souvent incomplètes ». Une des difficultés du RICA est de ne proposer qu'un faible échantillon de fermes en AB compte tenu du souci lié à la représentativité des systèmes, la bio ne pesant que peu encore (5% en moyenne française, Agence Bio, 2016). Un tel échantillon est insuffisant pour analyser les performances comparatives des fermes en AB. Pour ne pas achopper à nouveau sur ce problème, il pourrait être intéressant d'envisager de dépasser la « représentativité bio » en **allant au-delà de son poids statistique** dans la base du RICA : il s'agirait de rajouter des enregistrements pour un nombre d'exploitations bio suffisant pour permettre des comparaisons de structures et de performances. Notons cependant la difficulté inhérente à ce type de comparaison bio/conventionnel puisque la structuration de l'activité des fermes en AB est souvent basée sur la diversification des productions, ce qui pose un double défi : 1/ comparer des fermes conventionnelles essentiellement positionnées dans des OTEX spécialisées alors que les fermes AB seront plutôt positionnées dans des OTEX « mixtes » (polyculture élevage par exemple) et 2/ l'analyse de systèmes de production diversifiés (mixité des productions) rencontre des limites méthodologiques pour lesquels il serait bon de soutenir des projets de recherche proposant des voies d'analyse et de valorisation originaux.

Par ailleurs, il nous semble qu'il serait globalement judicieux d'accroître les **recoupements de bases de données** entre les **données exhaustives bio détenues par l'Agence Bio et des bases de données détenues par d'autres structures telles que la MSA, le SSP, l'ODR**, etc. Ces recoupements (notamment via les numéros SIRET ou SIREN), seraient une manière efficace de produire des données concernant les fermes en AB à l'échelle nationale. Il nous semble que dans d'autres pays les données statistiques produites en ce qui concerne la bio sont plus accessibles (cf. revenus des producteurs bio autrichiens, riche base de données aux Etats-Unis, USDA). L'inter-opérabilité des données nous paraît importante à optimiser, comme pour l'agriculture en général, mais de façon sans doute accrue, au vu du petit nombre d'exploitations bio, souvent « disséminées » dans différents Réseaux d'acquisition de références (DEPHY, DIAG AGRO, fermes expérimentales bio des lycées techniques, des domaines expérimentaux bio de l'INRA, ou des divers Réseaux de Recherche-Expérimentations...).

En outre, il y aurait lieu d'améliorer les dispositifs d'observation et d'acquisition de références avec des critères permettant de renforcer l'analyse des pratiques, et les choix des agriculteurs. Cela

pourrait être sous la forme d'un **Observatoire des pratiques**, de façon à rendre compte de gradients d'écologisation au sein des différents systèmes de production et de mettre en évidence et d'explicitier la diversité **des niveaux de services écosystémiques produits**.

Comme le rappellent Allaire et Bellon (2014), la diversité de l'AB a été abordée à différentes échelles, dans différentes dimensions. D'autre part, la diversité des identités professionnelles et des démarches d'installation ou de conversion a été recensée depuis une dizaine d'années (Bellon et Lamine, 2009). Des typologies ont été aussi orientées par des problématiques spécifiques, comme la préservation de la qualité de la ressource en eau (Gratecap et al., 2013 ; Petit, 2013). Cependant, à notre connaissance, bien que le modèle « Bio » semble être un des modèles candidats « naturels » de l'agro-écologie parce qu'il tend à exacerber les processus agro-écologiques, **des typologies permettant de rendre compte des niveaux de services rendus** n'ont pas encore été produites.

Par ailleurs, il nous semble nécessaire de procéder à des **évaluations multi-critères sur temps long** (analyse de la variabilité des résultats, et de leur stabilisation dans le temps), ce qui peut présenter une difficulté avec les dispositifs existants en particulier en termes de financement (il s'agirait de privilégier des **dispositifs sur au moins 6 ans** comme les projets DEPHY EXPE).

b) La question des moindres rendements des systèmes bio

Comme nous l'avons vu, les résultats des bilans carbone et émissions de GES rapportés aux kilogrammes produits sont potentiellement défavorables à l'AB par rapport aux quantités produites (même si ce n'est pas systématique, voir résultats Benoit et al., 2015, et résultats du projet Casdar Agneaux Bio). Il nous semble important d'approfondir les questions **d'évolution des rendements**. Certaines publications présentent le résultat d'une baisse de rendements pendant la conversion suivie d'une augmentation, puis d'une stabilisation (notion de système à l'équilibre) (Mac Rae, 1990). Nous manquons de données françaises sur la question.

En outre, une récente étude (Hossard, et al. 2015) indique des comparaisons de rendements en maïs et blé bio bas intrants/conventionnels. Ces résultats, qui rejoignent des travaux conduits en arboriculture (Simon et al., 2011), posent la question **des termes de la référence**. Doit-on comparer l'AB systématiquement au conventionnel ? A des systèmes diminuant le recours aux intrants par rapport au conventionnel, et dont les différentiels de rendements avec l'AB sont inférieurs ?

2. Le changement d'échelle de l'AB et les possibles redéfinitions des performances

Ce volet nous semble particulièrement important pour l'évaluation : il s'agit d'identifier et d'analyser les processus écologiques, biologiques et géochimiques (concrétisés par des flux de matières et d'énergie) qui régissent la multi-performance des agro-écosystèmes bio, en intégrant la question de l'extension des systèmes bio qui pose la question des interactions et de la coexistence des systèmes de production. Pour analyser ces questions, différents outils peuvent être proposés : à la fois des études et des recherches, mais aussi des exercices de prospective.

Les références dont on dispose sur les **performances de l'AB, mais aussi en termes d'externalités, ont été acquises dans un contexte où l'AB représente une faible part de la Surface Agricole Utile (SAU)**. Or il paraît assez clair que ces performances et externalités peuvent être fortement influencées par la part relative de la SAU occupée par l'AB. Nous en donnons ci-dessous quelques volets.

a) La capacité de régulation des bio-agresseurs (maladies, ravageurs)

Il est souvent considéré que la régulation des bio-agresseurs est influencée par les pratiques de protection phytosanitaire chimique des agriculteurs conventionnels voisins des parcelles en AB. Toutefois, il n'est pas clair si cette influence est positive (contrôle des bio-agresseurs par des pesticides conventionnels par phénomène de dérive, de limitation des inoculum, etc.) ou négative (perturbation des niveaux trophiques, prédateurs ou parasites des bio-agresseurs). Récemment les travaux en France de Gosme et al (2012) ont montré des effets des systèmes AB sur les régulations biologiques dans des parcelles en AC proches, révélant ainsi des externalités positives des systèmes AB sur les systèmes AC.

D'autres projets traitent de cette question difficile : on peut citer le dispositif atelier du Centre d'études biologiques de Chizé (CEBC-CNRS-Université de La Rochelle) qui combine Recherche et Développement sur une zone « grandeur nature », avec des mailles de 1 km² comportant des taux d'AB différents (Projet BIOSERV, au sein du Méta-programme INRA ECOSERV). Un autre projet (BIOSPAS) a démarré dans le programme interne INRA « AGRIBIO4 » (concernant les recherches dédiées à l'AB) : il vise à améliorer les méthodes de contrôle biologique par la prise en compte des contextes écologiques structurel et fonctionnel aux échelles des territoires et du paysage.

Les résultats attendus sont la production de connaissances des processus écologiques en jeu dans les systèmes bio, mais également en interaction avec les systèmes conventionnels, et de l'influence des pratiques agricoles bio sur les processus écologiques et leurs inter-relations.

b) La capacité à approvisionner les exploitations biologiques sans élevage en produits fertilisants conformes au cahier des charges de l'AB

Le développement de l'AB peut entraîner une concurrence accrue pour les produits fertilisants organiques (fumier, engrais divers issus des élevages, conventionnels en particulier) souvent disponibles en quantités limitées dans les territoires. Cela est d'autant plus vrai que le développement des cultures végétales en AB, du fait de leur moindre productivité rapportée à l'hectare, peut éventuellement entraîner une plus faible capacité d'alimentation des élevages et, en retour, une plus faible capacité de production d'effluents pour fertiliser les cultures (Nesme et al., 2016).

c) Le changement d'échelle au niveau-socio-économique

Enfin, comme pour les processus biophysiques, la problématique du changement d'échelle concerne également le volet socio-économique comme l'instruction de la question d'emplois liés à l'AB au niveau « macro-économique » dans des scénarios de conversion massive à l'AB (plus d'emploi au niveau des exploitations, mais quelles répercussions sur d'autres secteurs tels que l'agro-alimentaire, les industriels fabricants d'engrais ou de phytosanitaires... ?), ainsi que des questions liées aux prix des produits biologiques : on a vu que la viabilité des systèmes en AB reposait en partie sur des prix plus élevés permettant de compenser des rendements inférieurs. Avec un développement de l'offre consécutif au changement d'échelle, il est important de se poser la question du maintien de prix plus élevés, et par extension de la viabilité des systèmes bio. Néanmoins, cette question est à traiter en parallèle de celle de la mise en place d'une mesure de soutien de l'AB qui pourrait permettre la mise en marché de produits AB concurrentiels vis-à-vis des produits conventionnels.

Un travail prospectif dont l'objectif serait d'explorer ce que pourrait donner un fort développement de l'AB (en atteignant 30 %, voire 50 % de la SAU) serait important à mener. Il s'agirait de proposer des hypothèses indiquant quels systèmes seraient susceptibles de se développer, et en conséquence, quelles externalités seraient alors davantage produites. Cette partie pourrait être un volet d'un futur scénario « Agrimonde » dédié à la Bio (avec formulation d'hypothèses sur la reconfiguration des régimes alimentaires associés, les diverses « formes possibles de l'AB (hypothèse de la

« conventionnalisation » ; théorie de la bifurcation), mais en essayant de compléter l'analyse des études précédentes (Agrimonde Terra) par un volet plus fourni sur les impacts globaux, en termes environnemental mais aussi socio-économique. Cette approche apparaît incontournable si l'on se propose d'étudier les impacts d'une conversion de l'AB à grande échelle, ce qui pose des questions touchant aux régimes alimentaires (moins de produits animaux), à la consommation d'énergie (via les cultures énergétiques), à l'urbanisation et l'artificialisation des terres, à l'activité des territoires (frein à la spécialisation et retour vers la diversité des productions). Certains travaux, récents et encore fragmentaires car très complexes à conduire, abordent ces questions (Solagro, 2013 ; Schäder et al., 2015).

La question du changement d'échelle de l'AB est transversale : elle est un front de recherche qui concerne à la fois la biologie (en lien avec la régulation des prédateurs via les auxiliaires), la transformation et la distribution des produits (évolution des volumes, activités des territoires), les flux économiques globaux (intrants et produits). Cette question du changement d'échelle englobe les questions cruciales des impacts socio-économiques de l'échelle locale (ferme) à l'échelle nationale, en incluant en particulier le volet emplois sur l'amont et l'aval.

Plus globalement, il nous semble que l'on gagnerait à **inclure plus régulièrement des scénarios bio/hypothèses bio dans les différents travaux de recherche** (par exemple, un scénario « Agrimonde Bio » avec un pourcentage d'agriculture bio à définir ; ou par exemple EFSE-EA Bio (cette expertise qui vise à estimer les services rendus par les écosystèmes n'a pas actuellement de « volet bio »). De tels travaux permettraient, dans la mesure où la connaissance scientifique serait suffisante (Cf supra : interactions entre AB et AC dans le cadre d'un changement d'échelle de l'AB) **d'investir sur les externalités d'informations que l'AB offre, en tant que prototype d'agro-écologie, au-delà du secteur qu'elle représente.**

VIII. Conclusion générale : Quantification et chiffrage des externalités de l'AB

La commande et notre démarche

Dans le cadre d'une hypothèse d'un soutien public à l'AB fondé sur la rémunération de ses externalités, il nous a été confié d'identifier les connaissances scientifiques qui pourraient étayer une telle démarche. Pour se faire, nous avons procédé à une **analyse comparée avec l'agriculture conventionnelle (AC), et nous avons identifié des différentiels d'externalités avec l'AC. Nous avons considéré que les moindres externalités négatives et les surcroits d'externalités positives par rapport à l'AC étaient des bénéfices produits par l'AB** (et inversement, les éventuels surcroits d'externalités négatives ou moindres externalités positives peuvent être des handicaps de l'AB).

A partir de la littérature, nous avons indiqué les différentiels positifs avec des niveaux de robustesse plus ou moins importants (notamment selon le caractère systématique ou au contraire dépendant des conditions, et des pratiques particulières non systématiques en AB). Nous avons signalé aussi les différentiels d'externalités en défaveur de l'AB qui seraient à défalquer (en particulier les questions liées aux moindres rendements de l'AB versus AC).

Nous avons ensuite donné des éléments de littérature indiquant les valeurs économiques attribuées aux externalités, en explicitant les hypothèses de calculs retenues par les auteurs. Etant donné que les niveaux d'approche sont très différents selon les types d'externalités, et selon les méthodologies, nous avons proposé de rapporter les montants à un hectare de grandes cultures en bio, à la fois de façon à pouvoir les comparer entre eux, mais aussi pour tenter d'agrèger les différents bénéfices ; ce faisant, nous avons veillé à ne pas procéder à des doubles comptes, mais nous n'avons pas examiné la pertinence d'attribuer le bénéfice à l'hectare.

A noter que la mise en œuvre d'une telle rémunération supposerait également i) de vérifier la conformité juridique d'une telle mesure par rapport aux règles qui régissent les soutiens publics ; ii) d'envisager les conséquences de s'engager dans la rémunération d'aménités, que d'autres pratiques pourraient revendiquer (hors périmètre de l'étude).

De moindres externalités négatives de l'AB par rapport à l'AC : des chiffrages identifiés

Les bénéfices de l'AB les plus incontestables sont ceux liés notamment aux moindres externalités négatives d'une agriculture qui n'utilise ni pesticides chimiques de synthèse ni engrais azotés minéraux. Ceci conduit à de moindres externalités négatives ou émissions de pollutions. Parmi les dommages liés à ces pollutions, les moins difficiles à évaluer sont ceux liés à la pollution de l'eau (ces dommages pouvant être évalués via des coûts d'évitement et/ou de restauration) et aux intoxications aiguës par les pesticides (ces dommages pouvant être évalués via les dépenses médicales associées).

La difficile quantification des externalités de long terme liées aux expositions chroniques

Les externalités négatives liées à l'utilisation des pesticides chimiques les plus difficiles à mesurer sont, pour les milieux, les impacts sur la biodiversité (chiffrage des pertes de faune et de flore), et pour la santé, celles liées aux effets des expositions chroniques. Pour ce dernier point, de nombreuses études épidémiologiques réalisées auprès de populations du secteur agricole mettent en évidence une relation significative entre les expositions aux pesticides et certaines pathologies chroniques. Ces liens, établis avec des niveaux de preuve inégaux, ont été inventoriés par une expertise collective de l'INSERM (2013). Parmi les pathologies concernées figurent notamment certains types de cancers, de maladies neurologiques, de troubles de la reproduction et du

développement. Des effets sont aussi suspectés pour d'autres pathologies telles que les maladies respiratoires, les troubles immunologiques, les pathologies endocriniennes...

L'AB réduit ces externalités négatives, mais leur évaluation se heurte aux lacunes de **connaissances et des systèmes d'informations disponibles**, comme l'illustre l'ampleur des fourchettes de coûts en matière d'effets sur la santé humaine (point souligné par Bourguet et Guillemaud, 2016). Il est souvent difficile de « tracer » les pollutions par les pesticides et leurs résidus, leurs effets propres et les effets « cocktails » qu'ils peuvent générer, et ce, sur des temps long. Les évaluations des coûts sur la santé humaine sont particulièrement incertains : les effets des expositions chroniques sont mal connus mais potentiellement très dommageables. Le rapport s'est concentré sur les effets immédiats sur les populations exposées, mais des effets sur les générations futures ne peuvent être exclus. De plus, les coûts des pollutions dépendent du lieu où elles sont émises : une même émission polluante peut être plus ou moins dommageable selon qu'elle intervient dans un périmètre de captage d'eau potable, à proximité d'une zone d'habitations, ou dans une zone rurale à faible densité de population.

D'autres effets sur la santé ne sont pas chiffrés. La moindre dépendance des systèmes bio aux antibiotiques constitue également un bénéfice par rapport à la problématique croissante de l'antibiorésistance, et de ses impacts à la fois sur la santé animale et humaine. L'AB limite également, au niveau de la transformation des produits alimentaires, le recours aux additifs, dont certains présentent des effets négatifs, notamment pour des populations déjà sensibles (allergies, asthme).

Ainsi, de façon globale, on peut indiquer, que même si l'évaluation des dommages dus à l'agriculture conventionnelle ne peut être que partielle et très imprécise, ces évaluations sont très utiles pour donner des ordres de grandeur des dommages potentiels des pollutions engendrées, qu'ils soient avérés ou suspectés.

Il est bien sûr évident que les moindres externalités négatives de l'AB par rapport à l'agriculture conventionnelle (AC) ne sont ainsi établies que dans un contexte de normes données. En effet, si les normes actuelles en ce qui concerne l'AC (mais également concernant l'AB) venaient à évoluer, il faudrait réviser en conséquence les différentiels d'externalités AB versus AC.

Les services-externalités positives et leurs articulations

Au-delà des bénéfices liés à la non-utilisation de pesticides chimiques et d'engrais azotés de synthèse, et à une moindre utilisation d'antibiotiques et d'additifs, de nombreuses études ont montré que l'AB produit plus de services éco-systémiques que l'AC qui sont autant de production d'externalités positives. Ces différences de production d'externalités positives entre l'AB et l'AC sont liées aux différences des pratiques mises en œuvre en AB et en AC. Certaines pratiques de production sont plus fréquemment utilisées en AB qu'en AC, non pas parce qu'elles sont inscrites dans le cahier des charges de l'AB mais parce que leur mise en œuvre est une conséquence de ce cahier des charges.

Les différents services (régulation biologique, pollinisation, séquestration du carbone, capacité de filtrage et de rétention en eau) sont en effet très liés aux pratiques, qui ne sont pas homogènes en AB, ni toujours spécifiques de l'AB. Il existe des gradients de pratiques plus ou moins écologisées et « exacerbant » plus ou moins les processus agro-écologiques. En effet, les services rendus par exemple par des rotations bio longues et diversifiées ne seront pas les mêmes que ceux issus des rotations bio courtes et simplifiées. Les statistiques agricoles (RGA 2010) montrent toutefois que les systèmes bio sont en moyenne davantage diversifiés en termes d'espèces cultivées par rapport à l'AC. La diversification des assolements et des successions culturales permet de renforcer la biodiversité fonctionnelle (faune auxiliaire et pollinisateurs), et le fait de se passer d'intrants de synthèse, avec des impacts identifiés sur la biodiversité, rend les systèmes en bio de fait plus dépendants de l'écosystème.

De la même manière, l'expertise collective ayant analysé dix actions en faveur de la réduction des émissions de GES (2013) a mis en avant l'intérêt de pratiques qui sont au cœur même de la

caractérisation des systèmes en bio, dont 1) réduire le recours aux engrais minéraux, 2) valoriser davantage les ressources organiques, et 3) accroître la part des légumineuses. Si le recours aux légumineuses et aux ressources organiques ne sont pas exclusives de l'AB, il n'en demeure pas moins qu'elles y sont centrales.

Il faut souligner que les services sont étroitement liés entre eux. Par exemple, une amélioration de la qualité organique des sols peut être amplifiée par des effets relatifs à la biodiversité. L'imbrication des services et les effets de synergie rendent ainsi difficile leur quantification, et leur évaluation économique en est d'autant plus complexe, voire délicate, avec des risques de doubles comptes notamment.

Enfin, il convient de noter, et c'est important pour tout exercice de comparaison (notamment sur de petits échantillons), qu'il existe des **gradients de pratiques plus ou moins agro-écologiques tant en AB qu'en AC**. Toutefois, dans les comparaisons AB/AC, de **nombreux résultats sont, en tendance, en faveur de l'AB (teneur en matière organique des sols supérieure, biodiversité augmentée,...)**, même s'il existe des systèmes bio qui dérogent à la « moyenne », et a contrario des systèmes en AC diversifiés et « bas-intrants » qui peuvent rendre des niveaux de services élevés. Aussi il est important de mener les évaluations comparées AB/AC de façon précise afin d'éviter les biais de sélection.

Certains différentiels d'externalités en défaveur de l'AB en lien avec ses rendements moindres

Les moindres rendements en AB qu'en AC soulèvent deux types de questions qui sont associées. D'une part, le passage de l'AC à l'AB suppose d'accroître les surfaces dédiées à l'alimentation pour produire une quantité de nourriture donnée. Ceci tend à pénaliser le bilan carbone de l'AB via les changements d'usage des sols. D'autre part, les moindres rendements en AB qu'en AC défavorisent le bilan ACV des produits de l'AB lorsqu'ils ont établis par unité de bien produite et non par unité de surface dédiée à la production. Ce problème existe, mais est à relativiser. Les émissions de GES sont souvent mises en avant dans les bilans car elles sont aisément calculées. Mais elles ne sont qu'une des composantes d'un bilan environnemental. Si la production d'un kilo d'aliment issu de AB a émis plus de GES que celle d'un kilo d'aliment issu de l'AC, la production d'un kilo d'aliment issu de AB a émis moins de pollutions par les pesticides que celle d'un kilo d'aliment issu de l'AC. En outre, les pratiques agricoles ont des effets potentiellement importants sur l'usage des sols, mais elles ne sont pas les seules : la question de l'usage de sols nécessite un examen global incluant notamment les usages non alimentaires des produits agricoles et le gaspillage alimentaire.

La valorisation économique des externalités positives

Comme le soulignent de nombreux chercheurs, l'évaluation économique des bénéfiques est beaucoup plus difficile que celle des coûts (Pearce, 1998 ; Chevassus-au-Louis, 2009). Par ailleurs, Froger et al. (2012) soulignent que les travaux visant à affecter des valeurs aux services sont avant tout destinés à sensibiliser et mobiliser sur ces questions, plutôt qu'à donner des montants précis.

Certains proposent des estimations à l'échelle macro-économique (par exemple estimation du service de pollinisation à l'échelle mondiale), ce qui pose alors la question d'une déclinaison et d'une affectation à l'échelle locale et de façon spécifique selon les agro-écosystèmes, et selon la façon dont ils sont gérés. D'autres méthodes proposent au contraire des méthodes « bottom-up » (par exemple mesure de la prédation par la faune auxiliaire à l'échelle parcellaire), mais la question d'une extrapolation de ces effets à une échelle plus large se pose, notamment dans le cas de la régulation biologique pour laquelle on sait que les structures du paysage et, plus encore, les infrastructures écologiques et les espaces semi-naturels, jouent un rôle primordial.

L'AB peut aussi contribuer à améliorer la diversité des paysages, notamment du fait de la diversification des productions en lien avec le souci de favoriser les régulations biologiques. Cet effet sur les paysages peut être favorable à des activités économiques telles que le tourisme ; c'est une

externalité positive, mais la diversité des goûts pour les paysages implique une subjectivité dans l'évaluation.

En ce qui concerne les valorisations économiques des services, il est à noter que nous n'avons trouvé que très peu de travaux explicitant des montants spécifiques à l'AB.

Les chiffrages économiques des différentiels d'externalités Ab/AC

Les éléments les plus faciles à chiffrer sont les évaluations des moindres pollutions liées aux pesticides de synthèse. Parmi les principaux éléments, nous pouvons retenir les suivants :

- Les évaluations des coûts de moindres pollutions de l'eau donnent des montants variant de 20 à 46 €/ha en zone de grandes cultures (hors zones de captage). En zones de captage, les enjeux sont autres, et les montants ont été estimés entre 49 et 309 €/ha (les zones de captage représentent selon les modes de calculs des périmètres, entre 6 et 22% de la SAU française).
- Les estimations concernant les impacts des pesticides sur la faune (avec des hypothèses quant à la valeur accordée à la vie d'oiseaux, de poissons), à partir de la revue de Bourguet et Guillemaud (situation aux Etats-Unis dans les années 1990) donnent un montant de 43 à 78 €/ha, mais les auteurs précisent que ces montants ne sont pas extrapolables à la situation française de nos jours.
- Pour la valeur du service de pollinisation dans son ensemble, certains auteurs proposent des estimations mondiales. Nous les avons arbitrairement « affectés » à un hectare de grandes cultures françaises (entre 3,5 et 48 €/ha), ce qui est un exercice théorique (faibles dépendances à la pollinisation des grandes cultures). Pour obtenir le bénéfice de l'AB par rapport à l'AC, il faudrait calculer un ratio d'affectation de la sur-mortalité des abeilles aux pesticides pour lequel nous n'avons pas encore d'éléments (imbrication des facteurs).
- Pour les emplois à l'échelle de l'exploitation, si l'on rapporte les différentiels d'emplois au coût moyen d'un chômeur pour la société, les montants estimés varient de 10 à 37 €/ha. Au-delà des exploitations, il faudrait étudier l'ensemble des emplois créés/détruits par un changement d'échelle (développement de l'AB).
- Quant aux impacts des pesticides sur la santé, si des rapports (INSERM 2013, ANSES 2016) soulignent les associations positives entre les expositions professionnelles et un certain nombre de maladies, il est plus difficile d'en établir un chiffrage économique. Les éléments de la littérature nous permettent d'indiquer des estimations qui sont les plus élevées parmi les diverses externalités étudiées, mais les incertitudes sont également les plus importantes concernant les hypothèses retenues (pourcentage de cancers imputables aux pesticides, et pour d'autres maladies, choix méthodologique d'utilisation de la VVS,...) pour proposer de retenir des montants. Nous pouvons néanmoins souligner le fait que de nombreux travaux se développent sur la question, et que des liens de causalité ont été établis. Ainsi, la maladie de Parkinson et le Lymphome malin Non Hodgkinien (LNH) sont désormais reconnues maladies professionnelles en lien à l'exposition aux pesticides (en 2012 et 2015 respectivement).

Pour les performances sociales et socio-économiques, les impacts sont de multiples ordres, et à diverses échelles. Ces dimensions socio-économiques sont essentielles : emplois, proximités entre consommateurs et producteurs, implication des citoyens-consommateurs dans les circuits économiques, mais également liens sociaux, apprentissages, qualités de vie.

A l'échelle des exploitations, l'AB permet de créer des emplois (0,07 UTA, toutes OTEX confondues selon une récente étude du SSP). Toutefois, il faudrait pouvoir compléter ces estimations avec une évaluation dépassant l'échelle de l'exploitation pour englober l'ensemble des emplois créés ou détruits en amont et en aval, au niveau territorial voire national.

D'autre part, certaines formes d'AB renforcent le lien social via des initiatives locales qui ne lui sont pas spécifiques, mais pour lesquelles l'AB est souvent mobilisée. En effet, l'AB joue un rôle

fédérateur et stimulant dans de nombreux projets de développement local qui intègrent des perspectives plus larges, telles que l'éducation à l'alimentation, la restauration collective, la souveraineté alimentaire des territoires, l'équité sociale, l'insertion de travailleurs handicapés...

La caractérisation des performances socio-économiques recouvre ainsi certains champs pour lesquels les approches sont essentiellement qualitatives, impossibles à chiffrer économiquement. Plus globalement, la question des bénéfices de l'AB inclut des **questions éthiques**, avec en particulier la prise en compte du bien-être animal, mais aussi des considérations en termes de **responsabilités intergénérationnelles**.

Enfin, une externalité positive souvent négligée, et pourtant très importante, est l'**externalité d'information** que fournit l'AB, bien au-delà du seul poids du secteur qu'elle représente. L'AB fournit en effet des références et des données pour l'analyse et la conception d'un ensemble de pratiques ou de systèmes économes en intrants. Cela rejoint sa fonction de « prototype » de l'AB pour le développement d'une agriculture durable (Riquois, 1997 ; Hervieu, 2000).

Si, sur certaines questions (celle des emplois par exemple) l'acquisition de données complémentaires permettrait de mieux chiffrer l'externalité, pour d'autres les problèmes méthodologiques apparaissent plus difficiles à surmonter. L'étude met aussi en évidence le poids de certains paramètres, notamment la VVS dès lors que des décès sont en jeu : si cette valeur a un sens lorsqu'il s'agit d'effort que la collectivité est prête à consentir pour réduire un risque de décès, une interprétation hâtive peut l'assimiler à un coût réel pour la société.

Certains auteurs considèrent que l'utilité de ces **évaluations monétaires réside davantage dans la sensibilisation de la société qu'elles permettent, que dans la production de chiffreages économiques précis**.

Le soutien à l'AB

Articulation entre des prix supérieurs liés et des Paiements pour Services Environnementaux (PSE)

La certification des produits de l'AB vise à induire, via des prix de vente supérieurs aux prix des produits de l'AC, une rémunération des efforts consentis par les producteurs en AB contribuant à la protection de l'environnement du fait de leur respect du cahier des charges. Cependant, les **prix plus élevés ne sont pas garantis** : la rémunération peut être limitée par la demande de produits bio, le nombre d'acheteurs trop faible et/ou le consentement à payer insuffisant des acteurs. A contrario, une forte demande de produits bio tend à accroître la rémunération des efforts des agriculteurs, mais tend à exclure les acheteurs moins fortunés. Dans l'articulation entre prix plus élevés et rémunération du type PSE se joue la question d'une plus grande accessibilité aux produits bio dans un souci d'équité d'accès.

Ne financer la protection de l'environnement que *via* l'achat de biens alimentaires produits dans le respect de l'environnement conduit généralement à une protection de l'environnement insuffisante, et ce pour deux raisons. D'une part, la demande de biens alimentaires est limitée : un consommateur n'achètera pas plus d'aliments qu'il n'en a besoin même s'il souhaiterait financer davantage la protection de l'environnement. D'autre part, un résultat classique de l'économie publique montre que les mécanismes de contribution volontaire (dont les marchés de biens labellisés en vertu de leur mode de production respectueux de l'environnement sont un exemple), lèvent des fonds insuffisants pour la production des services à caractère public qu'ils sont censés financer. Dès lors, si les acheteurs de produits issus de l'AB contribuent volontairement au financement de la protection de l'environnement en achetant plus cher des biens produits dans le respect de l'environnement, ce financement doit généralement être complété pour atteindre un niveau de protection de l'environnement satisfaisant. Décider de subventionner l'AB et/ou de financer d'autres mesures est une question de politique publique, mais cela tend à montrer **qu'une subvention à l'AB complétant la rémunération via le marché est justifiée**.

Etant données les difficultés méthodologiques de chiffreages économiques des services rendus par l'AB, il nous semble plus prudent de proposer **de fonder le montant d'une rémunération à partir de**

calculs de compensation des revenus, tout en ayant une justification reposant sur les bénéfices de l'AB.

A l'issue de cette étude, pour l'ensemble de ces volets, nous insistons sur l'urgence de renforcer des travaux à l'échelle européenne, voire au-delà : il s'agit de renforcer les partenariats sur les questions relatives à l'AB (effets propres de l'AB,...). **Les travaux à poursuivre ou à engager sur la thématique de la quantification et du chiffrage des externalités de l'AB sont conséquents**, et ne pourront produire de résultats opérationnels à court terme, mais ils serviront, au-delà de l'AB, à la définition de systèmes agricoles et agri-alimentaires plus durables. Le cadre d'analyse doit être large du point de vue des échelles spatiale et temporelle, multidisciplinaire, et doit aborder la question des transitions et du **changement d'échelle de l'AB**, en termes d'extension des surfaces et de développement des systèmes agro-écologiques avec des niveaux de services à optimiser.

It should also be recognized, that the production and selection of knowledge is also related with power.

(Flyvbjerg 1998)

Références bibliographiques

- ADEME 2012, Emissions agricoles de particules dans l'air. Etat des lieux et leviers d'actions. Plan particules
- AFFSA 2003 Évaluation nutritionnelle et sanitaire des aliments issus de l'agriculture biologique.
- AFFSA, 2006. Évaluation des risques liés à la présence de mycotoxines dans les chaînes alimentaires humaine et animale
- Agence de l'eau Artois Picardie, Bilan sur la présence de pesticides dans les rivières et les nappes du bassin Artois-Picardie, période 2007 à 2012
- Agence de l'eau Seine Normandie, 2014, 50 ans d'effort au service de la qualité de l'eau
- AGRESTE, 2012, Des agriculteurs bio diplômés, jeunes et tournés vers les circuits courts, n° 284, juin 2012
- AGRESTE, 2014, Enquêtes pratiques culturelles 2011, Principaux résultats, Les Dossiers, n° 21, Juillet 2014
- AGRICAN 2014, Enquête Agriculture & Cancer, Résultats Novembre 2014, 32 p.
- ANSES, 2010, Exposition de la population générale aux résidus de pesticides en France, Rapport scientifique.
- ANSES, 2014, Suivi des ventes de médicaments vétérinaires contenant des antibiotiques en France en 2014
- ANSES, 2016, Expositions professionnelles aux pesticides en agriculture, Rapport d'expertise collective
- Ascherio A, Chen H., Weiskopf M., O'Reilly E., McCullough M., Calle E, Schwarzschild M., Thun M., 2006, Pesticide exposure and risk for Parkinson's disease, *Annals of Neurology*, 2006;60;197-203
- Alfoeldi T., Fliessbach A., Geier U., Kilcher L., Niggli U., Pfiffner L., Stolze M. Willer H. 2002. *Organic agriculture and the environment*, chapter 2. In "Organic agriculture, environment and food security" Nadia El-Hage Scialabba and Caroline Hattam eds, FAO, Environment and Natural Resources Service, Sustainable Development Department.
- Alaphilippe A., Simon S., Brun L., Hayer F., Gaillard G. 2013. Life cycle analysis reveals higher agroecological benefits of organic and low-input apple production. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (3), 581-592
- Allaire G., Bellon S, 2014, L'AB en 3D : diversité, dynamique et dessein de l'agriculture biologique, in Les exploitations agricoles et leur trajectoire d'évolution, un objet fédérateur pour les agronomes et les économistes, *Revue AE&S* vol.4, n°1, 11
- Allaire G., Cahuzac E., Maigné E., Poméon T., 2016, Dynamiques spatiales dans le développement de l'agriculture biologique : entre cohérences territoriales et logiques de marché, *Innovations Agronomiques* 51, 2016, pp. 29-40
- Altieri M.A., Koohafkan P., 2008, Enduring Farms: Climate Change, Smallholders and Traditional Farming Communities
- Amchova, P., Kotolova, H., Ruda-Kucerova, J., 2015. Health safety issues of synthetic food colorants. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 73, 914-922.
- Anglade J., G. Billen G., Garnier J., Makridis T., Puech T., Tittel C., 2015, Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed, *Agricultural Systems*. 139:82-92.
- Anglade J, Medina M.R., Billen G., Garnier J., 2016, Organic market gardening around the Paris agglomeration: agro-environmental performance and capacity to meet urban requirements, *Environmental Science and Pollution Research*
- ANSES, 2014, *Evaluation des risques d'émergence d'antibio-résistances liées aux modes d'utilisation des antibiotiques en santé animale* »
- Anzalone G. and Purseigle F., 2014, Délégation d'activités et sous-traitance : au service de la transmission de l'exploitation et d'un patrimoine, in : P. Gassel, J.-P. Choisis, S. Petit et F. Purseigle, *L'agriculture en famille: travailler, réinventer, transmettre*, EDP Science, 327-338
- Aubert C., 2010, Stocker du carbone dans le sol, un enjeu majeur, *Revue ECORev'*

- Aurier P., Fort F., Siriex L., 2005, "Exploring Terroir Product Meanings for the Consumer", *Anthropologie of Food*, 4(5).
- Axon, A., May, F.E.B., Gaughan, L.E., Williams, F.M., Blain, P.G., Wright, M.C., 2012. Tartrazine and sunset yellow are xenoestrogens in a new screening assay to identify modulators of human oestrogen receptor transcriptional activity. *Toxicology* 298, 40–51.
- Aznar O., Perrier-Cornet P., Les services environnementaux dans les espaces ruraux Une approche par l'économie des services. In: *Économie rurale*. N°273-274, 2003. La multifonctionnalité de l'activité agricole. pp. 153-168.
- Bai et al., 2008. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management* 24, 223-234.
- Baines, J., Cunningham, J., Leemhuis, C., Hambridge, T., Mackerras, D., 2011. Risk Assessment to Underpin Food Regulatory Decisions: An Example of Public Health Nutritional Epidemiology. *Nutrients* 3, 164–185.
- Baldy, I., 2012; Effets neurologiques des pesticides en lien avec les expositions agricoles, Colloque ARET 2012
- Baldi, I., Cordier S., Coumoul, X., Elbaz A., Gamet-Payrastre, L., Lebailly, P., Multigner, L., Rahmani, R., Spinosi, J., Van Maele-Fabry, G., 2013, Pesticides : Effets sur la santé, une expertise collective de l'Inserm. *Ed. INSERM*
- Baranski M., Srednicka-Tober D., Volakakis N., Seal C., Sanderson R., Stewart G.B., Benbrook C., Bruno Biavati B., Markellou E., Giotis C., Gromadzka-Ostrowska J., Rembiałkowska E., Skwarło-Sonta K., Tahvonon R., Janovska D., Niggli U., Nicot P., Leifert C., Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses, *British Journal of Nutrition*, 112, 794-811
- Barraqué B., Viavattene C., 2009, Eau des Villes et Eau des Champs, Vers des accords coopératifs entre services publics et agriculteurs ? In *La gestion de l'eau en France*, *Economie Rurale* 310, Mars-avril 2009, p. 5-21
- Barbier V., 2011, Nitrates et pesticides dans l'eau à destination de la consommation humaine, *Les dossiers de l'Environnement Poitou-Charente*.
- Bamière L., De Cara S., Pardon L., Pellerin S., Samson E., Dupraz P., 2014, Les coûts de transaction privés sont-ils un obstacle à l'adoption de mesures techniques d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole ? *Notes et Etudes Socio-Economiques*, (2014), n° 38, 53-71.
- Barnosky A.D., Hadly E.A., Bascompte J., Berlow E.L., Brown J.H., Fortelius M., Getz W.M., Harte J., Hastings A., Marquet P.A., Martinez N.D., Mooers A., Roopnarine P., Vermeij G., Williams J.W., Gillespie R., Kitzes J., Marshall C., Matzke N., Mindell D.P., Revilla E., Smith A.B., 2012. Approaching a state shift in Earth biosphere. *Nature*, 486, p. 52-58
- Bateman, B., Warner, J.O., Hutchinson, E., Dean, T., Rowlandson, P., Gant, C., Grundy, J., Fitzgerald, C., Stevenson, J., 2004. The effects of a double blind, placebo controlled, artificial food colourings and benzoate preservative challenge on hyperactivity in a general population sample of preschool children. *Arch Dis Child* 89, 506–511.
- Baudry J., Méjean C., Allès B., Péneau S., Touvier M., Hercberg S., Lairon D., Galan P., Kesse-Guyot E., 2015, Contribution of Organic Food to the Diet in a Large Sample of French Adults (the NutriNet-Santé Cohort Study), *Nutrients*, 2015, 7(10), 8615-8632
- Baumol W.J., Oates, W.E., 1988, *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge University Press, 299p.
- Beckert M., Y. Dessaux, C. Charlier, H. Darmency, C. Richard, I. Savini, A. Tibi (éditeurs), 2011. *Les variétés végétales tolérantes aux herbicides. Effets agronomiques, environnementaux, socio-économiques*. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, CNRS-INRA (France), 84 p.
- Bellanger M., Demeinex M., Grandjean P., Zoeller R.T., Trasande L., 2015, Neurobehavioral Deficits, Diseases, and Associated Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union, *J Clin Endocrinol Metab*, April 2015, 100(4):1256–1266
- Bellon S., Penvern S., 2014 Eds, *Organic Farming, Prototype for Sustainable Agricultures*, Springer
- Bellora, C. Bureau J.C., 2013, The indirect trade and virtual land effects of a greener EU agriculture, Working Paper.

- Bengtsson J, Ahnstrom J & Weibull AC, 2005, The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, pp. 261-269.
- Benoit M., Tchamitchian M., Servane Penvern S., Savini I., Bellon S., 2015, Le Bio peut- il nourrir le monde ? Les 9es journées de recherches en sciences sociales INRA-SFER-CIRAD, 10-11 décembre 2015, Nancy
- Benoit, M., Garnier, J., Anglade, J., Billen, G., 2014. Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 100, 285-299.
- Beyou W., 2014, Comment évaluer les services rendus ? État des lieux des réflexions, *Rencontres scientifiques et techniques territoriales*, 27 novembre 2014.
- Bichler, B., Lippert, C., Haring, A., and Dabbert, S., 2005. The determinants of the spatial distribution of organic farming in germany. *Berichte uber Landwirtschaft*, 83(1).
- Bidault F., 2013, Bilan expérimentation 2007-2012, lycée viticole de Davayé, Vinipôle Sud Bourgogne
- Bishop C. A., Mahony N. A., Struger J., Ng P., Pettit K. E., 1999, Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992). *Environ. Monitor. Assess.*, 59, 21-43.
- Blaeij, A. de, V. Linderhof, J. Vader, C. Koopmans and P. Rietveld, 2013, Natuur in kostenbatenanalyses; Op zoek naar evenwicht. Den Haag: LEI, onderdeel van Wageningen UR, (LEI-rapport / onderzoeksveld Regionale Economie & Ruimtegebruik 2013-019) - ISBN 9789086156399 - 91 p.
- Blanchart E., Cabidoche Y.M., Gautronneau Y., Moreau R. 2005. Les aspects spatiaux et environnementaux de l'agriculture biologique. In: FRANÇOIS M., MOREAUX R., SYLVANDER B. (coord.). Agriculture biologique en Martinique : quelles perspectives de développement ? IRD (Ed), 325-379
- Blanken LJ, van Langevelde F, van Dooremalen C. 2015 Interaction between Varroa destructor and imidacloprid reduces flight capacity of honeybees. *Proc. R. Soc. B* 282: 20151738.
- Borron S., 2006, Building resilience for an unpredictable future: how organic agriculture can help farmers to adapt to climate change, FAO.
- Bouchard MF, Bellinger DC, Wright RO, Weisskopf MG., 2010, Attention-deficit/hyperactivity disorder and urinary metabolites of organophosphate pesticides. *Pediatrics*. 2010; 125: e1270-e1277
- Bouleau G., Pont D., 2014. Les conditions de référence de la Directive Cadre Européenne sur l'eau face à la dynamique des hydrosystèmes et des usages. *Natures Sciences Sociétés*, EDP Sciences, 22 (1), p. 3 -14
- Bourguet D., Guillemaud T., The hidden and external costs of pesticide use, Ed E. Lichtfouse, *Sustainable Agriculture Reviews*, 19. Springer, 120 p.
- Bui, S., 2015. Pour une approche territoriale des transitions écologiques. Analyse de la transition vers l'agroécologie dans la Biovallée. AgroParisTech, Paris
- Bureau J.C., Fontagné L., Jean S., 2015, L'agriculture française à l'heure des choix, *Les Notes du Conseil d'Analyse Economique*, n° 27, déc. 2015
- Butault J, Delame N, Jacquet I, Rio P, Zardet G, Dedryver CA, et al. 2010. La réduction des pesticides : enjeux, modalités et conséquences. Colloque SFER Lyon 11-12, 12p
- Cahurel J.Y., Decouchant T., Nouaïm R., Chaussod R., Cottureau P., Gaviglio C., Demarez M., Penavayre S., 2016, Viticulture, la preuve par 3. Viticulture conventionnelle, raisonnée et biologique, 11 années de résultats : une analyse objective et comparative à travers différents indicateurs (agronomiques, environnementaux, œnologiques et économiques), IFV-SICAREX.
- Calvet R., Barruiso E., Bedos C., Benoit P., Charnay M.P., Coquet Y., 2005, Les pesticides dans les sols, conséquences agronomiques et environnementales. *Eds France Agricole*
- Camargo, J. A., Alonso, A., & Salamanca, A., 2005, Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58(9), 1255-1267
- Capitaine M., David C., Freycenon R., 2009, Evaluation et amélioration de la durabilité de l'agriculture biologique: éléments de débats. *Innovations Agronomiques (2009) 4*, 209-215
- CGDD, 2011, Études & documents n° 52, sept. 2011, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable. Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau

- CGDD, 2015a Etudes & documents, n° 126, juin 2015, Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux : la variabilité des valeurs monétaires, Actes du séminaire du 10 décembre 2014
- CGDD, 2015b. Etudes & documents n° 136, décembre 2015. Les pollutions par les engrais azotés et les produits phytosanitaires : coûts et solutions. 30 p.
- Chanel O., Vergnaud J-C., 2005. Combien valent les décès évités par la prévention ? *Revue Economique*, vol. 55, pp. 989-1008
- Chappell M.J., LaValle L.A., Food security and biodiversity: can we have both? An agroecological analysis, February 2011, Volume 28, Issue 1, pp 3-26
- Chardon H., Brugere H., 2014, Usages en élevage des antibiotiques, Cahiers sécurité sanitaire, santé animale, CIV
- Chenu C., Baugé 2016, Sols et carbone: Stocker du carbone, enrichir les sols en matière organique. Le projet 4 pour mille, Présentation 26/02/2016, AG Association BASE.
- Chevassus-au-Louis B., Salles J.M., Bielsa S., Richard D., Martin G., Pujol J.L., 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Contribution à la décision publique, Rapport au Premier Ministre, 378 p.
- Ciardi, C., Jenny, M., Tschoner, A., Ueberall, F., Patsch, J., Pedrini, M., Ebenbichler, C., Fuchs, D., 2012. Food additives such as sodium sulphite, sodium benzoate and curcumin inhibit leptin release in lipopolysaccharide-treated murine adipocytes in vitro. *Br. J. Nutr.* 107, 826–833.
- Colas-Belcour F., Renoult R., Vallance M., 2016, Rapport CGAER n° 14061 Synthèse Eau et Agriculture Tome 2 : Aspects qualitatifs.
- COMIFER, 2011 ; Calcul de la fertilisation azotée, groupe azote, avril 2011
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Naeem S., Limburg K., Paruelo J., O'Neill R.V., Raskin R., Sutton P., van den Belt. M., 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature* 387:253-260
- Costanza, R, de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R.K.. 2014, Changes in the global value of ecosystem services, *Global Environmental Change* 26, 152–158
- Coll P., 2011, Qualité des sols viticoles en Languedoc Roussillon. Effets des pratiques agricoles. Thèse INRA
- Costello S, Cockburn M, Bronstein J, Zhang X, Ritz B., Parkinson's disease and residential exposure to maneb and paraquat from agricultural applications in the central valley of California., 2009, *Am J Epidemiol.* Apr 15; 169(8):919-26.
- Crowder D.W., Northfield T.D., Strand M.R., Snyder W.E. 2010. Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature*, 466 (7302), 109-123
- Darnhofer I. 2005. Organic farming and rural development: Some evidence from Austria. *Sociologia Ruralis*, 45 (4), 308-323
- Debout M., 2015, Le traumatisme du chômage, Ed de l'Atelier, 96 p.
- Demeneix B., 2014, Losing our minds. How environmental pollution impairs human intelligence and mental health, Oxford Series in Behavioral Neuroendocrinology Series Editors Ball G.F., Balthazart J., and Nelson R.J.
- Desclaux D., Chiffolleau Y., Nolot J.M., 2009, Pluralité des agricultures biologiques : Enjeux pour la construction des marchés, le choix des variétés et les schémas d'amélioration des plantes, *Carrefours de l'Innovation Agronomique*, 4, pp. 297-306.
- Delfosse V., Dendele B., Huet T., Grimaldi M., Boulahtouf A., Gerbal-Chaloin S., Beucher B., Roecklin D., Muller C., Rahmani R., Cavailles V., Daujat-Chavanieu M., Vivat V., Pascussi J.M., Balaguer P., Bourguet W. 2015, Synergistic activation of human pregnane X receptor by binary cocktails of pharmaceutical and environmental compounds, *Nature communications*
- De Pertuis C., Juvet P.A., 2013, Le capital vert, Une nouvelle perspective de croissance, *Ed Odile Jacob*
- Deverre C., Lamine C., 2010, Les systèmes agroalimentaires alternatifs. Une revue de travaux anglophones en sciences sociales. *Economie Rurale*, n° 317

- Devilliers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L., Soulas G., 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Librairie Lavoisier.
- Dobbs R., Sawers C., Thompson F., Manyika J., Woetzel J., Child P., McKenna S., Spatharou A., 2014, Overcoming obesity; an initial economic analysis – discussion paper, Mc Kinsey Global Institute
- Doussan I., 2008, « La multifonctionnalité agricole : lieu de conflits entre le droit de l'environnement et le droit de la concurrence », in La multifonctionnalité de l'agriculture. Une dialectique entre marché et identité, Groupe Polanyi, éd. QUAE, 2008, 349 p.
- Duru M., Therond O., 2015, Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change* 15, pp. 1651-1665
- Duval L., Binet T., Dupraz P., Leplay S., Etrillard C., Pech M., Deniel E., Laustriat M., 2016. Paiements pour services environnementaux et méthodes d'évaluation économique. Enseignements pour les mesures agro-environnementales de la politique agricole commune. Etude réalisée pour le ministère en charge de l'agriculture. Rapport final.
- Dupré L., Lamine, C., Navarrete M., 2016. Short food supply chains, long working days: the paradox between work overload and professional satisfaction in French diversified organic market gardening, *Sociologia Ruralis*
- ECDC & EMA, 2009. The bacterial challenge: Time to react.
- Ecophyto, 2016. Note de suivi 2015. Tendances du recours aux produits phytopharmaceutiques de 2009 à 2014. 36 p.
- Eisinger-Watzl M., Wittig F., Heuer T., Hoffmann I., 2015, Customers Purchasing Organic Food - Do They Live Healthier? Results of the German National Nutrition Survey II, *European Journal of Nutrition & Food Safety*, ISSN: 2347-5641, Vol.: 5, Issue 1 (January-March)
- Engel SM, Wetmur J, Chen J, Zhu C., Barr D.B., Canfiels R.L., Wolff M.S., 2011, Prenatal exposure to organophosphates, paraoxonase 1, and cognitive development in childhood *Environmental Health Perspective* ; 119:1182–1188.
- ESVAC, European Surveillance of Veterinary Antimicrobial Consumption, 2014, Sales of veterinary antimicrobial agents in 26 EU/EEA countries in 2013
- Etterlin P.E., Morrison D.A., Österberg J., Ytrehus B., Heldmer E., Ekman S., 2015, Osteochondrosis, but not lameness, is more frequent among free-range pigs than confined herd-mates, *Acta Vet Scand.* 2015; 57: 63.
- Femenia F, Letort E. How to significantly reduce pesticide use? An empirical evaluation of the impacts of pesticide taxation associated with a change in cropping practice. *Ecological Economics* 2016; 125: 27-37.
- Fleury P. (coord.) 2011, AB et environnement : des enjeux convergents, Réseau Mixte Technologique Développement de l'Agriculture Biologique (RMT DévAB)
- Fleury P., Cresson C., Vincent A., 2016, Agriculture biologique et développement local, *Innovations Agronomiques* 51, 77-88
- Fleury P., Chazoule C., Peigné J., 2011, Ruptures et transversalités entre agriculture biologique et agriculture de conservation, *Economie Rurale*, SFER.
- Flyvbjerg, B., 1998. Rationality and power - democracy in practice. University of Chicago Press, USA.
- Fournier A., 2013, L'acceptabilité des risques bactériologiques dans les hôpitaux au regard de la contrainte financière et de la T2A, Mémoire de l'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique.
- FranceAgriMer, 2015. Les prix payés aux producteurs en agriculture biologique. Les synthèses de FranceAgriMer 2015, Vol 23, 8 p.
- Freeman, M., 2006. Reconsidering the effects of monosodium glutamate: a literature review. *J Am Acad Nurse Pract* 18, 482–486.
- Froger G., Méral P., Le Coq J.F., Aznar O., Boisvert V., Caron A., Antona M., 2012, Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux, Dossier : Émergence et mise en politique des services environnementaux et écosystémiques, Vol. 12, numéro 3.

- Froger, G. Maizière P.A., 2013, Les paiements pour services environnementaux permettent-ils de réduire la vulnérabilité des populations locales dans les pays du Sud ? in Bresson M., Géronimi V., Pottier N. (dir.), *Vulnérabilité : questions de recherche en sciences sociales*, Presses universitaires Fribourg, collection Res socialis.
- Gabriel D., Tschardt T. 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118 (1/4), 43-48
- Garambois N., Devienne S., 2012, Les systèmes herbagers économes du Bocage vendéen : une alternative pour un développement agricole durable ? *Innovations Agronomiques* 22 (2012), 117-134
- Gallai N., Salles J-M., Settele J., Vaissière B., 2008, Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline *Ecological Economics* 68. pp 810-821.
- Gallai N., Salles JM, Carré G, Vaissière B, 2010, Monetary valuation of the pollination service provided to European Agriculture by insects. *Atlas of Biodiversity Rise*. Chapter 8, pp. 190-193.
- Garibaldi L.A., 2016 Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms, *Science*, Jan 2016, Vol. 351, Issue 6271, pp. 388-391
- Gattinger A., Adrian Muller A., Haeni M., Skinner C., Fliessbach A., Buchmann N., Mäder P., Stolze M., Smith P., El-Hage Scialabba N., Niggli U., 2012, Enhanced top soil carbon stocks under organic farming, *Proceedings of the national academy of science of USA*, vol. 109 no. 44, 6p.
- Gomiero T, Pimentel D., Paoletti MG, 2011, Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews, Plant Sciences* 30:95-124.
- Gosme M., De Villemandy M., Bazot M., Jeuffroy M.-H., 2012. Local and neighbourhood effects of organic and conventional wheat management on aphids, weeds, and foliar diseases. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 161, 121–129
- Goulet F., Le Velly R., 2013, Comment vendre un bien incertain ? Activités de détachement et d'attachement d'une firme d'agrofourmure. *Sociologie du travail*, vol. 55, n°3, p. 369-386.
- Goulet F., Vinck D., 2012, L'innovation par retrait. Contribution à une sociologie du détachement, *Revue française de sociologie*, 2012/2 (Vol. 53)
- Graillot, V., N. Takakura, L. L. Hegarat, V. Fessard, M. Audebert and J. P. Cravedi, 2012, Genotoxicity of pesticide mixtures present in the diet of the French population. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 53: 173-184
- Guichard L., Benoit M., Bonicelli G., Delorme R., Faloya R., Ruelle B., 2005, EsCo Pesticides, agriculture, environnement, Chap. 2, Connaissance de l'utilisation des pesticides
- Guillou M., Guyomard G., Huygue C., Peyraud J.L., 2013, Le projet agro-écologique : vers des agricultures doublement performantes pour concilier compétitivité et respect de l'environnement. Propositions pour le Ministre.
- Guthman J., 2004, The Trouble with 'Organic Lite' in California: a Rejoinder to the 'Conventionalisation' Debate. *Sociologia Ruralis* 44 (3):301-316.
- Guyomard H. (sous la direction de), 2013, Vers des agricultures à hautes performances. Volume 1. Analyse des performances de l'agriculture biologique. Inra. 368 pages.
- Guyomard H., 2006, Soutien, fonctions non marchandes, et multifonctionnalité de l'agriculture, Chapitre d'ouvrage in Les soutiens à l'agriculture, théorie, histoire, mesure, coord. JP Butaud, *Ed Quae*, p 69-84
- Hayden KM, Norton MC, Darcey D, Ostbye T, Zandi PP, Breitner JC, Welsh-Bohmer KA, 2010, Occupational exposure to pesticides increases the risk of incident AD: the Cache County study. *Neurology* 74(19), 1524-30.
- Heap, I., 2014, The International Survey of Herbicide Resistant Weeds, *Pest Management Science* Special Issue: Global Herbicide Resistance Challenge, Volume 70, Issue 9, pages 1306–1315, September 2014
- Henry M., Beguin M., Requier F., Rollin O., Odoux J.-F., Aupinel P., Aptel J., Tchamitchian S., Decourtye A., 2012, A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science* 336, 348–350

- Hernandez M., Mondon M., Olar M., Louvel J., Ben Abdallah S., Mondor S., 2011, Étude sur la faisabilité de l'évaluation monétaire des externalités agricoles et de leur rémunération, Rapport Eco-Ressources Consultants, Québec
- Hervieu B., (Préface) in Bellon, S., Gautronneau, Y., Riba, G., Savini, I., Sylvander, B., Hervieu, B. (Préfacier) 2000, L'agriculture biologique et l'INRA : vers un programme de recherche. *INRA Mensuel* (sup 104), 1-25.
- Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice F & Evans AD, 2005), Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122:113-130.
- Hossard, L., Archer, D. W., Bertrand, M., Colnenne-David, C., Debaeke, P., Ernfors, M., Jeuffroy, M.-H., Munier-Jolain, N., Nilsson, C., Sanford, G. R., Snapp, S. S., Jensen, E. S., Makowski, D., 2016, A meta-analysis of maize and wheat yields in low-input vs. conventional and organic systems. *Agronomy Journal*, 108 (3), 1-13.
- Hoste H., Torres-Acosta J. F., Sandoval-Castro C. A., Mueller-Harvey I, Sotiraki S, Louvandini H, Thamsborg SM, Terrill TH, 2015, Tannin containing legumes as a model for nutraceuticals against digestive parasites in livestock. *Veterinary Parasitology* 212(1-2), 5-17.
- Inclán D.J., Cerretti P., Gabriel D., Benton T.G., Sait S.M., Kunin W. E., Gillespie M.A.K., Marini L., Organic farming enhances parasitoid diversity at the local and landscape scales, *Journal of Applied Ecology*, Volume 52, Issue 4, pages 1102–1109, August 2015
- INVS 2013, Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement : Tome 1 - Présentation générale de l'étude - Métaux et métalloïdes ; Tome 2 - Polychlorobiphényles (PCB-NDL) / Pesticides.
- Ippolito A., Kattwinkel M., Rasmussen J.J., Schäfer R.B., Fornaroli R., Liess M., 2015: Modeling global distribution of agricultural insecticides in surface waters. *Environmental Pollution*, Volume 198, p 54-60
- IPES-Food, 2016, From uniformity to diversity: a paradigm shift from industrial agriculture to diversified agroecological systems. International Panel of Experts on Sustainable Food systems.
- INSERM 2013, Expertise collective, Pesticides, effets sur la santé, synthèse et recommandations
- James P.C., 1995, Internalizing externalities: granular carbofuran use on rapeseed in Canada. *Ecol Econ* 13:181–184
- Jongeneel R., Polman N., van der Ham C., Costs and benefits associated with the externalities generated by Dutch agriculture, Paper presented at the 14th EAAE Congress in Ljubljana, August 26-29, 2014
- Karsenty, A., T. Sembrès, D. Perrot-Maître, 2009, Paiements pour services environnementaux et pays du Sud. La conservation de la nature rattrapée par le développement ?, communication 3èmes journées de recherches en sciences sociales INRA SFER CIRAD, Montpellier, 9-11 décembre.
- Karsenty A., Guingand A., Langlais A., Polg M.C., 2014, « Comment articuler les Paiements pour Services Environnementaux aux autres instruments politiques et économiques dans les pays du Sud et du Nord ? » Atelier international PESMIX, Montpellier, 11-13 Juin 2014, Synthèse des débats
- Kesse-Guyot E, Péneau S, Méjean C, Szabo de Edelenyi F, Galan P, Hercberg S, Lairon D., 2013, Consumers of organic products in France: first results of the Nutrinet-Santé cohort, *Innovations Agronomiques* 32
- Kjeldsen C., Ingemann J.H., 2009, From the Social to the Economic and Beyond? A Relational Approach to the Historical Development of Danish Organic Food Networks, *Sociologia Ruralis*, Volume 49, Issue 2, pp. 151-171.
- Klein, A.M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunnigham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society* 274, 303–313.
- Korsaeth A. 2008. Relations between nitrogen leaching and food productivity in organic and conventional cropping systems in a long-term field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127 (3-4), 177-188
- Kroon FJ, Kuhnert PM, Henderson BL, Wilkinson SN, Kinsey-Henderson A, Abbott B, Brodie JE, Turner RDR (2012) River loads of suspended solids, nitrogen, phosphorus and herbicides delivered to the Great Barrier Reef lagoon. *Mar Pollut Bull* 65:167–181
- Lal, R. 2006. Managing soils for food security and climate change (Foreword). *J. Crop Impr.* 15: XIX - XXII.

- Lamine C., Bellon S, 2009, Conversion to organic farming; a multidimensional object at the crossroads of agricultural and social sciences. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29: 97-112.
- Lamine C., Egon N., Bui S., 2016, Maintien des valeurs dans la croissance de la bio. Enseignements du projet HealthyGrowth, *Innovations Agronomiques 51*, 2016, 139-150
- Lamine C., 2012. « Changer de système » : une analyse des transitions vers l'agriculture biologique à l'échelle des systèmes agri-alimentaires territoriaux, *Terrains et Travaux*, 20 : 139-156
- Langner-Viviani, F., Chappuis, S., Bergmann, M.M., Ribl, C., 2014. Anaphylaxis to blue dyes. *Rev. Med. Suisse* 10, 876-880
- Lelieveld et al., 2001 Mediterranean intensive oxidant study (MINOS 2001) Editor(s): N. Mihalopoulos, and M. de Reus
- Larroque M.M., 2010, Rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture biologique, Mémoire d'ingénieur Agroparistech effectué au Conseil Régional d'Ile de France.
- Laurans, Y., T. Leménager et S. Aoubid, 2011, Les paiements pour services environnementaux. De la théorie à la mise en œuvre, quelle perspective dans les pays en développement ?, AFD A Savoie 07, Paris.
- Lebret B., Prache S., Berri C., Lefèvre F., Bauchart D., Picard B., Corraze G., Médale F., Faure J., Alami-Durante H., 2015, Qualités des viandes : influences des caractéristiques des animaux et de leurs conditions d'élevage, *INRA Productions Animales*, 2015, 28 (2), 151-168
- Leifeld et al., 2013, Organic farming gives no climate change benefit through soil carbon sequestration, *Proc. Nat., Acad Sci., USA*, 109 (44)
- Legrand, T., G. Froger et J.F. Le Coq, 2011, Institutional performance of payments for environmental services: an analysis of the Costa Rican program, communication à la conférence internationale *Payments for ecosystem services and their institutional dimensions*, CIVILand, Berlin, 10-12 novembre.
- Liu Y-Y., Wang Y., Walch T.R., Yi L-X., Zhang R., Spencer J., Doi Y., Tian G., Dong B., Huang X., Lin-Feng Yu L-F., Gu D., Ren H., Chen X., Luchao L.V., He D., Zhou H., Liang Z., Liu J-H., Shen J., 2015, Emergence of plasmid-mediated colistin resistance mechanism MCR-1 in animals and human beings in China: a microbiological and molecular biological study. *Lancet Infectious Diseases*
- Lötter D.W., Seidel R., Liebhardt W. 2003. The performance of organic and conventional cropping systems in an extreme climate year. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18 (3), 146-154
- Mac Rae R.J., Hill S.B., Henning J., Mehuys G.R. (1990). *Farm-scale agronomic and economic conversion from conventional to sustainable agriculture*. *Advances in Agronomy*, p. 155-198.
- Mangge, H., Summers, K., Almer, G., Prassl, R., Weghuber, D., Schnedl, W., Fuchs, D., 2013. Antioxidant food supplements and obesity-related inflammation. *Curr. Med. Chem.* 20, 2330–2337.
- Maranhao, M.V., Nobrega, D.K., Anunciacao, C.E., Maia, B.D., Mariano, P.V., 2014. Allergic reaction to patent blue dye in breast surgery e case report. *Rev. Bras. Anesthesiol.*
- Maris V., Devictor V., Doussan I., Béchet A., 2016, Les valeurs en question, in Valeurs de la biodiversité, et services écosystémiques, perspectives interdisciplinaires, Editeurs Roche P., Geijzendorffer I., Levrel H., Maris V., *Ed Quae*, 2016, p.21-38
- Martin, E.C., 1975. The use of bees for crop pollination. In: Dadant & Sons (Ed.), *The hive and the honey bee*. Hamilton, Illinois, pp. 579–614.
- Massis D., Hild F., 2016, La pratique de l'agriculture biologique créatrice d'emploi ? Une évaluation de l'impact du bio sur la quantité de travail agricole, *Agreste Les Dossiers*, N°35, juillet 2016, 32 p.
- Mazzoncini M., Canali S., Giovannetti M., Castagnoli M., Tittarelli F., Antichi D., Nannelli R., Cristani C., Barberi P. 2010. Comparison of organic and conventional stockless arable systems: A multidisciplinary approach to soil quality evaluation. *Applied Soil Ecology*, 44 (2), 124-132
- MEA, Millenium Ecosystem Assessment, 2005, Global Reports
- Mesnager R, Defarge N, Spiroux de Vendomois J, Seralini GE. 2014, Major pesticides are more toxic to human cells than their declared active principles. *Biomed Res Int* 2014; 2014:179691.

- Mesnage R, Defarge N, Spiroux de Vendomois J, Seralini GE., 2015, Potential toxic effects of glyphosate and its commercial formulations below regulatory limits. *Food Chem Toxicol* 2015; 84: 133-53.
- Meynard J.M., Cresson C., Le Conseil Scientifique de l'Agriculture Biologique identifie 8 priorités scientifiques, *Notes et Etudes Socio-Economiques* n° 35, octobre 2011, pp. 27-40
- Middelbeek R.J., Veuger S.A., 2015, Letter to the Editor: Re: Neurobehavioral Deficits, Diseases, and Associated Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union, *Endocrine Society Press*, June 2015
- Mineau P., 2005, Direct losses of birds to pesticides – beginnings of a quantification. In: Ralph CJ, Rich TD (eds) Bird conservation implementation and integration in the Americas: proceedings of the third international partners in flight conference 2002, U.S.D.A. Forest Service, GTRPSW- 191, Albany; Vol 2, pp 1065–1070
- Moldanova J., Grennfelt P., Jonsson A., Simpson D., Spranger T., Aas W., Munthe J., Rabl A., 2011, Nitrogen as a threat to European air quality, in The European Nitrogen Assessment, ed., Sutton M.A., Howard C.M., Erismann J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., Van Grinsven H., Grizzatti B., Cambridge University Press
- Mondelaers K., Aerstens J., van Huylenbroeck G., 2009, A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming, *British Food Journal*, Vol. 111 Iss 10 pp. 1098 – 1119
- Moradi-Khatonabadi, Z., Amirpour, M., Akbariazam, M., 2015. Synthetic food colours in saffron solutions, saffron rice and saffron chicken from restaurants in Tehran, Iran. *Food Additives & Contaminants: Part B* 8, 12-17.
- Murphy C.P., Fajt V.R., Scott H.M., Foster M.J., Wickwire P., McEwen S.A., 2016, Scoping review to identify potential non-antimicrobial interventions to mitigate antimicrobial resistance in commensal enteric bacteria in North American cattle production systems, *Epidemiol Infect*, 2016 Jan
- Navarrete M., Bellon B., Geniaux G, Lamine C., Penvern S., Sautereau N., Tchamitchian M., 2012, L'écologisation des pratiques en arboriculture et maraîchage. Enjeux et perspectives de recherches *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 2012, (62), pp.57-70
- Nesme T., Nowak. B, David C., Pellerin S., 2016, L'Agriculture Biologique peut-elle se développer sans abandonner son principe d'écologie ? Le cas de la gestion des éléments minéraux fertilisants, *Innovations Agronomiques* 51 (2016), 57-66
- Neumayer E., 1999, *Weak versus Strong Sustainability*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Nedellec V., Rabl A., Dab W., 2016, Public health and chronic low chlordecone exposure in Guadeloupe, Part 1: hazards, exposure-response functions, and exposures, *Environ Health*. 2016; 15: 75.
- Nigg, J.T., Lewis, K., Edinger, T., Falk, M., 2012. Meta-Analysis of Attention-Deficit/Hyperactivity Disorder or Attention-Deficit/Hyperactivity Disorder Symptoms, Restriction Diet, and Synthetic Food Color Additives. *J Am Acad Child Adolesc Psychiatry* 51, 86–97.e8.
- Niggli U., Fliessbach, A., Hepperly P., Scialabba N., *Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems*, FAO, Rome, Italy
- Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S. 2013. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environmental Research Letter*, 8, 044045
- Offermann F., Nieberg H. 2000. Economic performance of organic farms in Europe, Universität Hohenheim, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre
- Ollivier G., Bellon S., 2010. Agroécologie : qu'y a-t-il derrière le buzz ? L'apport d'une lecture scientométrique. in Bonneuil C. et Deverre C. (eds.), Séminaire de recherche "Agriculture, sciences et environnement : l'agriculture entre modernisation et écologisation", Paris, 20/05/2010.
- Ollivier G., Bellon S., 2013. Dynamiques paradigmatiques des agricultures écologisées dans les communautés scientifiques internationales. *Natures Sciences Sociétés*, vol. 21, n° 2, pp. 166-181.
- OCDE, 1994, *La contribution des aménités au développement rural*, Paris.
- OIEau, 2015 *Un bilan de l'état des eaux de surface et des eaux souterraines*, Septembre 2015.
- OMS, 2015, *Antimicrobial resistance: global report on surveillance*

- Passet R., 2010, Les grandes représentations du monde et de l'économie à travers l'histoire : de l'univers magique au tourbillon créateur, Les Liens qui Libèrent, 958 p.
- Pavie J., Chambaut H., Moussel E., Leroyer J., Simonin V., 2012, Evaluations et comparaisons des performances environnementales, économiques et sociales des systèmes bovins biologiques et conventionnels dans le cadre du projet CedABio, Colloque les 3R.,
- Pavie J., Lafeuille O., 2009. Les systèmes bovins biologiques en France. Coll. Références. Réseaux d'élevage, Institut de l'Élevage, Chambres d'Agriculture.
- Pearce D., 1998, Auditing the Earth, *Environment*, vol. 40, n° 2, pp. 23-28.
- Pearce D, Tinch R, 1998, The true price of pesticides. In: Vorley W, Keeney D (eds) Bugs in the system. Earthscan Publications, London, pp 50–93
- Peigné J., Védie H., Demeusy J., Gerber M., Vian J.F., Gautronneau Y., Cannavacchiolo M., Aveline A., Giteau J.L., Berry D., 2009. Techniques sans labour en agriculture biologique. *Innovations Agronomiques* 4, 23-32.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 92 p.
- Pigou, A. C. 1920. The Economics of Welfare, 8th ed. *Macmillan*, London
- Pimentel D., Greiner A., 1997, Environmental and socio-economic costs of pesticide use. In: Pimentel D (ed) Techniques for reducing pesticide use: environmental and economic benefits. Wiley, Chichester, pp 51–78
- Pimentel D, Acquay H, Biltonen M, Rice P, Silva M, Nelson J, Lipner V, Giordano S, Horowitz A, D'Amore M., 1992, Environmental and economic costs of pesticide use. *BioScience* 42:750–760
- Pomade A., 2016, Les paiements pour services environnementaux contribuent-ils à l'émergence d'un « gradient de juridicité » ? Volume 16 Numéro 1 | mai 2016
- Ponisio, L., M'Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., de Valpine, P., Kremen, C., 2014. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282, 20141396
- Potier D., 2014, Pesticides et agro-écologie, les champs du possible, *Rapport du Député au Premier Ministre*
- Potts S.G., Stuart P.M., Roberts M., Dean R., Marris G., Brown M.A., Jones R., Neumann P., Settele J., 2010, Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe, *Journal of Apicultural Research*, Volume 49, Issue 1, 2010 Special Issue: Honey bee colony losses , pp. 15-22
- Prache S., Gatellier P., Thomas A., Picard B., Bauchart D., 2011. Comparison of meat and carcass quality in organically-reared and conventionally-reared pasture-fed lambs. *Animal*, 5, 2001-2009
- Pretty J.N., Brett C., Gee D., Hine R.E., Mason C.F., Morison J.I.L., Raven H., Raymen M.D., van der Bilj G., 2000, An assessment of the total external costs of UK agriculture, *Agricultural Systems*, Volume 65, Issue 2, August 2000, pp. 113–136
- Pretty J.N., Ball A.S., Lang T., Morison J.I.L., 2005, Farm costs and food miles: an assessment of the full cost of the UK weekly food basket, *Food Policy*.
- Princen T, 2002, Distancing: consumption and the severing of feedback. In T Princen, M Maniates, K Conca, eds, *Confronting Consumption*. MIT Press, Cambridge, MA, pp 103-131.
- Prunier A., Lebret B., 2009. La production biologique de porcs en France : caractéristiques des élevages, impacts sur la santé, le bien-être et la qualité des produits. *INRA Prod. Anim.*, 22, 179-188.
- Quinet A., 2008, La valeur tutélaire du carbone, Rapport de la Commission présidée par Alain Quinet, *La Documentation française*.
- Quinet E., 2013, Evaluation socio-économique des investissements publics, Rapport CGSP au Premier Ministre
- Rahmann G., Oppermann R., Paulsen H: M., Weißmann F., 2009. Good, but not good enough? Research and development needs in Organic Farming. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research* 1 (59): pp. 29-40

- Rahman, R. Biodiversity and organic farming: What do we know? *Agriculture and Forestry Research*. 2011:61-189-208
- Rader R., et al. , 2015, Non-bee insects are important contributors to global crop pollination, *PNAS*, vol. 113 n° 1, 146–151
- Rouillé d'Orfeuil H., Rastoin J.L., Chamayou A., 2015, Systèmes alimentaires territorialisés en France, 100 initiatives locales pour une alimentation responsable et durable, *Journal Resolis #04 (MARS 2015)*
- Redlingshofer B., 2006, Vers une alimentation durable ? Ce qu'enseigne la littérature scientifique, *Courrier de l'environnement de l'INRA n°53, décembre 2006*
- Reganold J.P., Wachter J.M., 2016, Organic agriculture in the twenty first century, *Nature Plants*, Vol 2., 8 p.
- Ripoll-Bosch R, de Boer IJM, Bernués A, Vellinga TV., 2013. Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 116, 60-8.
- Riquois A., 1997 " Pour une agriculture biologique au cœur de l'agriculture française : Propositions pour un plan pluriannuel de développement 1998/2002 ».Rapport CNLC.
- Robert M., 1996, Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Dunod/Masson, Paris. 240 pp.
- Robertson, G. P., K. L. Gross, S. K. Hamilton, D. A. Landis, T. M. Schmidt, S. S. Snapp, and S. M. Swinton. 2015. Farming for ecosystem services: An ecological approach to production agriculture. Pages 33-53 in S. K. Hamilton, J. E. Doll, and G. P. Robertson, editors. *The Ecology of Agricultural Landscapes: Long-Term Research on the Path to Sustainability*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Roche P., Geijzendorffer I., Levrel H., Maris V., (Coord.), 2016, Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques, Perspectives interdisciplinaires, Collection Update Sciences & Technologies, Ed. Quae,
- Rosin, C., Campbell, H., 2009, Beyond bifurcation: examining the conventions of organic agriculture in New Zealand. *J Rural Stud* 25(1):35–47.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, III, E. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. De Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. Foley. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14(2): 32.
- Rockström, J., Falkenmark M., Allan T., Folke C., Gordon L., Jägerskog A., Kummu M., Lannerstad M., Meybeck M., Molden D., Postel S., Savenije H.H.G., Svedin U., Turton A., Varis O., 2014, The unfolding water drama in the Anthropocene: Towards a resilience-based perspective on water for global sustainability, *Ecohydrology*
- Rouse J. D., Bishop C. A., Struger J., 1999, Nitrogen pollution: An assessment of its threat to amphibian survival. *Environ. Health Perspect.*, 107, 799-803.
- Ruete A., Velarde A., Blanco-Penedo I., 2015, Eco-DREAMS-S: modelling the impact of climate change on milk performance in organic dairy farms, *Advances in Animal Biosciences* (2015), 6:1, pp 21–23
- Sainte Beuve J., 2010, Etude des déterminants de conversion à l'agriculture biologique et production de références économiques, Mémoire de fin d'étude, ISA
- Sainteny G., 2015, Le climat qui cache la forêt : comment la question climatique occulte les problèmes d'environnement ? Ed. Rue de l'échiquier, 1 octobre 2015
- Salaün Y., 2008, Le travail en production porcine, *TechniPorc*, Vol. 31, N°6, 2008 - la revue technique de l'IFIP
- Salvat G., Antibiorésistance et santé animale dans l'environnement, Colloque ANSES, 2 novembre 2015.
- Salles J.M., Ezzine de Blas D., Julliard R., Mongruel R., Quétier F., Sarrazin F., 2016, Biodiversité utile vs nature inutile : argumentaire écologique et économique, in Valeurs de la biodiversité, et services écosystémiques, perspectives interdisciplinaires, Eds Roche P., Geijzendorffer I., Levrel H., Maris V., *Ed Quae*, p. 55-77
- Sandhu H., Wratten S. D., Cullen R., Case B., 2008, The future of farming: The value of ecosystem services unconventional and organic arable land. An experimental approach, *Ecological economics* 64 , 835-848

- Sandhu H., Wratten S., Costanza R., Pretty J., Porter J.R., Reganold J., 2015, Significance and value of non-traded ecosystem services on farmland, *PeerJ* 3:e762;
- Sauphanor B., Simon S., Boisneau C., Capowiez Y., Rieux R., Bouvier J.C., Defrance H., C Picard C., Toubon J.F., 2009, Protection phytosanitaire et biodiversité en agriculture biologique. Le cas des vergers de pommiers. *Innovations Agronomiques (2009) 4*, 217-228
- Sautereau N., Geniaux G., Bellon S, Petitgenet M., Lepoutre J., 2010, Quantity versus quality, and profit versus values ? Do these inherent tensions play in organic farming? ISDA, Innovation and Sustainable Development in Agriculture and Food, 28 juin-1^{er} juillet, CIRAD-INRA-SupAgroMontpellier, 19 p. Hal.
- Sautereau, N., Penvern, S., Fauriel, J., Petitgenet, M., Bellon, S., 2013, Combining multiple performances for sustainable agriculture: is organic fruit farming a prototype? A comparison of performances with conventional fruit farming. In: II International Organic Fruit Symposium (p. 79-90). *Acta Horticulturae*, 1001. International Society for Horticultural Science (ISHS).
- Sautereau, N., Bellon, S., 2012, Stimulate transitions towards sustainable agri-food systems: the contribution of conversion to organic food and farming to analyze dynamics and governance. In Barbier M. and Elzen B. (eds), 2012. System Innovations, Knowledge Regimes, and Design Practices towards Transitions for Sustainable Agriculture. Ed. Inra.
- Sautereau N., Fourier L., Cresson C., Le Tailleur F., Mundler P., Experton C., Bellon S., J.F. Garnier J.F., Dumontier A., Willot M., 2012, Designing an organic framework: the "REF'AB" Project in France, Workshop, 6.3, Organics: their dynamics, IFSA Symposium, Aarhus University, Denmark
- Saxena, B., Sharma, S., 2015. Food Color Induced Hepatotoxicity in Swiss Albino Rats, *Rattus norvegicus*. *Toxicol Int* 22, 152–157.
- Schab, D.W., Trinh, N.-H.T., 2004. Do artificial food colors promote hyperactivity in children with hyperactive syndromes? A meta-analysis of double-blind placebo-controlled trials. *J Dev Behav Pediatr* 25, 423–434.
- Schäder C, Muller A, Scialabba Nel H, Hecht J, Isensee A, Erb KH, et al, 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *J R Soc Interface*, 12
- Sharma, A., 2015, Monosodium glutamate-induced oxidative kidney damage and possible mechanisms: a mini-review. *J. Biomed. Sci.* 22, 93.
- Schermer M., Lamine C., Pugliese P., Furtschegger C., Bui S., 2015. Organic farming as a factor for territorial development: a comparative perspective, XXVI ESRS congress, Aberdeen, août 2015
- Siauve S., Amorsi N., 2015, Protection of the whole catchments providing drinking water. Study of practices in Europe
- Siegel R, Ma J, Zou Z, Jemal A, 2014, Cancer statistics, 2014. *CA Cancer J Clin* 64:9–29
- Simon S., Brun L., Guinaudeau J., Sauphanor B., 2011, Pesticide use in current and innovative apple orchard systems. *Agronomy for Sustainable Development* 31 : 541–555.
- Sirieix L., Pernin J. L. & Schaer B. (2009), « L'enjeu de la provenance régionale pour l'agriculture biologique », *Innovations Agronomiques*, 4, 401-407.
- Slee B., Thomson K., 2012, La difficulté d'évaluer la contribution des biens publics environnementaux au développement rural de l'UE, *Rural Evaluation News* Numéro 8 - Mai 2012
- Smart M, Pettis J, Rice N, Browning Z, Spivak M (2016) Linking Measures of Colony and Individual Honey Bee Health to Survival among Apiaries Exposed to Varying Agricultural Land Use. *PLoS ONE* 11(3): e0152685.
- SOLAGRO, 2013. Afterres 2050. Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050, 63 p.
- Spoolder H.A.M., 2007, Animal welfare in organic farming systems, *Journal of the Science of Food and Agriculture*, Volume 87, Issue 15, pp. 2741–2746, December 2007
- Steiner R, McLaughlin L, Faeth P, Janke R (1995) Incorporating externality costs in productivity measures: a case study using US agriculture. In: Barbett V, Payne R, Steiner R (eds) *Agricultural sustainability: environmental and statistical considerations*. Wiley, New York, pp 209–230

- Stolze M., Piorr A., Haring A., Dabbert S. 2000. The environmental impacts of organic farming in Europe. In: Dabbert S., Lampkin N., Michelsen J., Niebert H., Zanoli R. (coord.). *Organic Farming in Europe: Economics and Policy*. Stuttgart Germany: Universität Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim xi + 127
- Stockdale E.A., Shepherd M.A., Fortune S., Cuttle S.P. 2002. Soil fertility in organic farming systems- Fundamentally different? *Soil Use and Management*, 18 (supplement), 301-308
- Sutton M.A., O. Oenema, J.W. Erisman, A. Leip, H. van Grinsven, W. Winiwarter W., 2011, « Too Much of a Good Thing », *Nature*, n° 472, pp. 159-161,
- Sutton M.A., C.M. Howard, Erisman J.W. (dir.), 2011, *European Nitrogen Assessment (ENA) : Sources, Effects and Policy Perspectives*, Cambridge University Press.
- Smith-Spangler C., Brandeau M.L., Hunter G.E., Bavinger J.C., Pearson M., Eschbach P.J., Sundaram V., Liu H., Schirmer P., Stave C., Olkin I., Bravata D.M., 2012, Are Organic Foods Safer or Healthier Than Conventional Alternatives?: A Systematic Review, *Ann Intern Med*. 2012;157(5):348-366.
- Średnicka-Tober D., Barański M., Seal C.J., Sanderson R., Benbrook C., Steinshamn H., Gromadzka-Ostrowska J., Rembiałkowska E., Skwarło-Sonta K., Eyre M., Cozzi G., Larsen M.K., Jordon T., Niggli U., Sakowski T., Calder P.C., Burdge G.C., Sotiraki S., Stefanakis A., Stergiadis S., Yolcu H., Chatzidimitriou E., Butler G., Stewart G., Leifert C., Higher PUFA and n-3 PUFA, conjugated linoleic acid, α -tocopherol and iron, but lower iodine and selenium concentrations in organic milk: a systematic literature review and meta- and redundancy analyses, And Composition differences between organic and conventional meat: a systematic literature review and meta-analysis, *British Journal of Nutrition*
- Stanhill G. 1990. The comparative productivity of organic agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 30 (1), 1-26
- Stassart P.M. et Jamar D., 2009. Agriculture biologique et verrouillage des systèmes de connaissances. Conventionalisation des filières agroalimentaires bio. *Innovations Agronomiques*, N°4, 313-328.
- Stengel P., Genin S., 1998, Sol : interface fragile, INRA, Paris, 214 p.
- Stevens L.J., Kuczek T., Burgess J.R., Stochelski M.A., Arnold, L.E., Galland L., 2013. Mechanisms of behavioral, atopic, and other reactions to artificial food colors in children. *Nutr. Rev.* 71, 268–281.
- Stockdale EA, Watson CA, Hij B., Phillips L., 2006. Do farm management practices alter below-ground biodiversity and ecosystem function? Implications for sustainable land management. No. 364, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Swinton, S.M., W. Zhang, 2005, Rethinking ecosystem services from an intermediate product perspective. Prepared for presentation at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Providence, Rhode Island, 24-27 July 2005, 25 p.
- Sylvander B., 2005, (coord.) *Agriculture biologique en Martinique*, Collection Expertise Collégiale, Eds François M., Moreau R., Sylvander B., IRD Ed, 828 p.
- Sylvander B., Bellon S. et Benoît M., 2006. Facing the organic reality: the diversity of development models and their consequences on research policies, in: *Joint Organic Congress Organic Farming and Eur. Rural Development*, Odense (DK), 2006/5/30-31
- Sylvia D.M., Williams S.E., 1992. Vesicular-arbuscular mycorrhizae and environmental stress. *ASA special publication*.
- Syswerda, S. P., Robertson G.P., 2014. Ecosystem services along a management gradient in Michigan (USA) cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 189:28-35
- Teigtmeier E.M., Duffy M.D., 2004, External Costs of agricultural production in the United States, *International Journal of Agricultural Sustainability*, Vol. 2, N°1,
- Terrasson D., 2002, Aménités, fonctions non marchandes et aménagement forestier, *Ingénieries*, Numéro spécial 2002, p. 57-62
- Trasande L., Zoeller RT, Hass U., Kortenkamp A., Grandjean P., Myers J.P., DiGangi J., Hunt P.M., Rudel R., Sathyanarayana S., Bellanger M., Hauser R., Legler J., Skakkebaek N.E., Heindel J.J., 2006, Burden of disease and costs of exposure to endocrine disrupting chemicals in the European Union: an updated analysis, *Andrology*, 2016 Mar 22

- Treich, N. , 2015, La valeur de la vie humaine en économie. *Futuribles*, 404.
- Tual S., Lemarchand C., Boulanger M., Levêque-Morlais N., Perrier S., Clin B., Rigaud E., Guizard A.V., Velten M., Baldi I., Lebailly P., 2015, Activités agricoles et risque de cancers chez les affiliés du régime agricole – Résultats intermédiaires de l'étude AGRICAN (AGRICulture et CANcers), *Innovations Agronomiques* 4, 136-146
- Tuomisto H.L., Hodge I.D., Riordan P., Macdonald D.W. 2012. Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems*, 108 (0), 42-49
- Van der Werf H., Salou T., 2015. Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. *Journal of Cleaner Production*, 94:394-7.
- Van der Sluijs, J. P. Amaral-Rogers, V. Belzunces, L. P. Bijleveld van Lexmond, M. F. I. J. Bonmatin, J. M. Chagnon, M. Downs, C. A. Furlan, L. Gibbons, D. W. Giorio, C. Girolami, V. Goulson, D. Kreuzweiser, D. P. Krupke, C. Liess, M. Long, E. McField, M. Mineau, P. Mitchell, E. A. D. Morrissey, C. A. Noome, D. A. Pisa, L. Settele, J. Simon-Delso, N. Stark, J. D. Tapparo, A. Van Dyck, H. van Praagh, J. Whitehorn, P. R. Wiemers, M., 2015, Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning, *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1) 148-154
- Van Grinsven H J M, Holland M, Jacobsen B H, Klimont Z, Sutton M A and Jaap Willems W 2013 Costs and benefits of nitrogen for Europe and implications for mitigation *Environ. Sci. Technol.* 47 3571–9
- van Kessel C., Venterea R., Six J., Adviento-Borbe M.A., Linquist B., van Groenigen K.J., 2012. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a metaanalysis. *Global Change Biology* 19, 33-44.
- Védie H., Clerc F., Lhôte J.M., Grébert D., 2012, Cultiver dans labourer en maraîchage biologique de plein champ : quels résultats sur planches permanentes ? *Alter Agri*. ITAB, 15-18 p.
- Viegas, L.P., Lopes, A., Campos-Melo, A., Ferreira, M.B., Barbosa, M.P., 2015. Patent Blue anaphylaxis: case report. *J. Allergy Clin. Immunol. Pract.* 3, 112-113.
- Viscusi WK, Aldy JE, 2003, The value of a statistical life: a critical review of market estimates throughout the world. *J Risk Uncertain* 27:5–76
- Wezel A., Bellon S., Doré T., Francis C., Vallod D., David C., 2009, Agroecology as a science, a movement and a practice. A review, *Agronomy for Sustainable Development*, Volume 29, Issue 4, pp 503-515
- Wheeler S.A., Crisp P., 2010, Evaluating a Range of the Benefits and Costs of Organic and Conventional Production in a Clare Valley Vineyard in South Australia, AARES Workshop on The World's Wine Markets by 2030: Terroir, Climate Change, R&D and Globalization, Adelaide, 7-9 February 2010
- Williams, A.N., Woessner, K.M., 2009. Monosodium glutamate "allergy": menace or myth? *Clin. Exp. Allergy* 39, 640–646.
- Winckel A., Mouvet C., Frissant N., 2006, Examen des données sur les pesticides acquises dans le cadre de la crise du Chikungunya à la Réunion en 2006, Rapport final BRGM/RP-54990-FR Étude réalisée dans le cadre des projets de Service public du BRGM 06EAUG06
- Wu, T.T., Chang, Y.C., Lee, J.M., Hung, M.H., 2015, Anaphylactic reaction to Patent Blue V used in preoperative computed tomography-guided dye localization of small lung nodules. *J. Formos. Med. Assoc.*
- Wunder, S., 2005, *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*, CIFOR Occasional Paper 42, Center for International Forestry Research, Bogor.
- Znaor D., Landau S.C., 2014, Unlocking the Future, Seeds of Change: Sustainable Agriculture as a Path to Prosperity for the Western Balkans

Principaux sites consultés

<http://www.academie-agriculture.fr/seances/dans-quelle-mesure-faut-il-et-peut-remunerer-les-services-environnementaux-en-foret?160316#podcast>

<http://www.senat.fr/rap/l02-215-2/l02-215-239.html>

http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?ref_id=CMPTEF10204

<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/2439/0/impacts-pesticides.html>

<http://www.mission-economie-biodiversite.com/wp-content/uploads/2014/02/COMPRENDRE-N1-WEB.pdf>

<http://www.agriculture-environnement.fr/dossiers/sante/perturbateurs-endocriniens-et,944>

<http://cancerspreventions.fr/wp-content/uploads/2014/12/AGRICAN.pdf>

<http://www.ipbes.net/article/press-release-pollinators-vital-our-food-supply-under-threat>

http://www.observatoire-environnement.org/OBSERVATOIRE/IMG/pdf/Dossier_ ORE_N4_Nitrates_pesticides.pdf

<http://www.eaufrance.fr/groupes-de-chiffres-cles/pollutions-des-cours-d-eau-par-les>

<http://www.nine-esf.org>

http://ec.europa.eu/environment/air/clean_air_policy.htm

<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/272/1122/matiere-organique-sols-stockage-carbone.html>