



itab

l'Institut de l'agriculture
et de l'alimentation biologiques

Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique

- Recueil des synthèses -



Bastien Dallaporta, Eva Lacarce, Céline Gentil-
Sergent, Fanny Cisowski, Rodolphe Vidal, Natacha
Sautereau
Mise à jour 2024

Avec le soutien de


MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE,
DE LA BIODIVERSITÉ,
DE LA FORÊT, DE LA MER
ET DE LA PÊCHE

Avec
la contribution
financière du compte
d'affectation spéciale
d'aménagement
agricole et rural
CASDAR


MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
DE LA SOUVERAINETÉ
ALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT

Introduction

La question de la bio et de ses évaluations est un sujet éminemment politique, et un objet de controverses de longue date. Les attentes sociétales sont fortes concernant les enjeux de santé et d'environnement. L'agriculture biologique (AB) vise justement à répondre à ces attentes : dans le cadre de la mise sur le marché de biens privés (les produits agricoles), il s'agit de viser l'intégration des considérations environnementales et sociales pour préserver des biens publics (Silvander et al., 2005).

Un débat existe autour des performances de l'AB - qu'elles soient environnementales ou sociales - comparées à celles de l'agriculture conventionnelle, 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 exerce une influence sur le bien-être d'un autre sans qu'aucun ne reçoive ou ne paye une compensation pour cet effet.

Le contexte politique, institutionnel, et scientifique

Suite à une interpellation au Sénat par Joël Labbé, en juin 2015 sur les « vrais » coûts de la production agricole, le Ministre de l'agriculture Stéphane Le Foll avait lancé une mission dédiée à la question des aménités de l'AB. Envisageant l'hypothèse d'un soutien public à l'Agriculture biologique (AB) fondé sur la rémunération de ses aménités, le ministère en charge de l'agriculture avait demandé un état des lieux des connaissances scientifiques pour objectiver l'évaluation des externalités de l'AB, et avoir des éléments chiffrés qui pourraient étayer une telle démarche. Ce travail avait été confié à l'ITAB, avec l'appui scientifique de chercheurs de l'INRA. Pour procéder à cette évaluation, le choix méthodologique avait été d'analyser les externalités de l'AB par rapport à l'agriculture « non bio », dite "conventionnelle" (AC). Il s'agissait d'identifier, de caractériser, de quantifier d'un point de vue biophysique et de chiffrer d'un point de vue économique les différentiels d'externalités entre AB et AC (Sautereau and Benoit, 2016).

Depuis, l'ITAB s'est particulièrement mobilisé dans le cadre des travaux dans le contexte de l'affichage environnemental des produits alimentaires (loi dite AGECE du 10 février 2020 et loi dite Climat et Résilience du 22 août 2021). L'ITAB a ainsi pris part à différents groupes d'experts concernant l'expérimentation nationale pour le secteur alimentaire. L'institut a i) contribué à nourrir des débats sur les limites et lacunes dans les méthodes actuelles d'ACV (Analyse de Cycle de Vie), méthodes qui s'avèrent problématiques en particulier pour appréhender l'ensemble des impacts de la production agricole sur la biodiversité, et ii) produit des propositions méthodologiques rendant davantage compte des atouts des systèmes agro-écologiques (Sautereau et al., 2021).

Au-delà des controverses sur les méthodes et métriques mobilisées, le contexte politique sur les orientations agricoles à prendre s'est tendu. Avec i) le renchérissement des coûts, en particulier de l'énergie, et ii) la guerre en Ukraine, la notion de « souveraineté alimentaire » est de retour, très régulièrement invoquée par certains acteurs pour justifier des remises en question d'orientations telles que le « *Green Deal* » (qui pose l'objectif d'un système alimentaire écologiquement durable avec des défis de long terme) et la « *Farm to Fork Strategy* », avec une mise en avant de la productivité comme argument de soutien aux systèmes intensifs en intrants.

C'est dans ce contexte de controverses scientifiques et de vifs débats quant aux orientations politiques que l'évaluation des bénéfices environnementaux de l'AB a été remise sur la table.

C'est donc dans le cadre i) de ce hiatus entre les signaux proposés par certaines métriques qui ont du mal à rendre compte des atouts des systèmes agro écologisés, diversifiés, et moins productifs, et ii) de débats politiques autour des modèles agricoles à soutenir que se positionne cette actualisation de l'état de l'art concernant les externalités de l'AB.

Dans cette mise à jour, le positionnement relatif de l'AB par rapport à d'autres allégations n'est pas prévu : il s'agit bien d'identifier et d'analyser les travaux permettant de quantifier les externalités de l'AB par rapport au non bio. En parallèle, le Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (MTECT) a également financé INRAE-IFREMER pour une étude sur l'évaluation des démarches de certification environnementales publiques et privées au regard de leurs impacts en matière de biodiversité, dans le cadre de l'affichage environnemental dans le secteur alimentaire (BioDivLabel). Cette dernière a permis d'évaluer les impacts sur la biodiversité, qu'ils soient avérés ou potentiels, de ces démarches de certification, l'AB étant l'une de ces démarches.

Des connaissances établies concernant les performances environnementales et sanitaires 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. Le travail de synthèse produit en 2016 sur les externalités de l'AB concluait à des bénéfices sociétaux de l'AB en termes environnemental et sanitaire, justifiant des soutiens financiers par les politiques publiques.

Pour la quantification des externalités, nous nous appuyons en particulier sur l'état des connaissances issus de nombreuses méta-analyses, revues bibliographiques et ESCo (Expertises Scientifiques Collectives) pour lesquelles de nombreux chercheurs ont contribué de façon à rendre compte des acquis. Il n'était pas utile de refaire ici des synthèses bibliographiques déjà produites. Cette actualisation entend rendre compte de récentes connaissances établies. Le sujet des externalités est un sujet complexe, aux problématiques articulées, et constitue un vaste débat pour l'agriculture en général, pour l'agriculture bio en particulier.

Comme en 2016, l'AB est ici abordée à la fois comme i) une **règlementation**, ainsi ii) qu'un ensemble de **pratiques induites** du fait des contraintes imposées par ce règlement (rotations plus longues, plus grande présence de légumineuses...).

Au-delà des pratiques agricoles bio/non bio mises en œuvre, nous avons instruit ces questions d'évaluations globales et comparées des systèmes agri-alimentaires en intégrant l'analyse des pratiques de transformation bio et non-bio, et de leurs externalités.

Périmètre de l'actualisation

L'ambition a été d'actualiser quatre grands domaines à savoir **le sol, la biodiversité, l'atténuation du changement climatique** pour le volet environnemental, et **la santé humaine**. Il a été décidé, dans un premier temps, de ne pas traiter les chiffres économiques, au vu des difficultés méthodologiques rencontrées en 2016 pour aboutir à des estimations monétaires.

Démarche méthodologique

Pour « révéler » et prendre en compte les externalités, nous avons procédé par étapes :

1. **Caractérisation de l'AB** : définir ses particularités, et ce qui la distingue par rapport à l'agriculture dite « conventionnelle ».
2. **Identification et quantification des externalités imputables à l'AB** (mesure des impacts et établissement de causalités, lorsque cela est possible) : 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).

La première difficulté est d'avoir accès à des données robustes pour pouvoir passer à chaque étape suivante. Plus il y aura d'incertitudes sur les étapes préliminaires (processus biologiques, ou caractérisation des pratiques en AB), plus le passage à la quantification d'un différentiel d'externalités entre AB et AC sera délicat.

Dans cette actualisation de l'étude sur les externalités de l'AB (2022-2024), **nous n'avons pas abordé l'attribution de valeurs économiques à ces différentiels d'externalités.**

Mise en œuvre et moyens humains

Le pilotage de l'étude a été confié à Natacha Sautereau, coordinatrice du pôle « Durabilité-Transition » à l'ITAB. Une équipe ITAB a été constituée : Bastien Dallaporta, en charge des parties biodiversité et climat (2022-2024), Eva Lacarce pour la partie sol (2023-2024), Céline Gentil-Sergent (2022), puis Fanny Cisowski, et Rodolphe Vidal (2023-2024) pour la partie santé.

Des comités d'experts ont été réunis pour chacun des chapitres thématiques, en mobilisant des chercheurs d'INRAE, de l'ISARA et de l'INSERM, sur chacune des thématiques. Enfin, les travaux ont été soumis à deux reprises à un comité de pilotage, et au Conseil Scientifique de l'ITAB de façon à recueillir les avis et recommandations des membres. Qu'ils en soient ici remerciés.

Contexte

Les systèmes agri-alimentaires impactent fortement l'environnement et la santé : entre 23 et 37 % des émissions de GES mondiales (IPCC, 2015), 70 % de la déforestation, 70 % de l'utilisation de l'eau douce leurs sont imputables (Cop16, 2024). L'IPBES chiffre à 60 % la perte de biodiversité terrestre mondiale et considère que 33 % des sols sont dégradés (IPBES, 2019).

En 2009, le concept des limites (ou « frontières ») planétaires a été développé par le Stockholm Resilience Center. Il a permis de mettre en lumière des seuils que l'humanité devrait respecter pour ne pas compromettre les conditions de vie qui lui sont favorables. La contribution de l'agriculture au dépassement de ces limites planétaires est majeure, qu'il s'agisse de diversité génétique, de flux biogéochimiques des nutriments (azote N et phosphore P), de changement d'occupation des sols, d'utilisation de l'eau douce, de pollutions chimiques via les pesticides (Rockström 2009 ; Campbell et al., 2017 ; Wang-Erlandsson et al., 2022). De même, des plateformes internationales thématiques (IPCC pour le climat, IPBES pour la biodiversité) ont produit des analyses communes pour pointer l'importance des approches systémiques.

De façon quasi synchrone, le concept « Une seule santé » (« One Health »), a été défini en 2008. Porté par l'Organisation des Nations Unies (ONU), il vise à rendre compte des liens et interactions entre santé humaine, santé animale, et santé environnementale.

1. Externalités : rendre les effets induits par la production et la consommation visibles

A. Pigou (1946), 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.

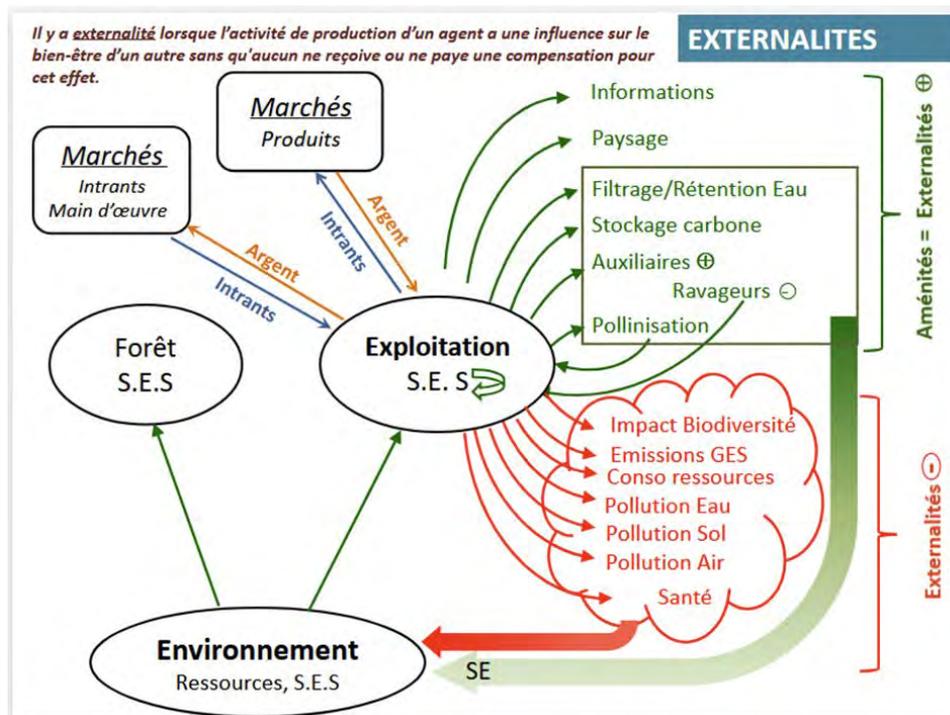
Plus tard, Princen (2002) pointe aussi que l'un des problèmes importants de nos systèmes agri-alimentaires est lié au « **shading** » : les effets et **coûts généraux induits de ces impacts par les actes privés de production, sont répercutés sur des dépenses portées par la Collectivité (Budget public), et ne sont pas visibles**. Certains économistes essaient donc de **révéler 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 non seulement à leur reconnaissance sociétale, mais également *in fine* 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 (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 a contrario des victimes**. Ces impacts font référence aux **biens publics**. 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.

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 la mise en œuvre de certaines pratiques en agriculture.



Représentation schématique des externalités positives et négatives en agriculture (Sautereau et Benoit, 2016). S.E.S : Services écosystémiques ; SE : services environnementaux

Externalités environnementales : passage « d'un environnement qui entoure à une biosphère qui englobe »

Nous abordons 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 de façon à viser aussi l'optimisation des **services écosystémiques**. Les **services environnementaux qui découlent des pratiques mises en œuvre par les gestionnaires des milieux deviennent ainsi des externalités positives** produites selon les modes de gestion.

Les 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** : nourriture, énergie, ... en lien avec les ressources directement exploitées par l'homme
- ▶ **Services de régulation** : en lien avec les mécanismes responsables de la régulation du climat, des populations de ravageurs, de la prévention des inondations, ...

- ▶ **Services de soutien** : en lien avec des processus qui sont à la base du fonctionnement des premiers (processus permettant indirectement l'exploitation des ressources naturelles : fertilité des sols, cycles biochimiques, pollinisation).
- ▶ **Services culturels** : en lien avec les aspects récréatifs, esthétiques, culturels, spirituels

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).

Echelles en jeu :

Le bénéfice issu du service de stockage 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 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 des masses d'eau considérées à l'aide de modèles agro-hydrogéologiques. En ce qui concerne les enjeux de santé, les impacts peuvent être non seulement liés à des dimensions spatiales (concentration de bassins de production), mais également pluri-générationnels (effets liés à l'utilisation de pesticides de synthèse rémanents).

Les services environnementaux

La FAO (2007) lie la notion de service environnemental aux services écosystémiques sources d'externalités positives (à privilégier) ou négatives (à réduire) induites par des activités de production. 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, régulation de l'érosion, régulation des inondations, stockage de carbone

A noter : cette répartition est schématique puisque les agriculteurs bénéficient aussi des services fournis à la collectivité, non seulement en tant que citoyens, mais également en lien avec l'activité de production (en particulier l'atténuation du changement climatique a des répercussions sur les rendements, les ravageurs émergents...).

A partir de quelles références quantifier des services ?

Tout dépend 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.**

En second lieu, il s'agit naturellement de rendre intentionnelle au minimum la préservation d'un état, au mieux la production d'un véritable « service ». Toute la difficulté est alors de définir **le niveau du service.**

Il est difficile de fixer les différentes valeurs des « 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, avec une vision plus dynamique.

Par ailleurs, la « Science » ne peut pas toujours affirmer ce que sont les valeurs à atteindre : les seuils et les normes sont des références qui sont le résultat de constructions sociales. Par exemple, en termes de biodiversité, pour qui concerne les habitats et abris naturels : à partir de quel niveau peut-on considérer que c'est « satisfaisant » voire « optimal » ?

Le tableau ci-dessous croise externalités positives proposées par le MEA (Swington et Zang, 2005), et externalités négatives proposées par Pretty et al. (2000), et illustre bien le fait que les niveaux de référence sont **relatifs et fonctions des normes et réglementations**.

Normes	
Externalités positives	Externalités négatives
Eau (quantitatif) : Régulation du niveau des rivières et des nappes (favorisant la disponibilité en eau)	Eau (quantitatif) : Dérégulation du niveau des nappes et rivières (moins de disponibilité en eau)
Eau (qualitatif) : Conservation/restauration de la qualité de l'eau	Eau (qualitatif) : détérioration de la qualité de l'eau physico-chimique et bactériologique et perte des différents usages (boisson, pêche, baignade)
Sol : limitation et contrôle du risque d'érosion éolienne et hydrique, de la salinisation	Sol : amplification du risque d'érosion éolienne et hydrique, de la salinisation
Climat : augmentation du stockage de carbone dans les sols	Climat : baisse du stockage de carbone dans les sols
Climat : Diminution des émissions brutes de GES	Climat : augmentation des émissions brutes de GES
Biodiversité : Conservation/restauration (biodiversité sauvages, cultivées, des ressources génétiques...)	Biodiversité : dégradation (biodiversité sauvage, cultivée, des ressources génétiques...)
Biodiversité : Maintien du nombre de pollinisateurs	Biodiversité : Diminution du nombre de pollinisateurs
Biodiversité : Conservation des abris et habitats	Biodiversité : Pertes ou diminution du nombre d'abris et d'habitats

Principales externalités positives et négatives en agriculture (Sautereau et Benoit, 2016)

On mesure ainsi qu'étudier les externalités positives produites par la mise en œuvre de pratiques ne peut être fait dans l'absolu, mais doit être fait en relatif. Il s'agit d'explorer si nous disposons dans la littérature scientifique d'éléments permettant de conclure en bio **des différences d'externalités positives ou négatives, en référence aux pratiques dites « conventionnelles » (en moyenne)**.

Nous assumons 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.

2. L'agriculture biologique (AB)

Des difficultés méthodologiques de caractérisation des systèmes bio liées à la diversité des systèmes

La bio est caractérisée par un règlement qui la distingue de fait de l'agriculture conventionnelle. De nombreuses études ont illustré sa diversité, son hétérogénéité. Il n'est de fait pas aisé de parler de « LA » bio ou « DU » conventionnel, au lieu de systèmes agricoles, et agri-alimentaires, qui pourraient être placés

sur des gradients. 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.

Malgré cette diversité, **l'AB reste caractérisée et identifiable à la fois comme process de production et de transformation, et comme un produit, grâce à son dispositif de certification.** Elle se distingue ainsi d'autres démarches comme l'agroécologie ou l'agriculture régénérative, qui ne disposent pas d'un cadre normatif.

Des principes qui orientent, une réglementation qui différencie, et qui conduisent à des caractérisations spécifiques

Les spécificités majeures de l'AB, qui la distinguent du conventionnel (même si certaines formes d'agriculture conventionnelle, non certifiées AB, peuvent être proches de l'AB) résident dans 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, Goulet (2012) définit l'agriculture biologique 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 des bioagresseurs, les systèmes bio sont souvent moins spécialisés, plus diversifiés, et ont davantage recours au travail : 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, au-delà de cette caractéristique de la bio qui n'utilise « pas de », ou « peu de », le nouveau règlement de l'AB (Règlement 2018/248) rappelle, comme le précédent : *« 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 ».*

En termes d'exigences, l'agriculture biologique doit, en particulier² :

- ▶ Préserver et développer la vie et la fertilité naturelle des sols, leur stabilité, leur capacité de rétention d'eau et leur biodiversité ;
- ▶ Utiliser des semences et des animaux présentant une grande diversité génétique, un haut degré de résistance aux maladies et une grande longévité ;
- ▶ Choisir des variétés végétales, en tenant compte des particularités des systèmes spécifiques de production biologique, l'accent étant mis sur la performance agronomique et sur la résistance aux maladies ;
- ▶ Choisir des races animales en tenant compte d'un niveau élevé de valeur génétique, de longévité, de vitalité et de résistance aux maladies ou aux problèmes sanitaires ;
- ▶ Pratiquer une production animale adaptée au site et liée au sol.

Le règlement énonce une **liste de préconisations sur la base des principes** d'écologie, de santé, de soin, et d'équité. **Nous ne reproduisons pas ici la liste complète de ces recommandations. Elles visent à « exacerber » les processus agro-écologiques, notamment via l'autonomie, les recyclages, et la diversification.**

Pour rappel, la diversification et l'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 ». **Par conséquent, même si ces principes font l'ossature du règlement, les pratiques sont**

hétérogènes. Toutefois, 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. Pour évaluer les externalités, il nous paraît important d'analyser ce que, via la non-utilisation de certains intrants (pesticides de synthèses, engrais de synthèse), et via de moindres dépendances (antibiotiques, additifs), **l'agriculture bio : 1) n'engendre pas ou moins** (moindres impacts sur la biodiversité, sur la qualité de l'eau, sur la santé humaine...) **et aussi et 2) ce qu'elle produit davantage en lien avec les pratiques agroécologiques mises en œuvre** (biodiversité, fertilité du sol...).

Nous montrons dans les synthèses qui suivent que l'AB possède de **nombreux atouts sociétaux en termes de préservation des ressources naturelles, du climat et de la santé humaine.** Le recueil présente d'abord les externalités environnementales de l'AB en ce qui concerne le sol, la biodiversité et le climat, puis nous analysons les externalités de l'AB en termes de santé, depuis la santé des agriculteurs, des riverains, de publics sensibles (mères pendant la grossesse, enfance), jusqu'aux consommateurs. A noter que cette actualisation ne traite pas d'autres bénéfices de l'AB établis dans l'étude de 2016, à savoir notamment **une moindre contribution au problème de l'antibiorésistance**, mais aussi des dimensions comme le **bien-être animal** ou la **création d'emplois supérieurs en AB.**

Enfin, la mise à jour des chiffrages économiques des externalités de l'AB va se poursuivre, dans le cadre du projet Ecophyto ICEPA (Identification des Coûts des Externalités de la Production Agricole, 2025-2028), notamment via un étroit partenariat avec le métaprogramme bio, METABIO, d'INRAE.



itab

l'Institut de l'agriculture
et de l'alimentation biologiques

Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique



Résumé
sol

Eva Lacarce, Natacha Sautereau
Mise à jour 2024

Avec le soutien de


MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE,
DE LA BIODIVERSITÉ,
DE LA FORÊT, DE LA MER
ET DE LA PÊCHE

Avec
la contribution
financière du compte
d'affectation spéciale
développement
agricole et rural
CASDAR


MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
DE LA SOUVERAINÉTÉ
ALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT
Liberté
Égalité
Fraternité

Contexte et enjeux

Le sol permet de nombreux services écosystémiques (SES) en particulier ceux de production alimentaire, de régulation des écosystèmes, du climat, et des flux de nutriments (notamment azote et phosphore), ainsi que de l'eau. Des enjeux majeurs de conservation de la biodiversité complètent ce panorama.

Le sol subit des dégradations biologiques, chimiques, et physiques avec des effets cumulatifs impactant son fonctionnement : deux tiers des sols européens sont considérés comme dégradés.¹ (Veerman et al., 2020).

De nombreuses approches s'attèlent à rendre compte des caractéristiques du sol via des indicateurs plus ou moins directs couvrant différentes dimensions. La **qualité du sol** s'attache aux propriétés d'un sol qui soutiennent les fonctions écosystémiques. La **fertilité du sol** en est l'une des composantes et correspond à la capacité à soutenir le rendement des cultures. La **santé du sol**, quant à elle, est une notion plus large et plus récente incluant les propriétés dynamiques affectées par la gestion du sol, et la performance des services et fonctions écosystémiques en plaçant au centre sa composante biologique. Ces différentes approches ne sont pas stabilisées dans le sens où des auteurs mobilisent différents corpus d'indicateurs pour en rendre compte. Les différences entre qualité et santé des sols sont ténues, dépendantes des communautés de recherche et de développement (Renault et al., 2023).

Le terme de « santé des sols » est de plus en plus utilisé et fait écho au concept d'« une seule santé ». La notion a permis de sensibiliser le législateur européen aux enjeux du sol. En 2021, la Commission européenne l'intègre dans la Stratégie pour les sols pour 2030 afin de « récolter les bénéfices de sols sains pour l'homme, l'alimentation, la nature et le climat ». Dans ce contexte, il est pertinent de s'interroger sur l'effet de l'agriculture biologique (AB) sur la santé des sols comme bien commun.

Les efforts visant à améliorer ou à maintenir la santé des sols profitent en effet directement aux producteurs d'aujourd'hui, mais aussi de demain, et génèrent également des externalités environnementales pour la société. Ainsi, il est important 1) de préserver la santé des sols, cette préservation pouvant être considérée comme une externalité pour les générations futures (i.e. produire sans hypothéquer les propriétés des sols), et 2) de développer des pratiques de gestion des sols pouvant générer des externalités positives, à savoir favorisant les services rendus par les sols.

Il s'agit i) d'identifier comment les pratiques mises en œuvre en AB favorisent ou au contraire dégradent la santé du sol, par rapport à l'agriculture conventionnelle (AC), et ii) d'estimer les différentiels d'externalités de l'AB par rapport à l'AC.

I. Agriculture biologique et préservation du sol

I.A. La vie centrale pour le fonctionnement du sol

Des indicateurs de biodiversité améliorés en AB

La biodiversité des sols est cruciale, tant par la richesse des espèces qui la composent que par les fonctions écosystémiques que celles-ci assurent. Cette biodiversité est centrale, comme indicatrice et comme **facteur**

¹ Les causes de dégradations considérées dans cette évaluation concernent (1) les excès de nutriments, (2) la perte ou des niveaux insuffisants de matière organique, (3) la dégradation des tourbières, (4) l'érosion, (5) le tassement, (6) des pollutions chimiques, (7) l'artificialisation des sols, (8) la salinisation secondaire, (9) la menace de désertification, et (10) la perte de biodiversité qu'impliquent les menaces précédentes.

déterminant de la santé biologique mais aussi physique et chimique du sol. L'utilisation du territoire impacte la biodiversité des sols mais, en ce qui concerne les microorganismes, de façon moins marquée que les conditions pédoclimatiques au premier rang desquelles le pH, la texture des sols et la teneur en matière organique. Ainsi, toute comparaison entre AB et AC doit se faire à conditions pédoclimatiques et occupation équivalentes.

En AB, les indicateurs de **la biologie des sols sont améliorés dans 70 % des cas par rapport à l'AC**, qu'ils concernent l'abondance ou la diversité ou les fonctions assurées par les organismes vivants, et de façon nette pour les micro-organismes. Les effets mesurés concernant les vers de terre et les arthropodes terrestres manquent en revanche de généralité. Par ailleurs, si ces effets sont nets pour les grandes cultures, les vergers et les vignes, ils ne dessinent pas de tendance univoque pour les prairies permanentes où les conduites diffèrent peu entre AB et AC (Christel et al., 2021).

La fertilisation organique, les rotations longues et diversifiées et la forte réduction de l'usage des pesticides mises en œuvre en AB sont favorables à la biodiversité des sols, alors que le travail du sol, qui peut être plus important pour lutter contre les adventices, lui est défavorable (Christel et al., 2021).

► Les approches écotoxicologiques montrent des **effets importants des pesticides sur les organismes du sol (invertébrés et micro-organismes)**, y compris à l'encontre des organismes qui participent à la régulation des bioagresseurs ou au cycle des nutriments, notamment la fixation symbiotique et la nitrification (Walder et al., 2022). Avec des teneurs en pesticides bien moindres, les **risques écotoxiques liés sont abaissés pour les sols en bio** (Bucheli et al., 2023; Panico et al., 2022; Pelosi et al., 2021; Riedo et al., 2021).

La mycorhization est généralement favorisée en AB probablement en lien avec l'absence d'intrants de synthèse (incluant la fertilisation) et malgré l'effet adverse du travail du sol (Gottshall et al., 2017; Riedo et al., 2021; Walder et al., 2023).

Les populations des invertébrés bénéficient des restrictions de l'utilisation des pesticides en AB malgré un impact notoire des fongicides cupriques. De façon générale, les invertébrés sont sensibles aux pesticides (70 % des couples substance active x invertébré, effet moyen des pesticides de -30 ± 16 % sur l'abondance et la diversité), spécialement aux insecticides et aux fongicides (Beaumelle et al., 2023; Gunstone et al., 2021). Dans les vignes, davantage concernées par ces traitements, les lombriciens sont pénalisés en bio dans leur biomasse et leur abondance, probablement par l'impact des traitements au cuivre (Ballabio et al., 2018) ou par l'effet d'un travail du sol accru (Karimi et al., 2020).

► Les spécificités de la gestion des nutriments en AB influencent également la biodiversité des sols.

Le cycle des nutriments est activé en AB. La **biomasse et l'activité microbienne** (mesurée à travers différentes activités enzymatiques) **sont supérieures par rapport à l'AC** (Figure 1), en lien avec les apports de

Indicateur		Effet relatif moyen	Intervalle de confiance à 5 %
Biomasse	Carbone microbien	+41 %	[+30% ; +52 %]
	Azote microbien	+51 %	[+29% ; +76 %]
Activité	Déshydrogénase	+74 %	[+52% ; +98 %]
	Protéase	+84 %	[+63% ; +98 %]
	Uréase	+32 %	[+16% ; +50 %]

Figure 1. Différentiel des effets relatifs de l'AB par rapport à l'AC sur les indicateurs de la vie microbienne issus de la méta-analyse de Lori et al. (2017).

fertilisants organiques pour le carbone microbien et la présence de légumineuses dans les rotations pour l'azote microbien (Lori et al., 2017).

Les apports de fertilisants organiques et l'incorporation des prairies dans les rotations de l'AB favorisent l'abondance des populations lombriciennes (+93 % en médiane entre AB et AC, variant de +32% à +100 %) de façon plus marquée que l'abandon du labour (Bai et al., 2018). Les nématodes sont également plus abondants en AB (+33 % en médiane, variant de +6 % à +50 %), particulièrement les bactériophages (+53 % en médiane, variant de +15 à +69 %) mais sans effets sur leur diversité (Puissant et al., 2021).

La fertilisation minérale de l'AC favorise le microbiote pathogène (Delitte et al., 2021).

► **Les traits racinaires sont susceptibles d'être impactés par les pratiques agronomiques de l'AB.** En effet, 1) les nutriments généralement plus dilués dans les sols et 2) leur apport sous forme d'engrais organiques qui les rendent moins disponibles et 3) l'activité microbienne plus intense sont susceptibles de modifier les interactions sol/plante. Toutefois, les particularités de l'écologie des sols en AB à travers les traits racinaires sont très peu documentées.

Transferts d'agents biologiques pathogènes liés aux fertilisants organiques en AB

L'AB n'autorise pas le recours aux fertilisants de synthèse. La compensation des prélèvements de nutriments par les récoltes repose sur la combinaison de la fixation symbiotique du diazote atmosphérique grâce à l'introduction de légumineuses dans les rotations, avec des apports de fertilisants organiques, qui sont donc accrus en AB. L'épandage de fertilisants organiques, aussi appelés produits résiduels organiques (PRO), pourrait être une voie de contamination par des agents biologiques pathogènes, et de contribution à l'antibiorésistance. Cependant, des mesures réglementaires encadrent leur usage et réduisent considérablement les risques biologiques associés : 1) des mesures réglementaires d'éviction ou d'hygiénisation des PRO, 2) des délais entre l'épandage des PRO et la récolte, et 3) des modalités d'épandage.

► L'AB utilise les PRO issus des animaux morts comme les farines de sang, de plumes, d'os ou de viande. Concentrés en nutriments, ils peuvent être facilement transportés et s'avèrent stratégiques pour fertiliser les cultures dans des zones avec peu d'élevage. Les mesures réglementaires très strictes encadrant leur usage préviennent les risques biologiques associés.

► Concernant les PRO mettant en jeu des matières fécales, l'interdiction en AB des boues de station d'épuration limite également les risques sanitaires. En revanche, les effluents d'élevages autorisés sont aussi des foyers de pathogènes, et des hotspots d'antibiorésistance. Le stockage et les procédés mis en œuvre pour le traitement de ces effluents contribuent de façon plus ou moins efficace à diminuer les risques biologiques associés. Les apports répétés de ces PRO favorisent la persistance de ces agents biologiques dans les sols, de même que la présence de co-sélecteurs² comme le cuivre. En pratique, **les dynamiques des écosystèmes bactériens ainsi que les conditions des sols semblent une voie d'élimination robuste de ces agents biologiques mais il est pratiquement impossible de remonter l'origine des pathogènes et des gènes d'antibiorésistance parce qu'ils préexistent dans les sols** (Bünemann et al., 2023 ; Houot et al., 2014).

In fine, le recours plus systématique à l'épandage d'effluents d'élevage n'augmente pas les risques de contamination des produits bio pour l'alimentation humaine et animale par des pathogènes, ou des souches antibiorésistantes (Rodriguez et al., 2023).

² Les co-sélecteurs sont des molécules induisant une sélection des populations, généralement par une action toxique, qui favorisent également l'apparition des souches antibiorésistantes.

I.B. La qualité physique des sols

Le choix de cultures en rotation plus diversifiées en AB, avec notamment des couverts intermédiaires multi-services (CIMS), est le levier principal d'**amélioration de la porosité et de la prospection racinaire du sol**. L'**enrichissement en matière organique** des sols, de façon variable selon la nature des matières apportées, et l'action de la **biomasse du sol** sont également bénéfiques (Blanco-Canqui et al., 2024). L'AB améliore le potentiel de résistance face aux sécheresses par rapport à l'AC (Lori et al., 2020; Mäder et al., 2020) avec **une disponibilité de l'eau pour les plantes généralement améliorée** (un effet positif de +4 % à +45 % dans 56 % des études, et qui n'est jamais négatif dans les 44 % d'études restantes) (Blanco-Canqui et al., 2024).

Blanco-Canqui et al. (2024) indiquent :

- ▶ **une stabilité structurale** souvent améliorée en AB :
 - Effet bio positif dans 53 % des études pour lesquelles l'effet varie de +12 % à +191 % ;
 - Effet bio négatif dans 18 % des études, le restant des études ne montrant pas d'effet.
- ▶ ainsi qu'un effet bio positif sur **l'infiltrabilité** dans 55 % des études pour lesquelles l'effet varie de +50 % à +256 %, le restant des études ne montrant pas d'effet significatif.

Ces éléments ainsi qu'une **couverture des sols davantage présente au cours de l'année, devraient permettre de diminuer le risque d'érosion des sols**, notamment dans les zones très sensibles à l'aléa érosif du Sud-Ouest où l'AB est largement déployée. L'impact effectif de l'AB sur l'érosion n'a cependant pas été étudié.

L'agriculture biologique montre ainsi un effet généralement bénéfique sur la qualité physique des sols et en conséquence des propriétés plus favorables en ce qui concerne la dynamique de l'eau dans l'agrosystème (Blanco-Canqui et al., 2024).

I.C. La contamination chimique des sols

Contaminants chimiques par les produits phytosanitaires

En Europe, les sols sont largement (80 % à 98 %) contaminés par des résidus de pesticides et leurs métabolites (Froger et al., 2023; Leenhardt et al., 2022; Silva et al., 2019) du fait des pratiques agricoles, des transferts ou de la persistance dans les sols. Le nombre de résidus quantifiés varie selon les cultures et les molécules recherchées. En France, Froger et al. (2023) en compte 15 par site en médiane.

L'AB en limitant considérablement les phytosanitaires abaisse significativement les niveaux de contamination des sols cultivés : moins de résidus de pesticides (-30 % à -55 %) et à des teneurs moindres en AB (somme des teneurs réduites de 70 % à 90 %) sans pour autant les éliminer (Geissen et al., 2021; Pelosi et al., 2021; Riedo et al., 2021). En effet, de nombreuses substances actives ou métabolites persistent dans les sols avec une rémanence qui dépasse celle attendue, y compris pour des substances toujours autorisées. Organochlorés hier, PFAS, certaines substances peuvent être considérées comme des polluants éternels., certaines substances peuvent être considérées comme des polluants éternels. Par ailleurs, des transferts sur de longues distances sont possibles. L'AB par ses pratiques restreint donc, aujourd'hui et pour l'avenir, la contamination des sols par des toxiques chimiques, que ce soit sur les terres cultivées en AB, mais aussi sur les espaces non cultivés. Néanmoins, l'AB utilise aussi des pesticides non synthétiques, parmi lesquels un petit nombre peut poser question. En particulier, les applications de composés cupriques contribuent à une pollution métallique des sols, par accumulation. Si **la pollution au cuivre des sols viticoles, notamment, est préoccupante, elle n'est pas propre à l'AB**, et résulte d'applications répétées pendant de longues années. En AB, à date, le cuivre n'est pas complètement substituable pour certaines productions (Andrison et al., 2018). D'autres phytosanitaires ont

aussi des effets sur la biologie du sol comme les huiles minérales et paraffiniques, l'azadirachtine, le spinosad ou le soufre.

A noter qu'en AB, la pollution des sols par des pesticides dits « hérités », **contribue**, avec la pollution par les eaux, **à 8 % des contaminations des aliments**. Cette contamination héritée des pratiques conventionnelles impacte la capacité de commercialisation des produits bio, induit des coûts d'investigation supplémentaires pour le contrôle bio (Schleiffer and Speiser, 2022). **Ce risque de transfert est donc une externalité négative de l'AC que subit l'AB.**

Transferts de contaminants chimiques dans les sols par les engrais organiques

L'épandage des engrais organiques peut engendrer une pollution chimique via des éléments traces métalliques (ETM) et des composés traces organiques (CTO). En écartant les boues de stations d'épuration, l'AB limite ces pollutions, même si elle se prive d'une source de nutriments en faveur du bouclage des cycles. Cependant d'autres PRO peuvent constituer des sources de contamination non négligeables. Ces contaminants peuvent s'accumuler dans les sols, les conditions physicochimiques et leur affinité pour les matières organiques déterminant leur mobilité dans le sol, et, pour les CTO, leur biodégradabilité.

Les éléments traces métalliques (ETM) apportés par les PRO s'accumulent dans le sol, d'autant plus que les processus de maturation des PRO les concentrent et les stabilisent. Les fertilisants issus des biodéchets utilisables en AB doivent observer des teneurs en ETM plus faibles par rapport aux exigences générales. Les co-produits animaux, quant à eux, ne doivent pas présenter de traces de chrome hexavalent. Parmi les autres PRO utilisés en AB, les effluents d'élevages peuvent également apporter des ETM.

► **Cadmium** : Les effluents d'élevage apportent du cadmium via la complémentation phosphatée des rations et via les aliments du bétail qui mobilisent le cadmium qui se trouve dans les sols à des teneurs élevées en France. Les transferts vers l'eau et les plantes sont limités par la rétention par la matière organique, et la compétition pour l'assimilation du cadmium avec celle du zinc, aussi apporté par les PRO. Les apports substantiels par les effluents d'élevage, quoiqu'inférieurs aux apports par les engrais phosphatés minéraux, sont à mettre en regard des moindres prélèvements liés aux rendements réduits. **Le bilan des apports et exports de cadmium au sol en AB se situe au même niveau qu'en AC** avec de bonnes pratiques de fertilisation (Sterckeman et al., 2018).

► **Cuivre et zinc** : Les effluents d'élevages intensifs, de porcs notamment, apportent des quantités non négligeables de cuivre et zinc (Bünemann et al., 2023; Houot et al., 2014). Dans les zones d'élevage intensif et en cas d'apports répétés à la parcelle, les apports de ces métaux tendent à s'accumuler dans les sols. Les apports à la parcelle sont, depuis l'encadrement de la complémentation des animaux en 2003 (renforcé depuis par les règlements d'exécution UE 2016/1095 et 2018/1039), du même ordre que les apports par les boues de stations d'épuration ou les biodéchets. A noter toutefois que les apports de cuivre à la parcelle par les effluents sont bien en deçà de ceux apportés par les traitements phytosanitaires appliqués à la vigne, l'arboriculture et certains légumes en AB et en AC.

► Les risques de toxicité liés au zinc par les apports de PRO n'ont été observés que pour des boues de stations d'épuration, qui sont exclues en AB.

Les composés traces organiques (CTO) comprennent 1) des polluants organiques persistants dont seuls 10 sont réglementés dans les PRO (7 polychlorobiphényles ou PCB et 3 hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP), ainsi que 2) des polluants moins persistants, avec une demi-vie de quelques jours à quelques mois, comme les phtalates, les bisphénols ou les détergents. Les molécules pharmaceutiques et pesticides ne sont pas prises en compte par la réglementation concernant les PRO mais constituent également des CTO. Les organohalogénés, parmi lesquels certains per- et polyfluoroalkylés (PFAS) mobiles, constituent les CTO les plus préoccupants. Les éléments manquent pour conclure à un impact spécifique des pratiques de l'AB concernant

les CTO par rapport à l'AC, et l'impact des PRO épanchés. L'éviction des boues de stations d'épuration limite ces contaminations mais les biodéchets et les composts de déchets verts sont des sources possibles (Bünemann et al., 2023).

II. Les services de régulation

II.A. Régulation des pollutions

Fonction de dépollution du sol

La capacité du sol à détoxifier les substances actives des phytosanitaires repose grandement sur l'activité microbienne (Fenner et al., 2013). Cette capacité est améliorée face à des usages répétés de phytosanitaires et à l'exposition des populations (Leenhardt et al., 2022), donc de façon plus marquée en AC. En effet, les résidus de pesticides impactent la microflore et favorisent les communautés capables de les métaboliser. Cependant, la capacité de détoxification repose sur l'activité microbienne et sa diversité qui sont améliorées en AB. Il est donc **difficile de conclure sur un effet de l'AB sur cette fonction de dépollution.**

Flux des pesticides du sol vers les eaux

Les flux de pesticides vers les eaux sont multiparamétriques. Les substances actives ou leurs métabolites sont retrouvés dans les masses d'eau à des teneurs qui peuvent être préoccupantes pour les écosystèmes. Les

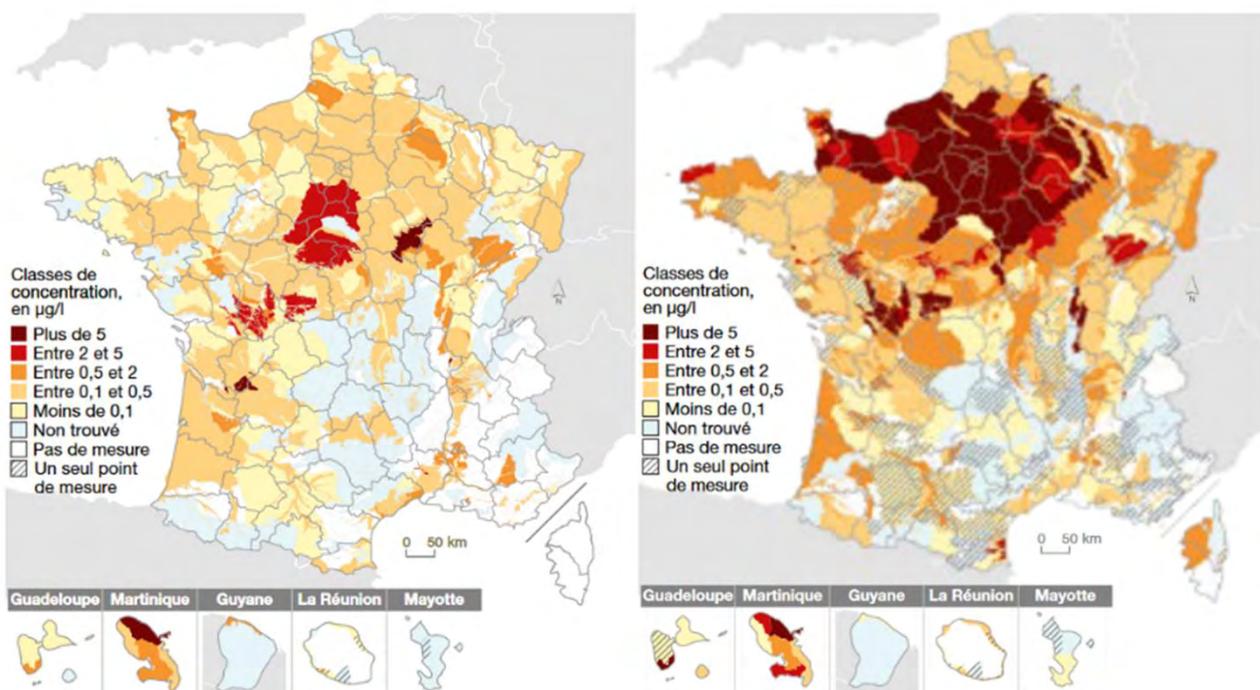


Figure 2. Concentration moyenne en pesticides dans les eaux souterraines en 2010 (carte de gauche) et en 2018 (carte de droite). Les masses d'eau représentées sont celles les plus proches du niveau du sol et les plus exposées. (Source SDES, 2020).

herbicides, qui sont bannis en AB, sont les pesticides les plus couramment retrouvés dans les eaux, suivis des insecticides ; les fongicides sont en revanche peu mobiles.

La qualité des eaux souterraines vis-à-vis des pesticides s'est significativement dégradée entre 2010 et 2018, malgré la mise en place de périmètres de protection. En 2018, parmi les 760 substances et métabolites recherchés dans les eaux souterraines, 46 % ont été quantifiés. Parmi les molécules identifiées, la moitié sont des herbicides. Par ailleurs, 46 % de ces molécules sont interdites d'usage, preuve de leur rémanence dans le sol et les masses d'eau. Pour **35 %** des 2340 points de mesure des réseaux de surveillance de la qualité des eaux souterraines, **la concentration totale en pesticides dépasse la norme 0,5 µg/l pour le total des substances (contre 14 % en 2010)** et pour 47 % d'entre eux, elle dépasse la norme 0,1 µg/l pour au moins une substance individuelle (contre 30 % en 2010) (SDES, 2020).

A noter, 13 % des masses d'eau superficielles présentent une qualité dégradée par les teneurs en cuivre. L'AB autorisant l'usage du cuivre, participe, avec l'AC, à cet impact, spécialement dans les zones viticoles.

De façon générale, **l'AB employant peu les pesticides est beaucoup moins susceptible de contribuer à la pollution de l'eau par leur entremise.**

Flux des nutriments vers les eaux

Les apports de nutriments, notamment d'azote et de phosphore, visent le service de production en pourvoyant aux besoins des cultures sans épuiser le sol. Cependant, des fuites, notamment vers l'eau, occasionnent une perte pour l'agrosystème et détériorent la qualité des masses d'eau avec à la clef des enjeux de santé environnementale.

L'AB, en s'interdisant 1) les engrais azotés de synthèse, et 2) les extractions acides des phosphates miniers, et en liant au territoire l'alimentation des animaux, **limite les apports de nutriments dans les sols**. De façon générale, les formes de nutriments apportés en AB sont **moins mobiles et valorisent les processus biologiques** qui tendent ainsi à réguler la disponibilité des éléments notamment par la dynamique de minéralisation des matières organiques.

► La réduction des apports d'azote va de pair **avec des objectifs de rendement inférieurs**. L'AB, du fait de cette réduction des apports, offre un modèle à mettre en œuvre pour **recouvrir une qualité des eaux satisfaisante en abaissant les pertes en nitrate de 30 à 60 % par rapport à l'AC en grandes cultures** (Benoit et al., 2015; Billen et al., 2024; Sanders and Heß, 2019).

► Le phosphore, peu mobile et peu biodisponible dans les sols, est largement hérité des pratiques passées. Les apports actuels en AC sont plutôt faibles mis à part dans les zones d'élevage intensif. Ils sont encore plus faibles **en AB avec des bilans entrées - sorties de P divisés par 2** dans les grandes cultures (Véricel et Demay, 2023).

► Le recours aux CIMS, plus souvent mis en œuvre en AB (2,4 fois plus de couverts intermédiaires pièges à nitrate), contribue à une meilleure rétention des nutriments, en période drainante pour piéger l'azote et en cas de risque d'érosion pour retenir le phosphate. Les CIMS sont particulièrement pertinents pour juguler les incertitudes qui pèsent sur le raisonnement de la fertilisation en AB (Hansen et al., 2019).

Le raisonnement de la fertilisation en bio est plus complexe qu'en AC avec des incertitudes sur la quantité de nutriments apportée par les PRO, la quantité d'azote fixée par les légumineuses restituées au sol, la dynamique de minéralisation des nutriments et la synchronie de cette mise à disposition des nutriments avec les besoins de la plante.

Ainsi, malgré les apports azotés globalement moindres, le mode de production bio peut parfois amener à une lixiviation accrue du nitrate :

- ▶ En cas d'absence de couverture végétale, qu'il s'agisse d'une culture commerciale ou de service, notamment en période drainante.
 - ▶ En fonction du choix des PRO selon leur dynamique de minéralisation de l'azote, et en lien avec le drainage.
 - ▶ En retournant les cultures de légumineuses, ce qui peut induire une cinétique de minéralisation assez rapide.
- A noter, ce retournement vise également à contenir les adventices, ce qui peut contraindre la période choisie pour l'opération.

A noter que l'**eutrophisation doit être appréhendée à l'échelle des territoires**, et non par unité de masse produite. L'eutrophisation de l'eau est déclenchée au-delà de seuils de saturation en nutriments, et la régulation de la qualité de cette eau dans les bassins versants repose sur de moindres apports, qui, *de facto*, limitent les rendements. Ainsi, les approches par masse produite peuvent indûment attribuer un risque d'eutrophisation accru aux productions bio.

II.B. Régulation du climat

Le sol contribue à la régulation des émissions des gaz à effet de serre et à un stock de carbone non négligeable. Le chapitre Climat précise les effets de l'AB sur cette régulation.

Conclusion : vers une approche multifonctionnelle

Des pratiques bio largement favorables aux services environnementaux des sols

Il existe des synergies entre services écosystémiques de régulation et support qui dépendent des apports de matières organiques, de la biodiversité des sols mais aussi de la diversification des cultures et de la limitation des pesticides. A noter que si les adventices contribuent à la perte de productivité, elles participent à la multifonctionnalité des sols (Wittwer et al., 2021). **En AB, la moindre utilisation des produits phytosanitaires, le non-recours aux engrais de synthèse, les moindres apports d'azote, les rotations plus longues et diversifiées des cultures, l'implantation renforcée de légumineuses, de CIMS et de prairies temporaires génèrent un cortège de bénéfices** résumés dans la Figure 3.

Le tableau ci-après synthétise en particulier les différences entre **les rotations mises en œuvre en AB et celles de l'AC** et les effets toujours bénéfiques sur le sol de ces pratiques.

Différence dans les rotations entre AB et AC (Barbieri et al., 2017)	Effet des pratiques sur les externalités ayant trait aux sols	Références
+15 % pour la durée des rotations des terres arables Plus de catégories de cultures	La diversification des cultures améliore la santé des sols : +24 % de biodiversité associée +51 % pour la régulation de la qualité de l'eau +63 % de régulation des bioagresseurs +11% de qualité des sols abordée par le stock de carbone et la chimie du sol principalement	Beillouin et al., 2021 Blanco-Canqui et al., 2024
Mélanges céréales-protéagineux 4,3 fois plus fréquents	+13 % de qualité des sols, avec +10 % de stock de carbone +13 à +16 % de fixation symbiotique par rapport à une culture de légumineuse seule (à densité d'implantation équivalente)	Beillouin et al., 2021 Rodriguez et al., 2020
Les fourrages temporaires 2,8 fois plus abondants	Protection de la surface du sol, meilleure structuration, plus de vers de terre et donc une stabilisation du carbone du sol et une meilleure biodisponibilité de l'azote	Riley et al., 2008 Frøseth et al., 2014 Martin et al., 2020 Barbieri et al., 2023, 2017
Les CIMS plus fréquents (x2,4 hors cultures intercalaires et x8,7 pour les intercalaires)	+21 % de biodiversité associée +10 % de stock de carbone Amélioration de la structure des sols, de la régulation du cycle des nutriments et de l'eau Leurs effets dépendent de leurs caractéristiques	Beillouin et al., 2021 Lamichhane et Alletto, 2022 Blanco-Canqui et Ruis, 2020
2,6 fois plus de fixation symbiotique d'azote, notamment sous forme de fourrages, CIMS et mélanges céréales-légumineuses	Remplace essentiellement des engrais azotés de synthèse (utilisés en AC à raison de 78 kg N/ha/an sur la SAU française)	ANPEA, 2022

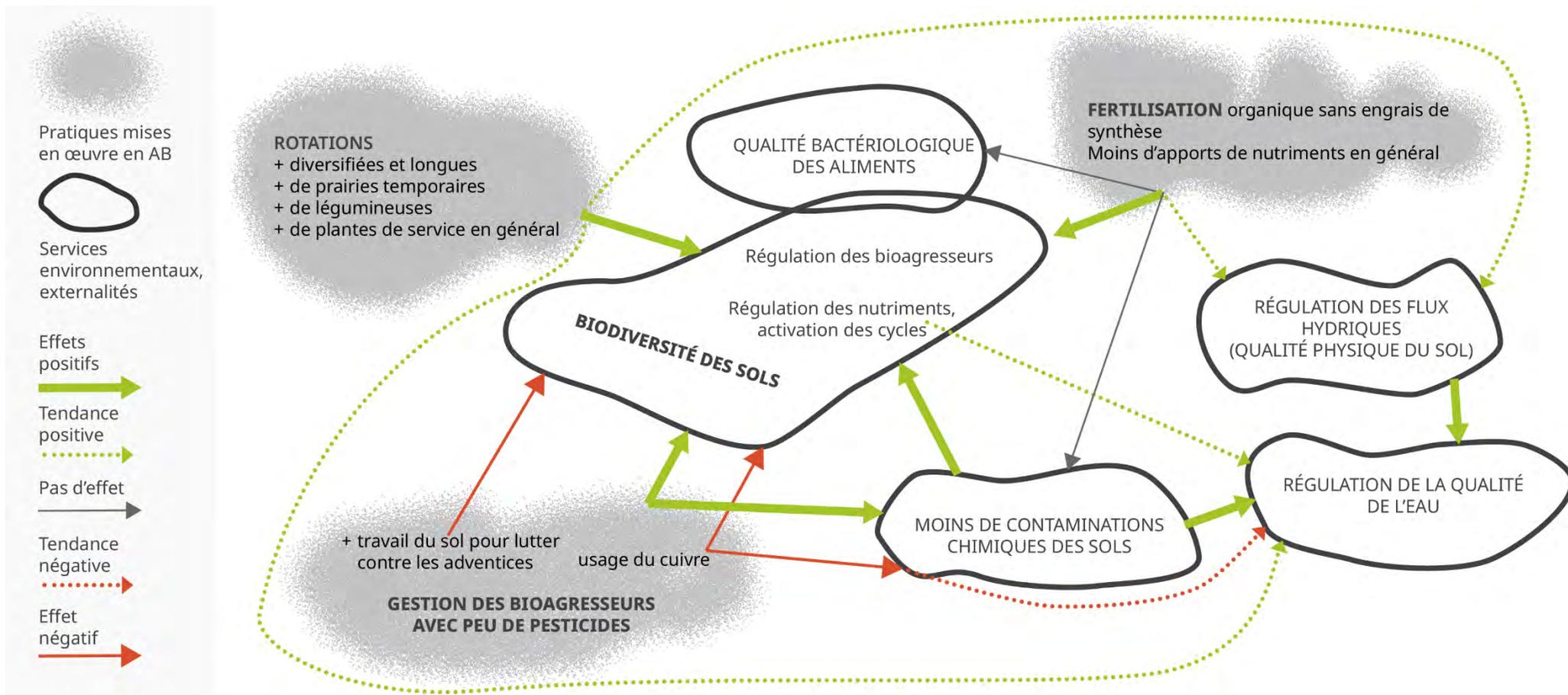


Figure 3. Vue synthétique des externalités de l'agriculture biologique le compartiment sol (hors effets sur l'atténuation du changement climatique) et en lien avec les pratiques mises en œuvre.

Bibliographie

Andriveau, D., Bardin, L., Bertrand, C., Brun, L., Daire, X., Fabre, F., Gary, C., Montarry, J., Nicot, P., Reignault, P., Tamm, L., Savini, I., 2018. Peut-on se passer du cuivre en protection des cultures biologiques ? (Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective). INRA.

ANPEA, A.N.P. pour les E. et A., 2022. Observatoire national de la fertilisation minérale et organique. Résultats 2021.

Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M.R., Batjes, N.H., Mäder, P., Bünemann, E.K., de Goede, R., Brussaard, L., Xu, M., Ferreira, C.S.S., Reintam, E., Fan, H., Mihelič, R., Glavan, M., Tóth, Z., 2018. Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028>

Ballabio, C., Panagos, P., Lugato, E., Huang, J.-H., Orgiazzi, A., Jones, A., Fernández-Ugalde, O., Borrelli, P., Montanarella, L., 2018. Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of The Total Environment* 636, 282–298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.268>

Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Sci Rep* 7, 13761. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>

Barbieri, P., Starck, T., Voisin, A.-S., Nesme, T., 2023. Biological nitrogen fixation of legumes crops under organic farming as driven by cropping management: A review. *Agricultural Systems* 205, 103579. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103579>

Beaumelle, L., Tison, L., Eisenhauer, N., Hines, J., Malladi, S., Pelosi, C., Thouvenot, L., Phillips, H.R.P., 2023. Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 60, 1239–1253. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14437>

Beillouin, D., Ben-Ari, T., Malézieux, E., Seufert, V., Makowski, D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology* 27, 4697–4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>

Benoit, M., Garnier, J., Billen, G., Tournebise, J., Gréhan, E., Mary, B., 2015. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.030>

Billen, G., Aguilera, E., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Le Noë, J., Sanz-Cobena, A., 2024. Beyond the Farm to Fork Strategy: Methodology for designing a European agro-ecological future. *Science of The Total Environment* 908, 168160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168160>

Blanco-Canqui, H., Ruis, S.J., 2020. Cover crop impacts on soil physical properties: A review. *Soil Science Society of America Journal* 84, 1527–1576. <https://doi.org/10.1002/saj2.20129>

Blanco-Canqui, H., Ruis, S.J., Francis, C.A., 2024. Do Organic Farming Practices Improve Soil Physical Properties? *Soil Use and Management* n/a. <https://doi.org/10.1111/sum.12999>

Brignon, J.M., Payrastra, L., 2022. Impact des produits chimiques sur la santé. *Revue ADSP Santé-environnement : quinze ans de politiques publiques*.

Bucheli, T.D., Barmettler, E., Bartolomé, N., Hilber, I., Hornak, K., Meuli, R.G., Reininger, V., Riedo, J., Rösch, A., Sutter, P., Van Der Heijden, M.G.A., Wächter, D., Walder, F., 2023. Pesticides in Agricultural Soils: Major Findings from Various Monitoring Campaigns in Switzerland. *Chimia* 77, 750–757. <https://doi.org/10.2533/chimia.2023.750>

Bünemann, E.K., Reimer, M., Smolders, E., Smith, S.R., Bigalke, M., Palmqvist, A., Brandt, K.K., Möller, K., Harder, R., Hermann, L., Speiser, B., Oudshoorn, F., Løes, A.K., Magid, J., 2023. Do contaminants compromise the use of recycled nutrients in organic agriculture? A review and synthesis of current knowledge on contaminant concentrations, fate in the environment and risk assessment. *Science of The Total Environment* 168901. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168901>

Christel, A., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environ Chem Lett* 19, 4603–4625. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01302-y>

Delitte, M., Caulier, S., Bragard, C., Desoignies, N., 2021. Plant Microbiota Beyond Farming Practices: A Review. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 5, 624203. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.624203>

Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L., Elnsr, M., 2013. Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities. *Science (New York, N.Y.)* 341, 752–8. <https://doi.org/10.1126/science.1236281>

Froger, C., Jolivet, C., Budzinski, H., Pierdet, M., Caria, G., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Bispo, A., 2023. Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence. *Environ. Sci. Technol.* 57, 7818–7827. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>

Frøseth, R.B., Bakken, A.K., Bleken, M.A., Riley, H., Pommeresche, R., Thorup-Kristensen, K., Hansen, S., 2014. Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy* 52, 90–102. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.006>

Geissen, V., Silva, V., Lwanga, E.H., Beriot, N., Oostindie, K., Bin, Z., Pyne, E., Busink, S., Zomer, P., Mol, H., Ritsema, C.J., 2021. Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe – Legacy of the past and turning point for the future. *Environmental Pollution* 278, 116827. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116827>

Gottshall, C.B., Cooper, M., Emery, S.M., 2017. Activity, diversity and function of arbuscular mycorrhizae vary with changes in agricultural management intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 241, 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.011>

Gunstone, T., Cornelisse, T., Klein, K., Dubey, A., Donley, N., 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Frontiers in Environmental Science* 9, 643847. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847>

Hansen, S., Berland Frøseth, R., Stenberg, M., Stalenga, J., Olesen, J.E., Krauss, M., Radzikowski, P., Doltra, J., Nadeem, S., Torp, T., Pappa, V., Watson, C.A., 2019. Reviews and syntheses: Review of causes and sources of N₂O emissions and NO₃ leaching from organic arable crop rotations. *Biogeosciences* 16, 2795–2819. <https://doi.org/10.5194/bg-16-2795-2019>

Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Savini, I., Tibi, A., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques (Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, INRA-CNRS-Irstea). France.

Karimi, B., Cahurel, J.-Y., Gontier, L., Charlier, L., Chovelon, M., Mahé, H., Ranjard, L., 2020. Revue scientifique sur la qualité biologique des sols de vignes et l'impact des pratiques viticoles.

Lamichhane, J.R., Alletto, L., 2022. Ecosystem services of cover crops: a research roadmap. *Trends in Plant Science*. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2022.03.014>

Leenhardt, S., Mamy, L., Pesce, S., Sanchez, W., Achard, A.-L., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudoin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berry, P., Bertrand, Cédric, Bertrand, Colette, Betoulle, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumont, A., Chauvel, B., Coeurdassier, M., Corio-Costet, M.-F., Coutellec, M.-A., Crouzet, O., Doussan, I., Faburé, J., Fritsch, C., Gallai, N., Gonzalez, P., Gouy, V., Edde, M., Langlais, A., Le Bellec, F., Le Boulanger, C., Le Gall, M., Le Perchec, S., Margoum, C., Martin-Laurent, F., Mongruel, R., Morin, S., Mougou, C., Munaron, D., Nélieu, S., Pelosi, C., Rault, M., Sabater, S., Stachowski-Haberkorn, S., Sucré, E., Thomas, M., Tournebise, J., 2022. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse du rapport d'ESCo, INRAE, Ifremer. ed. <https://doi.org/10.17180/gfjk-e861>

Lori, M., Piton, G., Symanczik, S., Legay, N., Brussaard, L., Jaenicke, S., Nascimento, E., Reis, F., Sousa, J.P., Mäder, P., Gättinger, A., Clément, J.-C., Foulquier, A., 2020. Compared to conventional, ecological intensive management promotes beneficial proteolytic soil microbial communities for agro-ecosystem functioning under climate change-induced rain regimes. *Sci Rep* 10, 7296. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64279-8>

Lori, M., Symanczik, S., Mäder, P., Deyn, G.D., Gättinger, A., 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. *PLOS ONE* 12, e0180442. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180442>

Mäder, P., Bünemann, E., Ritsema, C., 2020. Expert brief. Soil. FiBL's contribution to the ESAD EU platform.

Martin, G., Durand, J.-L., Duru, M., Gastal, F., Julier, B., Litrico, I., Louarn, G., Médiène, S., Moreau, D., Valentin-Morison, M., Novak, S., Parnaudeau, V., Paschalidou, F., Vertès, F., Voisin, A.-S., Cellier, P., Jeuffroy, M.-H., 2020. Role of ley pastures in tomorrow's cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 40, 17. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00620-9>

Panico, S.C., van Gestel, C.A.M., Verweij, R.A., Rault, M., Bertrand, C., Menacho Barriga, C.A., Coeurdassier, M., Fritsch, C., Gimbert, F., Pelosi, C., 2022. Field mixtures of currently used pesticides in agricultural soil pose a risk to soil invertebrates. *Environmental Pollution* 305, 119290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119290>

Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 305, 107167. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167>

Puissant, J., Villenave, C., Chauvin, C., Plassard, C., Blanchart, E., Trap, J., 2021. Quantification of the global impact of agricultural practices on soil nematodes: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 161, 108383. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108383>

- Renault, P., Cousin, I., Gascuel-Oudou, C., Antoni, V., Bispo, A., Bougon, N., Desrousseaux, M., Feix, I., Joassard, I., Laville, P., Pierart, A., Caquet, T., 2023. Des propriétés des sols aux indicateurs de la qualité des sols, en appui aux politiques publiques et en réponse aux besoins de la société. *Etude et Gestion des Sols* 30, 207–221.
- Riedo, J., Wettstein, F.E., Rösch, A., Herzog, C., Banerjee, S., Büchi, L., Charles, R., Wächter, D., Martin-Laurent, F., Bucheli, T.D., Walder, F., van der Heijden, M.G.A., 2021. Widespread Occurrence of Pesticides in Organically Managed Agricultural Soils—the Ghost of a Conventional Agricultural Past? *Environ. Sci. Technol.* 55, 2919–2928. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06405>
- Riley, H., Pommeresche, R., Eltun, R., Hansen, S., Korsath, A., 2008. Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124, 275–284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.11.002>
- Rodriguez, C., Carlsson, G., Englund, J.-E., Flöhr, A., Pelzer, E., Jeuffroy, M.-H., Makowski, D., Jensen, E.S., 2020. Grain legume-cereal intercropping enhances the use of soil-derived and biologically fixed nitrogen in temperate agroecosystems. A meta-analysis. *European Journal of Agronomy* 118, 126077. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126077>
- Rodriguez, C., Mith, H., Taminiau, B., Korsak, N., Garcia-Fuentes, E., Daube, G., 2023. Microbial Food Safety Assessment of Organic Food and Feed: Notifications in the EU RASFF during 2020–2022. A Systematic Review. *Transboundary and Emerging Diseases* 2023, e6615992. <https://doi.org/10.1155/2023/6615992>
- Sanders, J., Heß, J. (Eds.), 2019. Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft [2. überarbeitete und ergänzte Auflage]. Johann Heinrich von Thünen-Institut, DE.
- Schleiffer, M., Speiser, B., 2022. Presence of pesticides in the environment, transition into organic food, and implications for quality assurance along the European organic food chain – A review. *Environmental Pollution* 313, 120116. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120116>
- SDES, Eau et milieux aquatiques, les chiffres clés, en partenariat avec OFB, Édition 2020
- Silva, V., Mol, H.G.J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Science of The Total Environment* 653, 1532–1545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>
- Sterckeman, T., Gossiaux, L., Guimont, S., Sirguey, C., Lin, Z., 2018. Cadmium mass balance in French soils under annual crops: Scenarios for the next century. *Science of The Total Environment* 639, 1440–1452. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.225>
- Veerman, C., Pinto Correia, T., Bastioli, C., Biro, B., Bouma, J., Cienciala, E., Emmett, B., Frison, E.A., Grand, A., Hristov, L., Kriaučiūnienė, Z., Pogrzeba, M., Soussana, J.-F., Vela, C.O., Wittkowski, R., 2020. Caring for soil is caring for life: ensure 75% of soils are healthy by 2030 for food, people, nature and climate: report of the Mission board for Soil health and food, European Commission Directorate-General for Research and Innovation and Directorate-General for Agriculture and Rural Development. ed. Publications Office of the European Union, Brussels.
- Véricel, G., Demay, J., 2023. Fertilité des sols en phosphore : diagnostic, leviers de gestion et perspectives.
- Walder, F., Büchi, L., Wagg, C., Colombi, T., Banerjee, S., Hirte, J., Mayer, J., Six, J., Keller, T., Charles, R., van der Heijden, M.G.A., 2023. Synergism between production and soil health through crop diversification, organic amendments and crop protection in wheat-based systems. *Journal of Applied Ecology* 60, 2091–2104. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14484>
- Walder, F., Schmid, M.W., Riedo, J., Valzano-Held, A.Y., Banerjee, S., Büchi, L., Bucheli, T.D., van der Heijden, M.G.A., 2022. Soil microbiome signatures are associated with pesticide residues in arable landscapes. *Soil Biology and Biochemistry* 174, 108830. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108830>
- Wittwer, R.A., Bender, S.F., Hartman, K., Hydbom, S., Lima, R.A.A., Loaiza, V., Nemecek, T., Oehl, F., Olsson, P.A., Petchey, O., Prechsl, U.E., Schlaeppli, K., Scholten, T., Seitz, S., Six, J., van der Heijden, M.G.A., 2021. Organic and conservation agriculture promote ecosystem multifunctionality. *Science Advances* 7, eabg6995. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abg6995>



itab

l'Institut de l'agriculture
et de l'alimentation biologiques

Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique



Résumé
biodiversité

Bastien Dallaporta, Natacha Sautereau
Mise à jour 2024

Avec le soutien de


MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE,
DE LA BIODIVERSITÉ,
DE LA FORÊT, DE LA MER
ET DE LA PÊCHE

Avec
la contribution
financière du compte
d'affectation spéciale
développement
agricole et rural
CASDAR


MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
DE LA SOUVERAINÉTÉ
ALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT

Introduction

L'espèce humaine a un fort impact négatif sur les écosystèmes naturels terrestres, marins et d'eau douce. Selon le WWF et sur la base des populations suivies entre 1970 et 2018, nous aurions perdu à l'échelle mondiale près de 69% de l'abondance relative des populations d'espèces sauvages (mammifères, poissons, oiseaux, reptiles et amphibiens) (Almond et al., 2022). Au niveau mondial, le taux d'extinction des espèces est au moins plusieurs dizaines à centaines de fois supérieur au taux moyen d'extinction des dix derniers millions d'années (Diaz et al., 2019). Cette chute drastique de la biodiversité taxonomique observée à la fois sur une échelle temporelle rapide et à une échelle mondiale fait de cette crise la sixième crise d'extinction massive, et la première causée par les activités humaines (Cowie et al., 2022). Ces déclinés sont observés sur des échelles spatiales plus réduites. En Europe, l'abondance des insectes terrestres décline de 9% par décennie depuis les années 60 (Van Klink et al., 2020). En Allemagne, le suivi de populations d'insectes volants sur 37 ans dans une soixantaine d'aires protégées a relevé une diminution de 76% de leur biomasse (Hallmann et al., 2017). L'abondance des oiseaux communs a diminué de 25% depuis 37 ans en Europe, le déclin est particulièrement massif concernant les populations d'oiseaux des milieux agricoles (-57%) (Rigal et al., 2023).

Le déclin de la biodiversité résulte de plusieurs facteurs : i) **les pollutions**, par des effets directs (environnement rendu inadapté à la survie des individus) et indirects (disponibilité des ressources alimentaires ou altération des capacités reproductives) ; ii) **les changements climatiques** (modification des aires de distribution des espèces) ; iii) **l'exploitation directe des organismes et des ressources** (par exemple : la chasse, la pêche ; la surexploitation) ; iv) **le changement d'utilisation des terres** (disparition, altération, fragmentation des habitats) ; v) **les espèces exotiques envahissantes** (compétition ou prédation).

La contribution de chaque pression dans le déclin observé est variable, par exemple selon les taxons étudiés ou les zones géographiques (Bellard et al., 2022). Néanmoins, à l'échelle mondiale et concernant les écosystèmes terrestres, les changements d'utilisation des terres et l'exploitation directe expliqueraient plus de 50% de l'impact sur la biodiversité (Diaz et al., 2019). L'agriculture en est le principal facteur, par les surfaces terrestres qu'elle couvre et l'extension de ses surfaces. Les pollutions, qui incluent celles par les pesticides, constituent la deuxième cause la plus importante du déclin des populations d'insectes (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019). Ainsi, plus de 40 000 espèces inscrites sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN au niveau mondial sont menacées par l'agriculture. Cette perte de biodiversité s'accompagne d'une érosion de la biodiversité cultivée : le nombre de variétés de plantes et de races locales d'animaux domestiqués, et de leurs parents sauvages, a considérablement diminué. L'effondrement de la biodiversité associée (celle qui n'est pas directement gérée par l'agriculteur) et planifiée (celle intentionnellement introduite dans l'agroécosystème), compromettent la capacité d'adaptation et de résilience des écosystèmes aux changements globaux, mais également le maintien d'une diversité de services écosystémiques rendus à la société.

I. Effets positifs de l'Agriculture Biologique (AB) à l'échelle de la parcelle agricole : un constat stable depuis 30 ans

Les parcelles AB hébergent davantage de biodiversité que des parcelles conduites en Agriculture Conventiennelle (AC). Les jeux de données qui comparent à l'échelle mondiale des mesures de biodiversité entre une parcelle conduite en AB et une parcelle conduite en AC soutiennent le constat que l'AB est bénéfique à cette biodiversité associée (Bengtsson et al., 2005 ; Tuck et al., 2014 ; Smith et al., 2019). La majorité des mesures de biodiversité renseigne un nombre d'individus (abondance) et/ou un nombre d'espèces (richesse spécifique) et proviennent essentiellement de zones tempérées. Toutes cultures et groupes taxonomiques confondus, les

parcelles conduites en AB ont en moyenne **une abondance et une richesse spécifique respectivement supérieures de 32 % et 23 %** (Smith et al., 2019).

Si la quantification des effets de l'AB sur la richesse spécifique a sensiblement peu évolué, l'abondance était estimée à +50 % dans de précédents travaux (Bengtsson et al., 2005). Cette révision semble être expliquée par i) la couverture taxonomique, avec l'intégration de taxons jusqu'alors peu documentés (biodiversité du sol) et ii) probablement par l'évolution des méthodes de méta analyses. Ces différences restent significatives entre des parcelles AB et AC, et moins variables en AB qu'en AC (Smith et al., 2019). À cette échelle de la parcelle agricole, l'AB a un effet bénéfique sur les espèces d'arthropodes dites rares, c'est-à-dire des espèces ayant un nombre d'individus faible à l'échelle de la communauté (Lichtenberg et al., 2017). Derrière cette quantification assez générique établie sur de larges échelles se cachent des facteurs de variations. **Ils ne remettent pas en question l'effet positif de l'AB mais contribuent à discuter de la quantification des effets de l'AB par rapport à l'AC.**

II. Les pratiques agricoles expliquent ces bénéfices

L'Expertise Scientifique Collective INRAE IFREMER « Impacts des **produits phytopharmaceutiques** sur la biodiversité et les services écosystémiques » (ESCo PPP), publiée en 2022, a permis d'établir un état actualisé et critique des nouvelles connaissances scientifiques (Leenhardt et al., 2023). Cette ESCo établit une implication majeure des PPP dans le déclin i) **des populations d'invertébrés terrestres** par des effets directs non intentionnels et des effets indirects (par exemple diminution des ressources trophiques) ii) **des populations d'oiseaux** par des effets directs (empoisonnement) et indirects (diminution des ressources alimentaires des insectivores). Un lien est également établi entre l'usage des PPP et le déclin observé des **populations d'amphibiens** (perturbations endocriniennes et immunitaires) et de chauves-souris (PPP interdits mais persistants), deux groupes taxonomiques qui ne ressortent pas dans les comparaisons de biodiversité AB/AC dans les méta-analyses précédemment évoquées. Enfin, l'ESCo qualifie un lien de suspicion entre l'usage de PPP et les dynamiques de producteurs primaires, de micro-organismes hétérotrophes, et de vertébrés terrestres, groupes pour lesquels les données disponibles restent fragmentaires.

Concernant les substances naturelles, autorisées en AB, les quelques résultats existants indiquent que si la plupart d'entre elles présentent une faible écotoxicité, d'autres (notamment spinosad) ont une toxicité équivalente ou supérieure à celle de leurs homologues de synthèse. Le cuivre, utilisé en AB et en AC, et en particulier son accumulation dans les sols, présente une toxicité environnementale par une exposition prolongée des organismes vivants dans les sols. Les auteurs identifient un besoin de recherches complémentaires sur les produits de biocontrôle. Plus globalement, l'état des connaissances disponibles montre que toutes les matrices environnementales sont contaminées par les PPP (eau, sol, air). En conséquence, les quantifications AB/AC, à l'échelle de la parcelle agricole et majoritairement sur la biodiversité terrestre, sous-estiment probablement les effets de l'AB, plus précisément la couverture des taxons pour lesquels un mode de production en AB est moins préjudiciable.

Par rapport à une fertilisation minérale, **la fertilisation organique** a un effet positif sur la biodiversité du sol. Les effets sont les plus documentés sur **l'abondance et la richesse spécifique des nématodes**. L'abondance des vers de terre est également favorisée en situation de fertilisation organique ainsi que l'abondance de microorganismes bactériens et fongiques. Peu de travaux documentent les effets de la fertilisation organique sur la faune épigée. Des doses d'azote élevées réduisent la richesse spécifique des plantes et des nématodes en favorisant des espèces végétales nitrophiles et l'abondance de nématodes herbivores.

L'intensité du travail du sol a un effet négatif sur la macrofaune du sol. Par rapport à un travail du sol profond (i.e supérieur à 20cm et avec retournement des horizons), un travail du sol réduit a un effet positif sur la densité des vers de terre, en particulier des espèces vivant à la surface (anéciques et épigées). Le travail du sol profond

a des effets indirects négatifs sur les acariens, les collemboles et les carabes, par une modification de l'habitat et de la disponibilité alimentaire, et un effet globalement négatif sur l'abondance microbienne des sols (fongique et bactérienne).

Selon l'ESCO « Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles », toutes les pratiques de diversification végétale à l'échelle de la parcelle sont bénéfiques à la biodiversité associée (Tibi et al., 2022). Les effets des **pratiques de diversification à l'échelle de la parcelle agricole** sur la biodiversité associée sont plus importants dans le cas d'une diversification interspécifique (l'agroforesterie +61%), la diversification temporelle de la végétation cultivée (rotations de cultures +31 % ; insertion de couverts végétaux +21 %). En Europe, **les rotations plus longues, plus diversifiées en AB** (Barbieri et al., 2017) contribuent donc à **l'amélioration de la biodiversité associée pour les cultures en rotation**, l'effet sur les organismes du sol étant les plus documentés. Bien que la réglementation intègre désormais des matériels végétaux caractérisés par une grande hétérogénéité génétique, les données disponibles sont rares et ne montrent pas d'effet significatif des mélanges variétaux sur la biodiversité associée.

L'effet des pratiques de diversification végétale montre aussi qu'il est possible d'améliorer la biodiversité associée à l'échelle des parcelles conduites en AB, par la mise en place ou la généralisation de ces différentes pratiques.

Si l'effet positif de **l'AB sur la biodiversité associée est perceptible en cultures annuelles et en cultures pérennes, il est plus prononcé en cultures arables** ce qui tient probablement aux pratiques mobilisées (différences de rotations) et aux écarts de pratiques plus marqués avec l'AC (absence de PPP). Des travaux plus récents confirment **l'effet positif et significatif de l'AB sur cultures pérennes** (viticulture et arboriculture), bien que ces productions aient recours i) à un désherbage mécanique de l'inter rang ii) à certains PPP autorisés en AB. L'effet de l'AB sur d'autres productions (prairies permanentes, maraichage) reste peu documenté dans la littérature.

III. Le contexte paysager a une influence sur les groupes mobiles à la parcelle agricole

Le niveau de réponse des communautés animales à l'AB semble dépendre du niveau trophique des groupes taxonomiques (Bengtsson et al., 2005) : une plus grande abondance des communautés de plantes jusqu'à des effets perceptibles à des niveaux trophiques plus élevés : les insectes (prédateurs et parasitoïdes), les araignées, les pollinisateurs ainsi que les oiseaux. Des travaux récents confirment l'effet positif de l'AB sur l'abondance et la richesse spécifique des arthropodes (Lichtenberg et al., 2017) et étendent les effets positifs de l'AB à l'abondance et à la diversité des micro-organismes du sol (Christel et al., 2021; Lori et al., 2017), groupes qui jusqu'à présent étaient peu représentés dans les méta-analyses (Tuck et al., 2014).

À des niveaux d'organisation supérieurs à la parcelle agricole, d'autres paramètres que les pratiques contribuent de manière significative à la biodiversité des espaces agricoles. Les éléments semi-naturels (prairies naturelles, haies, bandes enherbées) contribuent à l'hétérogénéité de composition. Ils hébergent des espèces qui dépendent uniquement de ces milieux (50% de la richesse spécifique) et des espèces qui dépendent à la fois des milieux naturels et des espaces agricoles pour réaliser tout ou partie de leur cycle (Jeanneret et al., 2021). Il n'existe pas de travaux permettant en France de caractériser la part de surface agricole utile (SAU) consacrée à ces éléments semi-naturels ; une étude disponible à l'échelle de l'Europe sur 200 fermes a montré une **surface en éléments semi-naturels équivalente entre modes de production** (Schneider et al., 2014). En conséquence à l'échelle de la ferme, l'effet de l'AB sur la richesse spécifique est moins important (+4,6%) que ceux observés à l'échelle de la parcelle (+10,5%) (Schneider et al., 2014). Ces habitats naturels étant en revanche sous l'influence des pratiques agricoles sur les parcelles adjacentes (phénomènes de dérive ou ruissellement, pollution), des

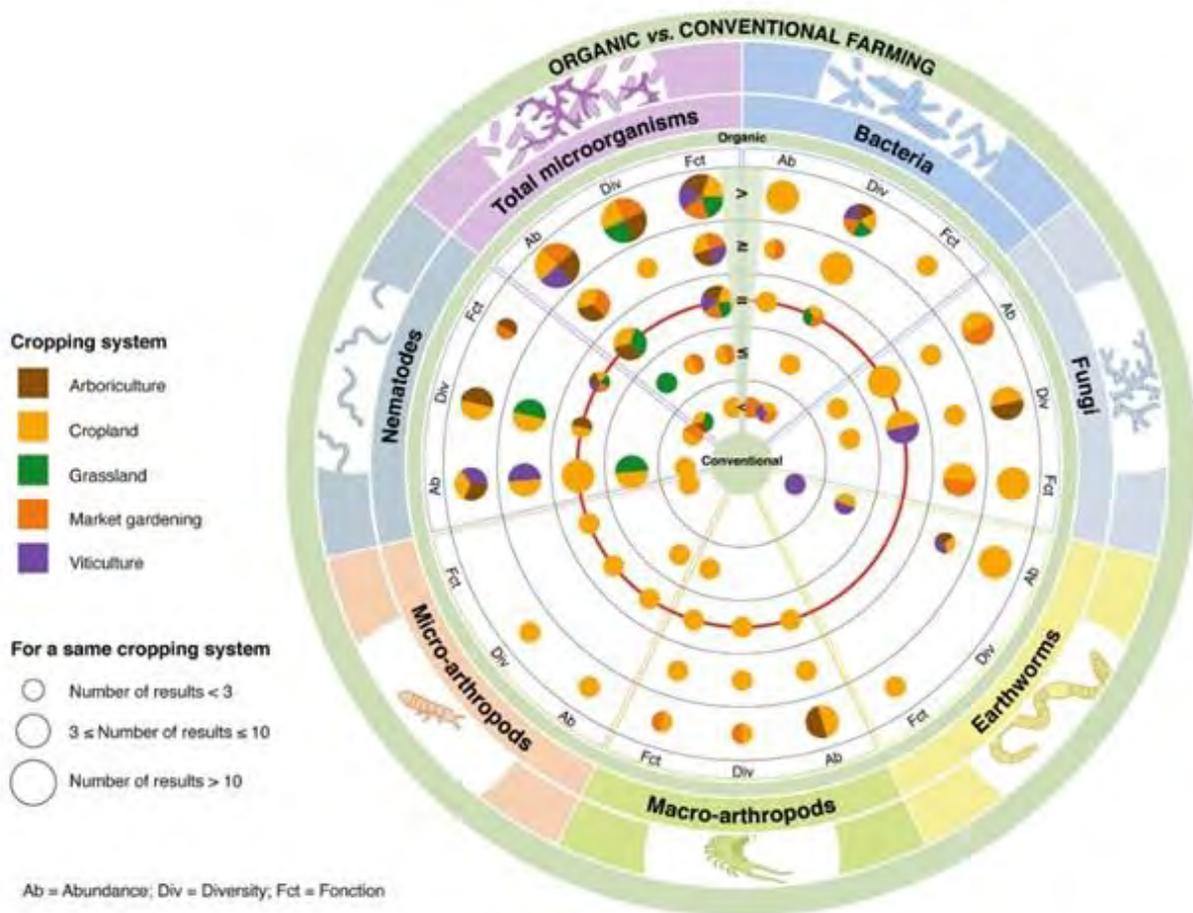


Figure 4 : **Effet de l'AB sur l'abondance (Ab), la diversité (Div) et les fonctions (Fct) de groupes taxonomiques du sol (Christel et al., 2021).** La ligne médiane (rouge) correspond aux effets non-significatifs. Les cercles placés à l'extérieur (ou à l'intérieur) de la ligne médiane rouge indiquent les effets positifs (ou négatifs) de l'AB par rapport à l'AC. Plus les cercles sont éloignés de la ligne médiane, plus l'effet est significatif. La taille des cercles indique le nombre de résultats observés. La couleur au sein des cercles indique les types de culture pour lesquels les résultats ont été observés.

travaux soutiennent l'hypothèse que ces habitats sont de meilleure qualité en AB (Andrade et al., 2021; Schöpke et al., 2023; Stein-Bachinger et al., 2021). L'influence de ces éléments sur la biodiversité est par ailleurs probablement variable selon les espèces. **Pour les espèces dites peu mobiles (plantes, faune du sol et microorganismes), l'impact des pratiques agricoles semble prépondérant. Pour des organismes plus mobiles (insectes, pollinisateurs, oiseaux), les pratiques agricoles et le contexte paysager ont un effet conjugué.**

À l'échelle de régions agricoles, l'hétérogénéité de composition (diversité des cultures) et l'hétérogénéité de configuration (taille des parcelles) de la mosaïque cultivée jouent un rôle prépondérant : réduire la taille moyenne des parcelles de 5 à 2,8 ha génère un effet sur la biodiversité équivalent à l'augmentation de 0,5 à 11% de la part d'éléments semi-naturels dans ces paysages (Sirami et al., 2019). La prise en compte de ces travaux en écologie du paysage dans des régions comportant une part significative de la SAU en AB est un front de recherche.

IV. Niveau de services écosystémiques

La biodiversité joue un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes. Certaines de ces fonctions sont à l'origine de services écosystémiques à destination de l'agriculteur et/ou de la société. L'AB a un effet positif sur la richesse spécifique de producteurs primaires, de pollinisateurs, d'herbivores, d'ennemis naturels et ne semble pas avoir d'effets sur les décomposeurs (Smith et al., 2019). Dans le cas des agroécosystèmes et concernant la pollinisation et la régulation naturelle, il est établi que la diversité des communautés est associée à des niveaux renforcés de services (Dainese et al., 2019). Les niveaux d'infestations d'insectes ravageurs et de pathogènes dans les parcelles AB sont en moyenne respectivement équivalents ou inférieurs, ce qui témoigne que l'AB permet d'atteindre des niveaux de régulation équivalents aux niveaux permis par des pratiques de protection des cultures en AC ; à l'exception des adventices où les niveaux d'infestations sont supérieurs en AB (Muneret et al., 2018). Différents mécanismes sont en cause : la prédation par les ennemis naturels (plus présents en AB), des mécanismes de compétitions de ressources entre les maladies ou ravageurs d'un même niveau trophique, ainsi qu'une complexité structurale par les communautés du sol. L'AB a un effet positif sur plusieurs activités enzymatiques du sol qui se traduisent par des niveaux améliorés de fourniture d'azote minéral dans les sols conduits en AB (Lori et al., 2017).

Compte tenu de ses plus faibles rendements, le service d'approvisionnement (production agricole) est un service dégradé en AB. Selon Gong et al., (2022) et à partir de données mondiales disponibles à la fois sur les rendements et des mesures de biodiversité, les gains de biodiversité dans les parcelles AB sont, en moyenne, du même ordre de grandeur que les pertes de rendement par rapport à une parcelle AC (de l'ordre de 20%).

V. L'évaluation de la biodiversité à l'échelle des produits AB reste un défi méthodologique

À l'échelle des produits alimentaires, les comparaisons environnementales des produits en AB et des études établissant des comparaisons AB/AC n'intègrent que très rarement cette dimension biodiversité (3% des études selon Hashemi et al., 2024). L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode d'analyse environnementale standardisée permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit ou d'un service, en considérant l'ensemble de son cycle de vie, depuis l'extraction des matières jusqu'à la fin de vie d'un produit¹ en passant par la phase d'utilisation.

En agriculture et sur cette dimension biodiversité, l'ACV est un cadre d'analyse intéressant, par l'étendue du périmètre d'évaluation qui vise à intégrer en amont, par exemple les impacts associés à la production d'intrants (tourteaux de soja brésilien), et en aval, l'effet diffus de pratiques agricoles sur d'autres écosystèmes que terrestres (aquatiques). Elle se confronte cependant à i) à l'exercice délicat de ramener une quantité de biodiversité à une quantité produite, sous forme de flux ii) au choix d'une unité de mesure de biodiversité et iii) à la complexité des échelles d'évaluation qui doivent dépasser l'échelle de la parcelle. Ainsi, malgré un développement important de méthodes ces dernières années, les méthodes existantes peinent à refléter la complexité des enjeux (fonctionnement des écosystèmes, conservation), des échelles (génétique, espèce, communauté) sur une large couverture taxonomique (Crenna et al., 2020; Damiani et al., 2023; Marques et al., 2021). Si quelques applications de certaines de ces méthodes sur des productions AB ont été produites ces dernières années (maraichage, bovin lait), les résultats issus de ces évaluations sont sensibles aux méthodes et aux approches sous-tendues.

¹ En agriculture, le champ d'étude peut aller jusqu'à la sortie de ferme ou jusqu'au consommateur.

Conclusion

La perte de biodiversité dans les écosystèmes terrestres a été fortement influencée par la perte et la dégradation des habitats terrestres. Deux leviers de protection de la biodiversité sont à mobiliser de manière combinée dans les espaces agricoles : 1) la réduction de l'intensité des pratiques agricoles, 2) le développement de l'hétérogénéité des paysages agricoles (éléments semi-naturels et configuration de la mosaïque cultivée). L'agriculture biologique est un mode de production qui présente des impacts moindres sur la biodiversité associée des parcelles agricoles. Par rapport à une conduite AC, **les effets de l'AB sont bénéfiques à la diversité des espèces (+20%) et au nombre d'individus (+30%) présents dans les parcelles**. Les effets sont prépondérants sur les plantes, et sont perceptibles pour une grande diversité de groupes taxonomiques et fonctionnels.

Ces effets bénéfiques s'expliquent par les pesticides de synthèse dont l'AB s'interdit l'usage, et par les apports de matière organique et les stratégies de diversification végétale mises en place dans les systèmes de grandes cultures. Ces effets sont perceptibles en cultures annuelles et en cultures pérennes.

La présence d'éléments semi-naturels dans le paysage favorise des espèces dont la mobilité dépasse le périmètre de la parcelle agricole (ex. insectes volants) ou dépendent de ces éléments pour réaliser la totalité ou une partie de leur cycle (ex. oiseaux). En conséquence, la quantification de l'effet de l'AB dépend de la complexité du paysage autour des parcelles, qui peut masquer l'effet de pratiques de gestion plus intensives à l'échelle de la parcelle.

Des travaux récents en écologie du paysage démontrent la contribution significative de l'hétérogénéité du paysage (composante cultivée, configuration) sur la biodiversité mesurée à l'échelle de régions agricoles. Si la part d'éléments semi-naturels dans les fermes ne semble pas varier selon le mode de production, l'AB exerce une influence positive sur la qualité de ces habitats. Par ailleurs, les rotations plus longues et diversifiées associées à des tailles de fermes plus réduites contribuent probablement à l'hétérogénéité de composition et de configuration de la mosaïque paysagère.

Augmenter la part de la surface cultivée en AB dans les espaces agricoles a un effet positif sur la diversité d'espèces de plantes et de pollinisateurs. Des travaux complémentaires sont nécessaires pour quantifier l'importance de ce paramètre et sa combinaison avec d'autres composantes de l'hétérogénéité des paysages.

Bibliographie

- Almond, R.E.A., Grooten, M., Juffe Bignoli, D., Petersen, T., 2022. Rapport Planète Vivante 2022 - Pour un bilan « nature » positif. WWF, Gland, Suisse.
- Andrade, C., Villers, A., Balent, G., Bar-Hen, A., Chadoeuf, J., Cyly, D., Cluzeau, D., Fried, G., Guillocheau, S., Pillon, O., Porcher, E., Tressou, J., Yamada, O., Lenne, N., Jullien, J., Monestiez, P., 2021. A real-world implementation of a nationwide, long-term monitoring program to assess the impact of agrochemicals and agricultural practices on biodiversity. *Ecol. Evol.* 11, 3771–3793. <https://doi.org/10.1002/ece3.6459>
- Bellard, C., Marino, C., Courchamp, F., 2022. Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter. *Nat. Commun.* 13, 2616. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30339-y>
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.-C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis: Organic agriculture, biodiversity and abundance. *J. Appl. Ecol.* 42, 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Christel, A., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environ. Chem. Lett.* 19, 4603–4625. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01302-y>
- Cowie, R.H., Bouchet, P., Fontaine, B., 2022. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biol. Rev.* 97, 640–663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>
- Crenna, E., Marques, A., La Notte, A., Sala, S., 2020. Biodiversity Assessment of Value Chains: State of the Art and Emerging Challenges. *Environ. Sci. Technol.* 54, 9715–9728. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05153>
- Dainese, M., Martin, E.A., Aizen, M.A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L.G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L.A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D.S., Kennedy, C.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Letourneau, D.K., Marini, L., Poveda, K., Rader, R., Smith, H.G., Tschamntke, T., Andersson, G.K.S., Badenhausser, I., Baensch, S., Bezerra, A.D.M., Caballero-Lopez, B., Cavigliasso, P., Classen, A., Cusser, S., Dudenhöffer, J.H., Ekroos, J., Fijen, T., Franck, P., Freitas, B.M., Garratt, M.P.D., Gratton, C., Hipólito, J., Holzschuh, A., Hunt, L., Iversen, A.L., Jha, S., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Klatt, B.K., Klein, A.-M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Larsen, A.E., Lavigne, C., Liere, H., Maas, B., Mallinger, R.E., Pachon, E.M., Martínez-Salinas, A., Meehan, T.D., Mitchell, M.G.E., Molina, G.A.R., Nesper, M., Nilsson, L., O'Rourke, M.E., Peters, M.K., Ple, M., Ramos, D. de L., Rosenheim, J.A., Rundlöf, M., Rusch, A., Sáez, A., Scheper, J., Schleuning, M., Schmack, J.M., Sciligo, A.R., Seymour, C., Stanley, D.A., Stewart, R., Stout, J.C., Sutter, L., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Tschumi, M., Viana, B.F., Westphal, C., Willcox, B.K., Wratten, S.D., Yoshioka, A., Zaragoza-Trello, C., Zhang, W., Zou, Y., Steffan-Dewenter, I., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Sci. Adv.*
- Damiani, M., Sinkov, T., Caldeira, C., Tosches, D., Robuchon, M., Sala, S., 2023. Critical review of methods and models for biodiversity impact assessment and their applicability in the LCA context. *Environ. Impact Assess. Rev.* 101, 107134. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107134>
- Díaz, S., Settele, J., Brondizio, E.S., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Ameth, A., Balvanera, P., Brauman, L.A., Butchart, S.H.M., Chan, K.M.A., Garibaldi, L.A., Ichil, K., Liu, J., Subramanian, S.M., Midgley, G.F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Roy Chowdhury, R., Shin, Y.J., Visseren-Hamakers, I.J., Willis, K.J., Zayas, C.N., 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES, Bonn, Germany.
- Gong, S., Hodgson, J.A., Tschamntke, T., Liu, Y., 2022. Biodiversity and yield trade-offs for organic farming 12.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12, e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hashemi, F., Mogensen, L., Van Der Werf, H.M.G., Cederberg, C., Knudsen, M.T., 2024. Organic food has lower environmental impacts per area unit and similar climate impacts per mass unit compared to conventional. *Commun. Earth Environ.* 5, 250. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01415-6>
- Jeanneret, P., Lüscher, G., Schneider, M.K., Pointereau, P., Arndorfer, M., Bailey, D., Balázs, K., Báldi, A., Choisis, J.-P., Dennis, P., Diaz, M., Eiter, S., Elek, Z., Fjellstad, W., Frank, T., Friedel, J.K., Geijzendorffer, I.R., Gillingham, P., Gomiero, T., Jerkovich, G., Jongman, R.H.G., Kainz, M., Kovács-Hostyánszki, A., Moreno, G., Nascimbene, J., Oschatz, M.-L., Paoletti, M.G., Sarthou, J.-P., Siebrecht, N., Sommaggio, D., Wolfrum, S., Herzog, F., 2021. An increase in food production in Europe could dramatically affect farmland biodiversity. *Commun. Earth Environ.* 2, 183. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00256-x>
- Leenhardt, S., Mamy, L., Pesce, S., Sanchez, W., 2023. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. éditions Quae. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3657-2>
- Lichtenberg, E.M., Kennedy, C.M., Kremen, C., Batáry, P., Berendse, F., Bommarco, R., Bosque-Pérez, N.A., Carvalheiro, L.G., Snyder, W.E., Williams, N.M., Winfree, R., Klatt, B.K., Åström, S., Benjamin, F., Brittain, C., Chaplin-Kramer, R., Clough, Y., Danforth, B., Diekötter, T., Eigenbrode, S.D., Ekroos, J., Elle, E., Freitas, B.M., Fukuda, Y., Gaines-Day, H.R., Grab, H., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Isaiá, M., Jha, S., Jonason, D., Jones, V.P., Klein, A., Krauss, J., Letourneau, D.K., Macfadyen, S., Mallinger, R.E., Martin, E.A., Martinez, E., Memmott, J., Morandin, L., Neame, L., Otieno, M., Park, M.G., Pfiffner, L., Poccock, M.J.O., Ponce, C., Potts, S.G., Poveda, K., Ramos, M., Rosenheim, J.A., Rundlöf, M., Sardiñas, H., Saunders, M.E., Schon, N.L., Sciligo, A.R., Sidhu, C.S., Steffan-Dewenter, I., Tschamntke, T., Veselý, M., Weisser, W.W., Wilson, J.K., Crowder, D.W., 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Glob. Change Biol.* 23, 4946–4957. <https://doi.org/10.1111/gcb.13714>
- Lori, M., Symnack, S., Mäder, P., De Deyn, G., Gattinger, A., 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. *PLOS ONE* 12, e0180442. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180442>
- Marques, A., Robuchon, M., Hellweg, S., Newbold, T., Beher, J., Bekker, S., Essl, F., Ehrlich, D., Hill, S., Jung, M., Marquardt, S., Rosa, F., Rugani, B., Suárez-Castro, A.F., Silva, A.P., Williams, D.R., Dubois, G., Sala, S., 2021. A research perspective towards a more complete biodiversity footprint: a report from the World Biodiversity Forum. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26, 238–243. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01846-1>
- Muneret, L., Mitchell, M., Seufert, V., Aviron, S., Djoudi, E.A., Pétilion, J., Plantegenest, M., Thiéry, D., Rusch, A., 2018. Evidence that organic farming promotes pest control. *Nat. Sustain.* 1, 361–368. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0102-4>
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Schneider, M.K., Lüscher, G., Jeanneret, P., Arndorfer, M., Ammari, Y., Bailey, D., Balázs, K., Báldi, A., Choisis, J.-P., Dennis, P., Eiter, S., Fjellstad, W., Fraser, M.D., Frank, T., Friedel, J.K., Garchi, S., Geijzendorffer, I.R., Gomiero, T., Gonzalez-Bornay, G., Hector, A., Jerkovich, G., Jongman, R.H.G., Kakudidi, E., Kainz, M., Kovács-Hostyánszki, A., Moreno, G., Nkwine, C., Opio, J., Oschatz, M.-L., Paoletti, M.G., Pointereau, P., Pulido, F.J., Sarthou, J.-P., Siebrecht, N., Sommaggio, D., Turnbull, L.A., Wolfrum, S., Herzog, F., 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nat. Commun.* 5, 4151. <https://doi.org/10.1038/ncomms5151>
- Schöpke, B., Wesche, K., Wulf, M., 2023. Dry grasslands adjacent to organic fields have higher plant diversity – Even far into their interior. *Agric. Ecosyst. Environ.* 357, 108672. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108672>
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguez, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giral, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gaufrre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-García, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tschamntke, T., Bretagnolle, V., Siritwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116, 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smith, O.M., Cohen, A.L., Rieser, C.J., Davis, A.G., Taylor, J.M., Adesanya, A.W., Jones, M.S., Meier, A.R., Reganold, J.P., Orpet, R.J., Northfield, T.D., Crowder, D.W., 2019. Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis. *Front. Sustain. Food Syst.* 3, 82. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Stein-Bachinger, K., Gottwald, F., Haub, A., Schmidt, E., 2021. To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. *Org. Agric.* 11, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2>
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Van Klink, R., Bowler, D.E., Gongalsky, K.B., Swengel, A.B., Gentile, A., Chase, J.M., 2020. Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368, 417–420. <https://doi.org/10.1126/science.aax9931>



itab

l'Institut de l'agriculture
et de l'alimentation biologiques

Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique

Résumé climat



Bastien Dallaporta, Natacha Sautereau
Mise à jour 2024

Avec le soutien de


MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE,
DE LA BIODIVERSITÉ,
DE LA FORÊT, DE LA MER
ET DE LA PÊCHE

Avec
la contribution
financière du compte
d'affectation spéciale
développement
agricole et rural
CASDAR


MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
DE LA SOUVERAINÉTÉ
ALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT

Introduction

Les émissions de gaz à effet de serre (GES) dues aux activités humaines contribuent aux changements climatiques. Les températures observées sur la période 2010-2019 à l'échelle mondiale sont supérieures de 1,1 °C par rapport à la période préindustrielle, et l'objectif des Accords de Paris de maintenir cette élévation sous les +1,5°C pourrait être dépassé dès le début des années 2030. L'atteinte d'un objectif de neutralité carbone à l'horizon 2050 implique pour la France une division par 6 des émissions de GES par rapport à 1990. Après le non-respect du premier budget carbone fixé par la première Stratégie Nationale Bas Carbone sur la période 2015-2018, le budget carbone sur la période actuelle (2019-2023) semble respecté. Le rehaussement récent des objectifs de réduction à l'échelle Européenne (« Fit for 55 ») appelle à un doublement de l'effort de réduction annuel jusqu'en 2030 (de -2,1 % par an à -4,0 % par an) (HCC, 2024). Comme tous les secteurs d'activités, le secteur de l'agriculture est appelé à contribuer à cet effort. Il occupe le deuxième rang des secteurs les plus émetteurs en France (environ 20 % des émissions totales émises sur le territoire la France) (CITEPA, 2023).

Le secteur est caractérisé par la nature des GES émis : principalement du méthane (CH₄ : 56 %) et du protoxyde d'azote (N₂O : 29 %), à l'inverse des autres secteurs dont les émissions sont quasi exclusivement du CO₂. Le caractère diffus des émissions de ces deux GES et la complexité des processus impliqués rendent difficile la quantification de ces émissions. L'agriculture est par ailleurs l'une des seules activités qui peut contribuer au stockage de carbone dans les sols, bien que i) ces flux soient également très difficiles à quantifier et ii) la taille du puits soit faible au regard du volume des émissions nationales.

Quant à l'alimentation, elle représente environ un quart de l'empreinte carbone des français et françaises¹ (HCC, 2024), et montre une autre réalité, puisque le CO₂ y occupe une place centrale (près de 46 % des émissions (Barbier et al., 2019)). En parallèle de la réduction des émissions territoriales, la maîtrise de l'empreinte carbone globale est un enjeu en France. Les émissions émises sur le territoire ne représentent qu'une fraction de l'empreinte carbone et la baisse tendancielle constatée sur les émissions territoriales ces dernières années masque une tendance à l'augmentation des émissions importées (HCC, 2020).

I. Impacts GES du mode de production Agriculture Biologique (AB)

I.A. Émissions de protoxyde d'azote

Le protoxyde d'azote (N₂O) a une origine principalement agricole, 87 % des émissions nationales proviennent du secteur de l'agriculture en 2021 (CITEPA, 2023), ces émissions étant étroitement liées aux pratiques de fertilisation. Ces émissions résultent des activités microbiennes, via des émissions directes (lors de l'épandage d'effluents minéraux ou organiques) ou indirectes (par la transformation de composés volatiles azotés : dénitrification du NO₃⁻ lixivifié ou du NH₃ volatilisé). D'autres facteurs environnementaux sont impliqués (teneur en eau du sol, conditions climatiques avant et après l'apport, activité biologique) qui compliquent l'interprétation et la généralisation des résultats.

Le pilotage de la fertilisation en agriculture biologique (AB) est à l'origine de moindres émissions de N₂O par rapport aux pratiques en agriculture conventionnelle (AC), les doses d'azote sont réduites et la fertilisation est davantage raisonnée à l'échelle de la rotation (et davantage à l'échelle de la culture en AC). Il est établi en Europe que **les rotations AB ont plus fréquemment recours aux légumineuses (luzerne), en intercultures ou dans les fourrages** (Barbieri et al., 2017). La présence de ces légumineuses contribue à réduire le recours aux apports exogènes azotés.

Bien que les mesures comparatives AB/AC de N₂O en provenance de sols agricoles soient peu nombreuses et ne couvrent pas une grande diversité de conditions pédoclimatiques, elles confèrent **à l'AB des pertes réduites sous forme de N₂O, de l'ordre de 1,05kgN.ha⁻¹.an⁻¹ en grandes cultures** (Skinner et al., 2014). Les mesures issues de l'essai DOK (essai longue durée établi en 1978 en Suisse qui étudie l'effet de différents types de

fertilisation) soutiennent l'hypothèse d'émissions dégressives dans le temps, les émissions de N₂O étant **plus faibles de -40 % dans les deux modalités conduites en AB par rapport aux modalités AC**, 35 ans après la mise en place de l'essai (Skinner et al., 2019)

Sans recours à des dispositifs de mesure de N₂O, les émissions sont classiquement estimées selon une relation linéaire à partir de la quantité d'azote totale disponible sur une parcelle agricole (apports, résidus de culture, ...). Depuis 2019, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) recommande désormais l'emploi de facteurs d'émission (FE) - *soit le rapport entre la quantité de N₂O émise par une quantité d'azote* - dissociés selon la forme des engrais (réduit pour une forme organique, augmenté pour une forme minérale), ce qui n'était pas le cas auparavant. Le caractère récent de cette mise à jour fait que l'incidence sur les références produites en AB et AC est encore peu documentée.

Dans une moindre mesure que les émissions par les sols cultivés, le stockage et la gestion des déjections constituent une autre source agricole d'émissions de N₂O. Elles sont issues de l'azote contenu dans la ration, non fixé par l'animal et excrété par voie fécale et urinaire, au bâtiment, au pâturage ou lors du stockage. De manière générale, le niveau de perte de N₂O lors du processus de transformation de l'azote est influencé par i) des facteurs physico-chimiques lors du stockage pour lesquels peu d'éléments viendraient étayer l'hypothèse d'une gestion différenciée des effluents d'élevage en AB par rapport à l'AC, et ii) des facteurs qui influencent la teneur en azote des effluents. En bovin lait, les différences de rations établies entre conduite d'élevages AB et AC **vont dans le sens d'une teneur plus faible en azote dans les rations ingérées en AB**, en raison d'une plus grande part de produits fourragers dans les rations (Gaudaré et al., 2021). Les différences de teneur en protéines brutes entre une ration pauvre ou plus riche en azote (12 % contre 18 % de protéines brutes) induisent des différences importantes dans la teneur en azote des urines (facteur 3), divisant par 10 la perte finale d'azote gazeux au stockage (Edouard et al., 2019).

I.B. Émissions de méthane

Les émissions de CH₄ sont principalement issues des élevages de ruminants (65 % des émissions de méthane en France), et dans une moindre mesure des sols agricoles qui émettent du CH₄, dans des proportions infimes en France puisqu'il s'agit principalement des rizières. Concernant les systèmes d'élevage de ruminants, la réglementation AB contraint à une alimentation qui « repose sur une utilisation maximale des pâturages » et garantit qu'au moins 60 % de la matière sèche composant la ration quotidienne des herbivores provient de fourrages grossiers. Or les régimes alimentaires riches en fibres sont à l'origine d'émissions plus importantes de CH₄ (Gerber et al., 2013). Les concentrés étant plus digestes, ils tendent à modifier le type de fermentation entérique opérant. L'effet des concentrés sur les émissions de méthane est variable selon le type de grain, la digestibilité des fibres et le niveau d'ingestion. A noter que les effets ne sont perceptibles qu'à partir d'une quantité importante de concentrés dans la ration (supérieure à 35 % de la matière sèche ingérée), ce qui interroge sur la pertinence de ce levier dans le cadre d'une évaluation plus systémique (prise en compte du stockage de carbone et renforcement de la compétition alimentation animale/humaine). L'effet n'est donc pas automatiquement significatif lorsque les émissions ou flux de carbone dans les sols associés à la production des concentrés sont pris en compte.

Pour des rations à base de fourrages, le levier principal de réduction d'émission consiste à l'amélioration de la digestibilité des fourrages, par une récolte plus précoce (teneur plus élevée en glucides solubles) et le choix des espèces (Eugène et al., 2021). Leur mobilisation peut néanmoins induire des effets antagonistes par une plus grande ingestion. Plus globalement, des leviers de supplémentation sont décrits dans la littérature (supplémentation en composés lipidiques, ajout de nitrates...) mais leurs effets sur les émissions de CH₄ sont variables, et certains de ces suppléments ne sont pas autorisés par la réglementation AB.

Des émissions de CH₄ ont également lieu lors du stockage des déjections (conditions anaérobies), principalement issues des élevages bovins et porcins. Les formes solides sont réputées moins émettrices de méthane, bien qu'elles puissent augmenter la formation de N₂O. Les principaux leviers de réduction consistent donc à composter les effluents, ou bien à couvrir les cuves. L'option la plus prometteuse pour réduire les émissions de méthane issues de la gestion et du stockage des déjections semble être la méthanisation, en captant près de 80 % des émissions de CH₄, et contribuant à diminuer les émissions de N₂O. Peu d'éléments viennent étayer

l'hypothèse d'une gestion différenciée des effluents d'élevage au bâtiment en AB par rapport à l'AC. En revanche, le recours au pâturage et des durées de pâturage plus longues en AB établies en bovin lait, tendent à réduire le volume de déjections stocké et à favoriser les déjections au pâturage dont les émissions de CH₄ sont plus faibles que les émissions émises par les stockages prolongés dans des fosses à lisier ou en litières accumulées. Une autre hypothèse en AB concerne la taille des fermes : plus les exploitations sont grandes (plus courantes en AC) plus elles sont susceptibles d'adopter des systèmes lisiers, plus émetteurs de CH₄.

I.C. Émissions de dioxyde de carbone

Les émissions de CO₂ en agriculture sont principalement liées aux consommations d'énergie fossile. Classiquement on distingue les émissions directes, liées aux consommations d'énergie sur le site de production (fioul, gaz, électricité) des émissions indirectes, associées à l'utilisation d'énergie pour la fabrication et le transport des intrants. Les performances de l'AB vis-à-vis de la consommation d'énergie directe sont globalement i) moins bonnes que celles de l'AC, compte tenu des opérations de travail du sol généralement plus fréquentes, et ii) meilleures pour la consommation d'énergie indirecte, principalement par l'interdiction d'utiliser des engrais de synthèse dont la production repose sur l'utilisation de ressources fossiles. Les émissions de GES associées à la production d'engrais de synthèse sont comptabilisées dans le secteur Industrie, et représentent en France l'équivalent de 3,3 % des émissions du secteur agriculture. Plus de 80 % des engrais de synthèse consommés en France sont importés, et de ce fait leurs émissions associées le sont également (HCC, 2024). Dans **près de 80 % des comparaisons, les productions AB sont moins consommatrices d'énergie par unité de surface** (Smith et al., 2015). En effet, la consommation indirecte d'énergie associée aux intrants, supérieure en AC, dépasse les consommations directes d'énergie, supérieures en AB. Cette plus faible consommation totale d'énergie **n'est pas systématique, en particulier pour des cultures végétales AB qui ont un recours important au désherbage mécanique**. D'une manière plus globale, la maîtrise des consommations d'énergie directe est un levier de réduction des émissions de GES des productions végétales AB (Bochu et al., 2008).

I.D. Émissions brutes des systèmes de production

A l'échelle des exploitations agricoles, peu de données sont disponibles sur les émissions de GES, mais des comparaisons établies à l'échelle mondiale montrent de meilleures performances en AB (en tCO₂eq/ha) dans la plupart des cas. En production végétale, les émissions brutes de GES sont composées de N₂O et de CO₂, deux GES pour lesquels l'AB présente de moindres émissions. (Boschiero et al., 2023) ont observé dans **82 % des comparaisons des émissions réduites en AB par unité de surface, de l'ordre de -50 %**. Les écarts sont plus réduits en élevage de ruminants, de l'ordre de **10 % pour les élevages bovins allaitant et 20 % en bovin lait** (Chambaut et al., 2011) puisque c'est sur les émissions de CH₄ que l'AB est la moins performante.

De la littérature récente émerge une discussion sur la contribution relative de ces différents GES au réchauffement. Puisque les mesures des concentrations des différents GES dans l'atmosphère ne constituent pas une information directement utilisable, la communauté scientifique a recours au Potentiel de Réchauffement Global (PRG) qui permet de comparer les impacts de différents GES en prenant en compte leurs propriétés physiques différentes (forçage radiatif, durée de vie). Le recours au PRG à 100 ans par convention fait l'objet de discussions, en particulier autour du CH₄. Le CH₄ ayant la double particularité d'avoir un puissant forçage radiatif et une durée de vie courte par rapport au N₂O et CO₂, le PRG à 100 ans a tendance à masquer sa courte durée de vie dans l'atmosphère. D'autres auteurs prônent l'utilisation d'un PRG à 20 ans (qui augmente la contribution du CH₄), un horizon plus cohérent avec les objectifs de réduction de GES et l'enjeu stratégique de réduire en priorité les émissions de gaz à courte durée de vie. Dans le cas de l'AB qui présente des émissions réduites de N₂O et de CO₂, le choix d'un PRG a probablement une incidence sur l'écart des systèmes AB/AC, puisque les émissions de CH₄, équivalentes ou supérieures en AB, tendent à réduire les différences d'émissions observées sur le N₂O et CO₂.

II. Variations de stocks de carbone dans les sols

II.A. Maintien des stocks

Le carbone est présent dans les sols en plus grande quantité que dans d'autres compartiments, atmosphère ou biomasse des végétaux. La variation géographique de ces stocks de carbone est importante, elle est la résultante du type de sol, du climat ainsi que du mode d'occupation (forêt, prairies permanentes, grandes cultures). L'enjeu de premier ordre vis-à-vis de l'atténuation du changement climatique consiste à maintenir les stocks de C actuels, en limitant notamment le **changement d'usage des terres (CAT)**, d'une utilisation des terres ayant un stock important (forêt, prairie) vers un autre usage (par exemple culture). Le CAT **serait le principal facteur de variation du carbone organique du sol (COS) observé à l'échelle mondiale**, devant l'effet du changement climatique et l'effet des pratiques (Beillouin et al., 2023). Cette source d'émission, non comptabilisée dans l'empreinte carbone de l'alimentation en France, peut y contribuer à hauteur de 20 % notamment du fait de la déforestation pour l'extension des surfaces cultivées (Poore and Nemecek, 2018). L'agriculture reste le principal moteur de la déforestation observée à l'échelle mondiale, elle serait responsable de près de 90 % de la déforestation observée entre 1990 et 2020 selon la FAO (HCC, 2024).

Le lien entre déforestation et AB n'est pas bien documenté dans la littérature. La demande française en produits agricoles importés concerne principalement le soja à destination de l'alimentation animale, dont les deux tiers proviennent du Brésil. Or, 35 % des volumes de soja produits au Brésil présentent un risque élevé d'exposition à la déforestation.

Par son cadre réglementaire, en particulier i) le seuil d'autonomie alimentaire important en provenance de l'exploitation ou de la région, ii) l'interdiction des cultures OGM et iii) une alimentation animale à 95 % composée de produits AB, **il est très probable que la contribution de l'AB à ces variations de stock soit mineure**. L'AB en France reste importatrice de tourteaux de soja AB en provenance d'Inde et Chine, qui ne sont pas les terrains principaux de déforestation. Le maintien des stocks sous prairie permanente est également un enjeu important ; l'AB favorise l'utilisation de l'herbe en élevage de ruminants par une utilisation maximale des pâturages et **la provenance d'au moins 60 % de la ration issue de fourrages grossiers**. Toutefois il faut noter que la part de prairies permanentes dans la surface agricole utile (SAU) des exploitations AB de ruminant n'est pas systématiquement plus importante que pour les exploitations AC, puisqu'elles doivent réserver une part de leur SAU à la production de céréales, comme montré par (Dakpo et al., 2013) en ovin viande.

II.B. Augmentation des stocks

Les stocks de carbone dans les sols sont limités en taille, et sont à l'équilibre lorsque le flux entrant (les apports de carbone de la biomasse végétale ou des microorganismes, qui contribuent également à la minéralisation des matières organiques) est égal au flux sortant (par minéralisation, perte sous forme dissoute ou érosion). **L'autre principal enjeu consiste donc pour un même type d'occupation des sols, à augmenter le stock de carbone dans le temps** (« stockage »). Certaines pratiques peuvent aboutir à une augmentation du stockage sur une durée limitée, réversible en cas d'abandon des pratiques stockantes (Pellerin et al., 2020). À l'échelle mondiale, un calcul optimiste indiquait qu'un stockage équivalent à une augmentation de 0,4 % (4 pour mille) par an des stocks de carbone permettrait de compenser l'équivalent des émissions anthropiques annuelles (Minasny et al., 2017). En dépit des fortes incertitudes associées, un stockage de cet ordre de grandeur sur l'horizon 0-30 cm des surfaces non artificialisées en France représenterait l'équivalent de 12 % des émissions annuelles de GES (Pellerin et al., 2020).

La littérature met en évidence des **stocks de C mesurés supérieurs dans les sols des parcelles conduites en AB par rapport à leurs homologues conventionnels**. De nombreuses méta-analyses concluent à des stocks de COS significativement supérieurs pour les sols conduits en AB et à une évolution positive et significative de la teneur en carbone et du stockage, avec des variations entre **+11 % et +35 % de COS supplémentaire pour la conduite AB**, selon les études. Les applications prolongées et en quantités importantes d'amendements organiques expliquent en grande partie cet écart de stocks de C entre parcelles AB/AC (Leifeld et al., 2013). Il

semble qu'il existe un consensus sur le fait que les amendements organiques conduisent, en moyenne, à un stockage additionnel dans les couches arables (environ 20-30 cm) d'environ 25 % sur une période de 20 ans (Guenet et al., 2021). La contribution de ces apports à la séquestration est discutée, puisque dans la plupart des situations, ces matières en provenance d'élevages auraient été restituées au sol ailleurs. La demande pour ces matières en AB peut néanmoins permettre une meilleure distribution spatiale de ces restitutions, de zones sources (forte densité d'élevage) vers des zones puits (spécialisées en productions végétales) (Gattinger et al., 2013).

Il est également observé un effet de l'AB sur le stockage lorsque sont comparés des systèmes avec une quantité plafonnée de produits résiduels organiques (PRO) épandus, suggérant l'implication d'autres mécanismes (García-Palacios et al., 2018; Gattinger et al., 2012). Les différences de rotations, en particulier la fréquence accrue de pluriannuelles dans les rotations contribuent, par leurs résidus de biomasse aérienne et souterraine, à des niveaux supérieurs de flux de carbone entrant dans les sols conduits en AB. D'autres hypothèses sont discutées en AB, notamment la contribution de la biomasse adventices à ces flux de C ainsi que l'effet favorable de conditions limitées en nutriments sur la biomasse racinaire (Autret et al., 2016 ; Hirte et al., 2021). **Les systèmes AB peuvent présenter une diminution du stock de C par rapport à l'AC dans des situations où la quantité de C entrant dans les sols conduits en AB (exogènes via les PRO ou associés à la restitution de biomasse par les résidus de culture ou engrais verts) est inférieure à la restitution de C par les résidus de récolte, plus importante en AC du fait des rendements supérieurs** (Bell et al., 2012).

L'AB peut mobiliser différents leviers qui tendent à accroître ce flux de C dans les sols, par exemple en développant la couverture des inter-rangs en cultures pérennes, ou en développant des strates arbustives aux abords ou au sein des parcelles de grandes cultures (Pellerin et al., 2020).

III. Impact GES d'une alimentation biologique

III.A. Circuits de distribution

Si la plupart des émissions de GES de l'empreinte carbone de l'alimentation ou des produits alimentaires ont lieu au stade de la production agricole, d'autres étapes nécessitent matériaux et/ou énergie et imbriquent des émissions supplémentaires, dans des proportions variables selon les productions. Si les exploitations AB en France sont plus nombreuses que les exploitations AC à adopter une commercialisation en circuits courts (53 % vs 19 % en 2020), la contribution GES de ce mode de commercialisation reste ambivalente. Les circuits courts peuvent contribuer à limiter l'impact GES de l'alimentation par rapport à des circuits longs à plusieurs titres : la réduction des emballages et du conditionnement des produits, la réduction des pertes alimentaires par la valorisation de produits hors standards (calibre, esthétique) ou par la réduction des émissions liées aux étapes de conservation. La distance parcourue par un produit alimentaire (« Food Miles ») n'étant pas un moyen fiable de prédire l'empreinte carbone de produits alimentaires, les moyens de transports mobilisés sur de grandes distances (trains, cargos) peuvent exploiter des économies d'échelle et être relativement moins polluants que les petits camions sur des distances plus courtes, à l'exception du transport par avion (Stein and Santini, 2022). Les déplacements d'un consommateur sur plusieurs points de vente peuvent être plus émetteurs que les émissions associées à des modes de distribution à grande échelle.

III.B. Produits alimentaires

Les références disponibles pour exprimer les performances GES des produits alimentaires, exprimées en émissions de GES/unité de produit (kg, litre), sont en grande partie obtenues par Analyse en Cycle de Vie (ACV). L'ACV est une méthode d'analyse environnementale multicritère permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit ou d'un service, en considérant l'ensemble de son cycle de vie, depuis l'extraction des matières jusqu'à la fin de vie d'un produit en passant par la production et la phase d'utilisation. La

standardisation de la méthode garantit le cadre applicable et les principes de réalisation d'une ACV mais ne spécifie pas les techniques ou méthodologies spécifiques à chacune des phases de vie évaluée.

La littérature décrit pour l'AB des performances GES variables lorsqu'elles sont exprimées par unité produite (kg de produit par exemple). Les conclusions divergentes avec les meilleures performances en AB précédemment décrites par unité de surface sont justifiées par les plus faibles rendements en AB. Toutefois, la conclusion selon laquelle les **performances de l'AB sont globalement moins bonnes qu'en AC par unité produite masque une grande disparité selon les productions**. Les conclusions de différentes méta-analyses divergent sur la tendance qui se dégage par catégorie. Des travaux comparatifs AB/AC récents tendent à montrer que les **productions végétales AB présentent, à quelques exceptions près, des empreintes carbone inférieures quelle que soit l'unité fonctionnelle retenue** (Boschiero et al., 2023). En productions animales, les performances GES de l'AB sont variables selon les produits : légèrement meilleures en bovin viande (De Vries et al., 2015), équivalente à l'AC dans le cas du lait bovin (Lambotte et al., 2023), ou moins bonnes en monogastriques (Andretta et al., 2021). La divergence observée des performances selon l'unité fonctionnelle retenue et la **potentielle dilution des émissions de GES par unité produite pour des systèmes intensifs invitent à considérer conjointement les deux unités fonctionnelles (par hectare et par kilo produit) dans l'évaluation des productions AB et, plus largement des modes de production alternatifs** (van der Werf et al., 2020).

Plusieurs limites méthodologiques associées à ces conclusions sont à rappeler. Les conclusions sont sensibles à certaines règles d'allocation. Par exemple, les engrais organiques sont, dans la majorité des études, considérés comme des déchets ce qui revient à ne pas imputer à l'utilisateur final des émissions de GES liées à leur fabrication. Les performances de l'AB, en particulier en production végétales, sont donc sensibles aux règles d'allocation attribuées aux PRO. Par ailleurs, la prise en compte des variations de carbone dans les sols agricoles en ACV n'est pas plébiscitée et fait l'objet de développements méthodologiques. Leur prise en compte dans certaines études en bovin lait (Lambotte et al., 2023) et en cultures pérennes (Aguilera et al., 2015), peut conduire à accentuer l'écart AB/AC en faveur de l'AB. Enfin, ces conclusions reposent sur un faible nombre d'études (en particulier pour les productions monogastriques, bovin allaitant, maraichage) et le choix des systèmes AC mobilisés dans la comparaison de données appariés n'est pas toujours explicité dans les études.

III.C. Régimes alimentaires

L'impact GES des régimes alimentaires est corrélé à la consommation de produits animaux, mais peu d'études documentent l'effet du mode de production, c'est-à-dire l'effet de la consommation d'une part de produits biologiques. En France, le profil de consommateurs de produits biologiques, leurs régimes et les relations entre cette consommation de produits biologiques et l'impact sur l'environnement et la santé, ont été étudiés dans la cohorte BioNutriNet (Baudry et al., 2019). L'étude met en évidence, que les consommateurs ayant le plus végétalisé leur alimentation sont également ceux qui consomment la plus grande part de produits biologiques. Par rapport aux consommateurs ne consommant pas de produits biologiques, les grands consommateurs de produits biologiques ont **une empreinte carbone plus faible (-30 %) mais cet écart est exclusivement expliqué par des régimes plus végétalisés**. Du fait d'une végétalisation plus importante de leur assiette, les grands consommateurs de produits biologiques compensent les plus faibles performances GES de certaines productions biologiques, précédemment discutées. La composition du régime alimentaire est un levier puissant pour réduire l'empreinte carbone de l'alimentation, que les aliments soient biologiques ou non.

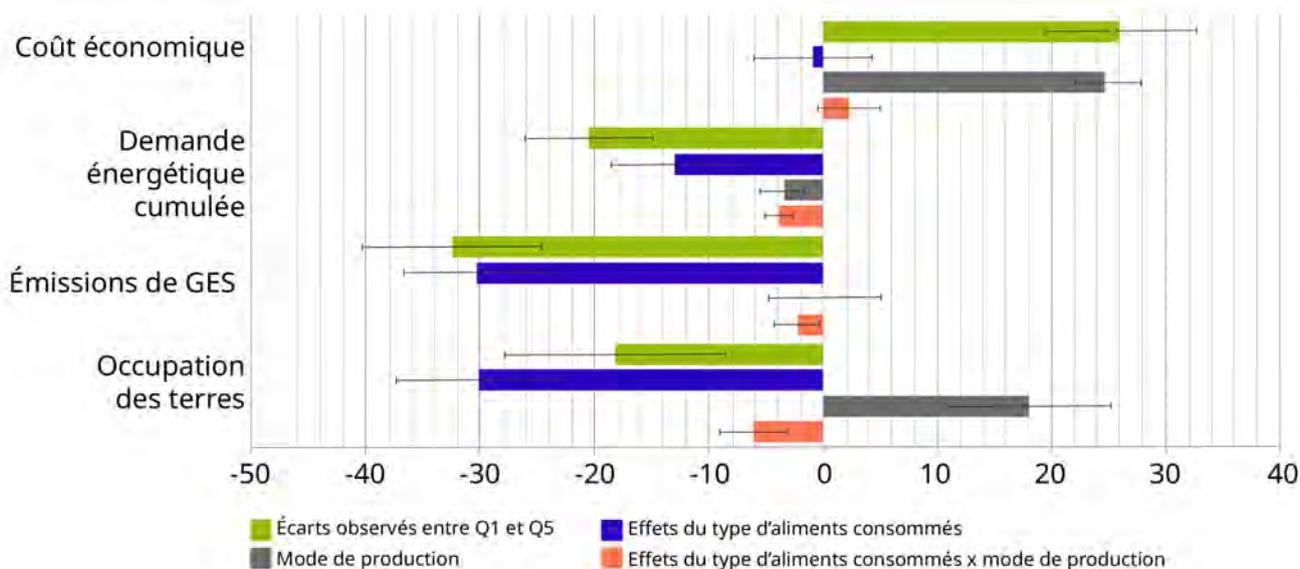


Figure 5 : Décomposition des écarts observés entre le premier (Q1) et le cinquième (Q5) quintile de consommateurs d'aliments biologiques (Q1 : 0 % ; Q5 : 70 %) pour différents indicateurs environnementaux et économiques (Kesse-Guyot et al., 2022) (données pondérées ; N = 29 210). Les valeurs représentent les moyennes et les barres les intervalles de confiance à 95 %. Abréviations : CED, demande énergétique cumulée ; GHGE : émissions de gaz à effet de serre ; Q, quintile.

IV. Impacts GES associés au développement de l'AB

Partant du double constat des moindres émissions par unité de surface et d'une plus faible productivité des systèmes de production en AB, des travaux s'intéressent, à demande constante, à la réduction des émissions locales et aux émissions induites par le développement rapide sur de larges échelles spatiales de ce mode de production. En Angleterre et Pays de Galles, **la conversion intégrale des surfaces cultivées AB engendrerait une baisse des émissions brutes territoriales de l'agriculture de l'ordre de 6 % (-20 % pour les cultures, -4 % pour l'élevage)** (Smith et al., 2019). Si cette conversion ne s'accompagne pas d'une réduction de la demande intérieure, elle engendrerait des émissions délocalisées par un recours accentué aux importations (de produits AB). Bien que les émissions de GES associées à la production de ces matières importées soit sensible aux hypothèses retenues pour le stockage que l'on prête aux systèmes AB et à la nature des terres à mettre en culture, elles compenseraient les réductions obtenues à l'échelle du territoire national, dans la plupart des scénarios explorés par les auteurs. À l'échelle mondiale, la disponibilité de l'azote constitue le principal facteur limitant d'une conversion intégrale des surfaces en AB. Sans transformer la demande, les résultats obtenus par modélisation à l'échelle mondiale montrent qu'une conversion intégrale des surfaces en AB ne permettrait pas de répondre à la demande alimentaire mondiale (Barbieri et al., 2021) ou bien nécessiterait la mise en culture de nouvelles surfaces (Muller et al., 2017). **Ces travaux explorent des scénarios de conversion intégrale des surfaces mondiales en AB, bien loin des surfaces qu'occupe actuellement l'AB (moins de 2 % de la surface mondiale en 2020).**

Des proportions intermédiaires de surfaces en AB explorées dans ces études indiquent qu'une conversion en AB sur environ 20 % de la SAU mondiale, sans modification du système alimentaire n'induirait qu'une faible augmentation de la surface à cultiver (Muller et al., 2017), représente une situation réaliste d'un point de vue de la disponibilité en azote (Barbieri et al., 2021) et souhaitable vis-à-vis du stockage du carbone (Gaudaré et al., 2023). D'autres leviers à l'échelle des systèmes alimentaires permettraient d'atteindre une plus grande part des surfaces en AB. En combinant une réduction de moitié sur le gaspillage alimentaire et sur la compétition entre

alimentations animale et humaine (modification des régimes alimentaires), la part de surface AB pourrait atteindre 60 %, avec une balance azotée globale acceptable selon (Muller et al., 2017).

Conclusion

L'Agriculture Biologique contribue à la réduction des émissions de GES, principalement en lien avec les pratiques de fertilisation. L'absence de fertilisants de synthèse et la faible disponibilité des PRO sont à l'origine d'émissions moindres à la parcelle de N₂O et de CO₂. En conséquence, les productions végétales AB, dont les émissions sont composées de ces deux GES, présentent des émissions moindres par unité de surface (**de l'ordre de 50 %**).

Les émissions de CH₄, qui concernent principalement les élevages de ruminants, peuvent être plus importantes en AB du fait de rations à base de fourrages grossiers. Toutefois plusieurs hypothèses vont dans le sens de la **moindre contribution des systèmes d'élevage biologiques aux émissions induites par la transformation des terres à l'étranger (forêts en cultures) et en France (prairies permanentes vers cultures)**.

Enfin, les pratiques de fertilisation (PRO et légumineuses) en AB sont également à l'origine d'une **accumulation de carbone organique dans les sols, plus importante qu'en AC**.

Ainsi, le développement de l'AB est un levier de réduction des émissions territoriales de GES du secteur agriculture.

Les performances de l'AB sur cette dimension atténuation du changement climatique et la quantification de l'écart d'émissions entre des systèmes AB/AC dépendent de l'unité fonctionnelle mobilisée. Si pour la quasi-totalité des productions, les **émissions par hectare sont systématiquement inférieures en AB**, la littérature montre que, **par unité produite, les conclusions varient selon les catégories de produits, du fait des rendements plus faibles en AB**. De récents travaux montrent que les **productions végétales présentent, à quelques exceptions près, de meilleures performances GES quelle que soit l'unité fonctionnelle retenue**. Pour les produits animaux, les effets sont hétérogènes : empreinte AB/AC légèrement meilleure en bovin viande, équivalente dans le cas du lait bovin lait, moins bonne en monogastriques.

L'étude identifie également un certain nombre de limites méthodologiques pouvant impacter les écarts de performances AB et AC, et un besoin de poursuivre la production de références sur les émissions GES des systèmes AB pour accompagner la mise en œuvre de leviers de réduction.

Bien que l'AB occupe une infime partie des surfaces cultivées à l'échelle mondiale et que les surfaces converties en France restent en dessous des objectifs, des travaux s'intéressant à l'évaluation de conversion intégrale des surfaces pointent, à demande constante et identique, des limites biophysiques à l'échelle mondiale, et un risque d'augmentation des émissions délocalisées par un recours plus important aux importations à des échelles nationales. Le développement de modes de production alternatifs – *au sens moins intensif* –, pas spécifiquement ni exclusivement de l'AB, doit s'accompagner **d'une transition alimentaire pour agir de manière conjointe sur la réduction des émissions territoriales et sur la réduction de l'empreinte carbone de l'alimentation**.

Pour rappel, le dernier rapport HCC (2024) mentionne explicitement que les scénarios permettant de **réduire les émissions agricoles de 50 % d'ici 2050 envisagent 1) une baisse de la consommation de protéines animales d'au moins 30 %, 2) une diminution de la part de l'azote minéral apporté aux cultures de 40 à 100 % et 3) un développement de l'agroécologie et de l'agriculture biologique pour atteindre 50 % de la surface agricole utilisée**.

Bibliographie

- Aguilera, E., Guzmán, G., Alonso, A., 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 725–737. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0265-y>
- Andretta, I., Hickmann, F.M.W., Remus, A., Franceschi, C.H., Mariani, A.B., Orso, C., Kipper, M., Létourneau-Montminy, M.-P., Pomar, C., 2021. Environmental Impacts of Pig and Poultry Production: Insights From a Systematic Review. *Front. Vet. Sci.* 8, 750733. <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.750733>
- Autret, B., Mary, B., Chenu, C., Balabane, M., Girardin, C., Bertrand, M., Grandeau, G., Beaudoin, N., 2016. Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 232, 150–164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>
- Ayari, N., Auberger, J., 2022. Evaluation de l'effet de la mise à jour du modèle d'émission de N2O: IPCC 2006 > 2019 sur les émissions de N2O et l'impact Changement Climatique des ICV Agribalyse. INRAE SAS.
- Barbier, C., Couturier, C., Pourouchottamin, P., Cayla, J.-M., Silvestre, M., Pharabod, I., 2019. L'empreinte énergétique et carbone de l'alimentation en France - de la production à la consommation, Club Ingénierie Prospective Energie et Environnement. IDDRI, Paris.
- Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Sci. Rep.* 7, 13761. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert, V., Smith, L., Ramankutty, N., Nesme, T., 2021. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. *Nat. Food* 2, 363–372. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00276-y>
- Baudry, J., Pointereau, P., Seconda, L., Vidal, R., Taupier-Letage, B., Langevin, B., Allès, B., Galan, P., Hercberg, S., Amiot, M.-J., Boizot-Szantai, C., Hamza, O., Cravedi, J.-P., Debrauwer, L., Soler, L.-G., Lairon, D., Kesse-Guyot, E., 2019. Improvement of diet sustainability with increased level of organic food in the diet: findings from the BioNutriNet cohort. *Am. J. Clin. Nutr.* 109, 1173–1188. <https://doi.org/10.1093/ajcn/nqy361>
- Beillouin, D., Corbeels, M., Demenois, J., Berre, D., Boyer, A., Fallot, A., Feder, F., Cardinael, R., 2023. A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nat. Commun.* 14, 3700. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39338-z>
- Bell, L.W., Sparling, B., Tenuta, M., Entz, M.H., 2012. Soil profile carbon and nutrient stocks under long-term conventional and organic crop and alfalfa-crop rotations and re-established grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 158, 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.006>
- Bochu, J.-L., Risoud, B., Mousset, J., 2008. Consommation d'énergie et émissions de GES des exploitations en agriculture biologique: synthèse des résultats PLANETE 2006.
- Boschiero, M., De Laurentiis, V., Caldeira, C., Sala, S., 2023. Comparison of organic and conventional cropping systems: A systematic review of life cycle assessment studies. *Environ. Impact Assess. Rev.* 102, 107187. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107187>
- Chambaut, H., Moussel, E., Pavie, J., Coutard, J.P., Galisson, B., Fiorelli, J.-L., Leroyer, J., 2011. Profils environnementaux des exploitations d'élevage bovins lait et viande en agriculture biologique et conventionnelle : enseignements du projet CedABio. Presented at the Rencontres Recherches Ruminants.
- CITEPA, 2023. Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques. Bilan des émissions en France de 1990 à 2022 (Rapport Secten).
- Dakpo, K.H., Laignel, G., Rouleuc, M., Benoit, M., 2013. L'élevage biologique consomme-t-il moins d'énergie et émet-il moins de gaz à effet de serre que l'élevage conventionnel? Analyse en production ovine allaitante.
- De Vries, M., Van Middelaar, C.E., De Boer, I.J.M., 2015. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 178, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.06.020>
- Edouard, N., Charpiot, A., Robin, P., Lorinquer, E., Dollé, J.-B., Faverdin, P., 2019. Influence of diet and manure management on ammonia and greenhouse gas emissions from dairy barns. *Animal* 13, 2903–2912. <https://doi.org/10.1017/S1751751731119001368>
- Eugène, M., Klumpp, K., Sauvart, D., 2021. Methane mitigating options with forages fed to ruminants. *Grass Forage Sci.* 76, 196–204. <https://doi.org/10.1111/gfs.12540>
- García-Palacios, G., Gattinger, A., Bracht-Jørgensen, H., Brussaard, L., Carvalho, F., Castro, H., Clément, J., De Deyn, G., D'Hertefeldt, T., Foulquier, A., Hedlund, K., Lavorel, S., Legay, N., Lori, M., Mäder, P., Martínez-García, L.B., Martins Da Silva, P., Muller, A., Nascimento, E., Reis, F., Symanczik, S., Paulo Sousa, J., Milla, R., 2018. Crop traits drive soil carbon sequestration under organic farming. *J. Appl. Ecol.* 55, 2496–2505. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13113>
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fließbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., El-Hage Scialabba, N., Niggli, U., 2013. Reply to Leifeld et al.: Enhanced top soil carbon stocks under organic farming is not equated with climate change mitigation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110. <https://doi.org/10.1073/pnas.1221886110>
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fließbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 18226–18231. <https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109>
- Gaudaré, U., Kuhnert, M., Smith, P., Martin, M., Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2023. Soil organic carbon stocks potentially at risk of decline with organic farming expansion. *Nat. Clim. Change* 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01721-5>
- Gaudaré, U., Pellerin, S., Benoit, M., Durand, G., Dumont, B., Barbieri, P., Nesme, T., 2021. Comparing productivity and feed-use efficiency between organic and conventional livestock animals. *Environ. Res. Lett.* 16, 024012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd65e>
- Gerber, P.J., Hristov, A.N., Henderson, B., Makkar, H., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A.T., Yang, W.Z., Tricarico, J.M., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J., Oosting, S., 2013. Technical options for the mitigation of direct methane and nitrous oxide emissions from livestock: a review. *Animal* 7, 220–234. <https://doi.org/10.1017/S175175173113000876>
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J.-P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., Pellerin, S., Powlson, D.S., Rasse, D.P., Rees, F., Soussana, J.-F., Su, Y., Tian, H., Valin, H., Zhou, F., 2021. Can N2O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Glob. Change Biol.* 27, 237–256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>
- HCC, 2024. Accélérer la transition climatique avec un système alimentaire bas carbone, résilient et juste (Rapport thématique). Haut Conseil pour le Climat.
- HCC, 2020. Maîtriser l'empreinte carbone de la France (Rapport annuel). Haut Conseil pour le Climat.
- Hirte, J., Walder, F., Hess, J., Büchi, L., Colombi, T., Van Der Heijden, M.G., Mayer, J., 2021. Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils. *Sci. Total Environ.* 755, 143551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143551>
- Lambotte, M., De Cara, S., Brocas, C., Bellassen, V., 2023. Organic farming offers promising mitigation potential in dairy systems without compromising economic performances. *J. Environ. Manage.* 334, 117405. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117405>
- Leifeld, J., Angers, D.A., Chenu, C., Fuhrer, J., Kätker, T., Powlson, D.S., 2013. Organic farming gives no climate change benefit through soil carbon sequestration. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110. <https://doi.org/10.1073/pnas.1220724110>
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nat. Commun.* 8, 1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Huot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Théron, O., Viaud, V., Grateau, R., Le Perchec, S., Réchauchère, O., 2020. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût? (Rapport scientifique de l'étude). INRA, France.
- Poore, J., Nemecek, T., 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* 360, 987–992. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- Skinner, C., Gattinger, A., Krauss, M., Krause, H.-M., Mayer, J., van der Heijden, M.G.A., Mäder, P., 2019. The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. *Sci. Rep.* 9, 1702. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38207-w>

- 
- 
- Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R., Niggli, U., 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management — A global meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 468–469, 553–563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.098>
- Smith, L.G., Kirk, G.J.D., Jones, P.J., Williams, A.G., 2019. The greenhouse gas impacts of converting food production in England and Wales to organic methods. *Nat. Commun.* 10, 4641. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12622-7>
- Smith, L.G., Williams, A.G., Pearce, Bruce.D., 2015. The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renew. Agric. Food Syst.* 30, 280–301. <https://doi.org/10.1017/S1742170513000471>



itab

l'Institut de l'agriculture
et de l'alimentation biologiques

Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique



Résumé
santé

Fanny Cisowski, Céline Gentil Sergent,
Rodolphe Vidal, Natacha Sautereau
Mise à jour 2024

Avec le soutien de


MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE,
DE LA BIODIVERSITÉ,
DE LA FORÊT, DE LA MER
ET DE LA PÊCHE

Avec
la contribution
financière du compte
d'affectation spéciale
développement
agricole et rural
CASDAR


MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
DE LA SOUVERAINÉTÉ
ALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT
Liberté
Égalité
Fraternité

Introduction

La santé humaine est sous l'influence de multiples interactions entre facteurs environnementaux (expositions à des polluants, nuisances...), biologiques (prédisposition génétique, âge, sexe...) et sociaux (catégories socio-professionnelles, conditions de logement...). Le concept « d'Une seule santé » (ou « One Health »), défini en 2008 et porté par l'Organisation des Nations Unies (ONU), vise à rendre compte des liens et interactions entre santé humaine, santé animale, et santé environnementale. Les études sur la santé sont de plus en plus nombreuses à l'adopter comme angle d'approche.

A dire d'experts, la fraction de maladies attribuables aux produits chimiques varie de 1 % à 40 % selon les types de produits chimiques et les maladies (Brignon et Payrastré, 2022). En ce qui concerne plus particulièrement les cancers, l'Agence Européenne pour l'Environnement estime que l'exposition à l'ensemble des polluants (pollution atmosphérique, à la fumée de tabac ambiante, au radon, aux rayonnements ultraviolets, à l'amiante, à certaines substances chimiques et à d'autres polluants) provoque plus de 10 % des cas de cancer en Europe.

I. Moindres impacts négatifs liés à l'utilisation réduite d'intrants en AB

La démarche d'étude est la suivante :

- ▶ Caractériser les différents intrants utilisés selon les modes de production et de transformation en Agriculture Biologique (AB) et en Agriculture Conventiionnelle (AC) ;
- ▶ Analyser les expositions directes ou indirectes par les voies respiratoire, cutanée, et orale via l'alimentation. L'**exposome** représente la totalité des expositions à des facteurs environnementaux, y compris celles liées au régime alimentaire, au comportement, et aux processus endogènes que subit l'organisme depuis *in utero* à la fin de vie ;
- ▶ Déterminer les effets liés à ces expositions : toxicologie et épidémiologie.

I.A. Les intrants de l'amont agricole

Les Produits PhytoPharmaceutiques (PPP)

Les PPP se présentent sous forme de préparations commerciales contenant la ou les substances actives (SA) et un ou des co-formulants (adjuvants, mouillants, synergisants...). Le risque de santé humaine lié à l'utilisation de PPP est évalué comme le résultat de la combinaison entre la toxicologie propre au PPP et l'exposition de la population (professionnels agricoles, riverains, consommateurs) à ce PPP et qui dépendra des propriétés physico-chimiques du PPP mais également de son utilisation. Les travailleurs et riverains sont principalement exposés par voie cutanée et respiratoire alors que les consommateurs sont eux principalement exposés par voie orale via l'alimentation.

Les évaluations concernent principalement les substances actives, or :

- ▶ Les substances actives sont **évaluées individuellement** mais peuvent avoir des **effets différents en mélange**. L'évaluation de ces mélanges est d'autant plus complexe que les voies d'exposition se conjuguent (air, eau, alimentation), et que les sources d'exposition peuvent être diverses. La difficulté est de prédire l'effet toxique d'une combinaison de substances (effet cocktail) à partir des effets individuels.

- ▶ Les substances actives sont associées à des **adjuvants dont les effets sont très peu évalués**. Certaines études montrent parfois que l'adjuvant a un effet toxicologique plus important que la substance active, alors qu'ils ne sont pas soumis à une Dose Journalière Admissible (DJA) (Vanlaeys *et al.*, 2018). Tous les adjuvants agricoles autorisés au niveau européen sont autorisés en AB.
- ▶ Les substances actives se dégradent en métabolites. Or, même si la réglementation française encadre la présence des PPP et de leurs métabolites dans l'alimentation et l'eau, **les effets des métabolites ne sont pas évalués systématiquement, ces derniers pouvant être potentiellement plus nocifs que la substance mère**.
- ▶ Certains mécanismes spécifiques sont particulièrement mal appréhendés, à savoir ceux des **perturbateurs endocriniens**. Leurs effets se font ressentir à "faibles doses" et de manière différenciée selon l'âge, la sensibilité à l'exposition à ces perturbateurs étant plus critique pour certaines phases de la vie (période prénatale, périnatale, petite enfance, adolescence et puberté).

Enfin, seules **71 substances autres que les micro-organismes sont Utilisables en Agriculture Biologique (UAB)** selon le règlement (UE) 2021/1165 (version en date du 15/11/2023) et approuvées en comparaison de **294 substances non UAB** approuvées (site EUPD - EU Pesticide Database - au 23/05/2024). La majeure partie des substances actives des PPP UAB sont d'origine naturelle et sont généralement peu toxiques, voire même alimentaires (lactosérum, bière...). Néanmoins 6 d'entre elles (5 formes de cuivre et la lambda-cyhalothrine) sont candidates à la substitution (versus 44 en non UAB) et quelques-unes sont susceptibles d'avoir des effets sur la santé humaine et la biodiversité.

Caractérisation des expositions aux PPP

Les utilisateurs professionnels directs (agriculteurs, salariés agricoles, techniciens de l'industrie de production phytosanitaire) sont les plus fortement exposés. Les différentes voies d'exposition aux PPP sont cumulables : par exemple lors de la manipulation et de l'application de PPP ou de semences traitées, ou lors de la réentrée précoce dans une parcelle après traitement. **Les agriculteurs en production biologique sont non seulement moins exposés aux PPP, mais ils sont exposés à des substances actives (SA) dont la toxicité est moins élevée.**

Un consortium de cohortes agricoles AGRICOH (29 cohortes de 15 pays répartis sur les 5 continents) conclut que les agriculteurs ont un risque global de cancer inférieur au reste de la population, mais un risque plus élevé pour certaines formes (cancer de la prostate pour l'homme ; myélome multiple, mélanome cutané, cancer de l'ovaire



Figure 6 : Pathologies associées à l'exposition aux PPP des professionnels agricoles. Année entre parenthèses : date de la reconnaissance en tant que maladie professionnelle (INSERM, 2021)

pour les femmes). L'expertise collective INSERM (2021) « Pesticides et santé » analyse plus de 5300 documents et montre des **présomptions fortes d'un lien entre l'exposition aux pesticides et six pathologies : lymphome non hodgkinien (LNH), maladie de Parkinson, myélome multiple, cancer de la prostate, troubles cognitifs, bronchopneumopathie chronique obstructive (BCPO) et bronchite chronique**, et des présomptions moyennes pour d'autres cancers et les pathologies thyroïdiennes. Le LNH et les troubles cognitifs seraient liés en particulier aux composés organophosphorés, et la maladie de Parkinson aux insecticides organochlorés et fongicides (zinèbe et zirame en particulier). Les présomptions fortes de liens entre l'exposition aux PPP et les maladies de Parkinson, LNH, et cancer de la prostate ont permis la reconnaissance par la Mutualité Sociale Agricole (MSA) de ces pathologies **comme maladies professionnelles directement liées à l'exposition aux PPP**.

Au-delà de ces effets liés à l'utilisation des PPP, il faut aussi pointer les externalités sanitaires dites "délocalisées" liées à leur fabrication. En effet, la majorité des substances actives contenues dans les pesticides vendus en Europe est aujourd'hui fabriquée en dehors de l'UE : il faudrait pouvoir mesurer les effets sur la santé des fabricants de substances actives dans des pays tiers, et il faudrait également pouvoir intégrer les effets santé des PPP produits, mais non autorisés en Europe, et exportés dans les pays tiers.

Les proches riverains des parcelles agricoles sont également davantage exposés aux PPP que le reste de la population, mais encore peu étudiés. La plupart des études recensées ont mis en évidence que **les individus résidant à proximité de zones agricoles ont une exposition aux pesticides plus élevée que celle des groupes contrôle**. Le rapport INSERM (2021) indique un lien faible de présomption entre l'exposition des riverains des terres agricoles et la maladie de Parkinson et les troubles du spectre autistique chez l'enfant. Mancini et al., (2023) montrent un faible surrisque de leucémie aiguë lymphoblastique chez les enfants habitants dans des zones fortement viticoles.

Les enfants sont une population particulièrement sensible du développement prénatal à la petite enfance : les résultats des cohortes PÉLAGIE, MoBa, et des données spécifiques synthétisées dans l'expertise collective INSERM (2021), indiquent une **présomption forte de lien entre l'exposition aux PPP de la mère pendant la grossesse** (professionnelle ou environnementale, c.-à-d. en population générale) **ou chez l'enfant, et le surrisque chez l'enfant de développer certains cancers, en particulier les leucémies et les tumeurs du système nerveux central**, et de malformation congénitale (hypospadias).

Enfin, **les consommateurs y sont également exposés, majoritairement via l'alimentation**. Les substances appliquées ou leurs métabolites finissent dans les compartiments de l'environnement (air, eau, sol) et constituent ainsi une source de contamination indirecte pour la chaîne alimentaire, et ce pour des temps plus ou moins longs selon la rémanence des PPP (pollutions dites « héritées »). Les études indiquent qu'entre 40 % et 50 % des produits alimentaires en UE contiennent au moins un résidu quantifiable, et environ 5 % sont non conformes (EFSA, 2023). Les SA les plus souvent rencontrées sont les composés à base de cuivre, le mercure, les ions bromure, le fosétyl-aluminium, les chlorates, la chlordécone et les dithiocarbamates. Bien que l'utilisation de PPP de synthèse soit proscrite en AB, on peut retrouver des traces de ces pesticides dans les produits biologiques (usage frauduleux ou contamination environnementale), ainsi que des résidus de PPP autorisés en bio ; c'était le cas pour 17 % des échantillons de l'EFSA (2023). Ainsi, **les fréquences de quantification des résidus (autorisés ou non) dans les produits biologiques sont très largement inférieures à ce que l'on peut retrouver dans les aliments non certifiés**.

En outre, les concentrations moyennes de résidus quantifiés sur des fruits et légumes AB sont 100 fois inférieures à leurs équivalents conventionnels. Des différences s'observent surtout sur les catégories des

fruits et légumes, tandis que les produits animaux présentent des écarts moins importants voire pas de différence comme sur la viande (Dervilly-Pinel et al., 2017).

Selon une étude, l'exposition à de fortes teneurs de résidus de PPP par la consommation de fruits et légumes, annulerait une grande partie du bénéfice nutritionnel de la consommation de ces aliments (Sandoval-Insausti et al., 2022).

De nombreuses études ont montré que les consommateurs de produits biologiques sont significativement moins exposés aux PPP de synthèse : **la consommation d'aliments biologiques réduit l'excrétion urinaire totale de résidus de PPP de synthèse de plus de 90 %** (Rempelos et al., 2021).

Des risques sanitaires associés à l'exposition aux résidus de PPP dans l'alimentation, même à faible dose ont été identifiés (Rizzati et al., 2016 ; Lukowicz et al., 2018). La grande cohorte française NutriNet-Santé (270 000 inscrits) a permis de nombreuses études chez l'adulte, montrant que certaines pathologies sont suspectées d'être liées à l'exposition aux PPP par l'alimentation (Baudry et al., 2021 ; Rebouillat et al., 2021 & 2022).

A noter que le rapport actualisé INSERM (2021) indique la **présomption forte d'un lien entre l'exposition au chlordécone de la population générale aux Antilles et le risque de survenue de cancer de la prostate**, et établit même une causalité.

La fertilisation azotée et phosphatée

La fertilisation azotée génère des impacts sur les écosystèmes et la santé humaine. Les incidences sur la santé humaine sont dues à **l'augmentation des concentrations de dioxyde d'azote (NO₂), d'ozone (O₃) induit par les oxydes d'azote (NO_x), et des particules secondaires PM₁₀ et PM_{2.5}** (Matière Particulaire de taille 10 et 2.5 µm). Une réduction de 50 % des émissions agricoles permettrait de réduire de 19 % les concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5} et donc la mortalité liée à la pollution par les PM en Europe. Les données des enquêtes « Pratiques culturales » du Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire en grandes cultures (2021), traitées dans le cadre du projet INCYVIE, indiquent un **moindre recours aux engrais azotés en grandes cultures en bio (48 N kg/ha en AB, comparées à 168 N kg/ha en conventionnel), ce qui permet de diminuer l'impact de la fertilisation sur les émissions nocives pour la santé.**

L'exposition aux nitrates a lieu par voie alimentaire et l'eau de boisson ; leur toxicité est due à leur transformation en nitrites classés cancérigènes probables par le CIRC (groupe 2A), avec des risques de cancer colorectal, cancer du sein, de maladies de la thyroïde et des anomalies du tube neuronal. De nombreuses études ont observé un risque accru, même dans le cas où la teneur en nitrates de l'eau consommée était inférieure aux limites réglementaires (Ward, 2018). Des études indiquent une moindre lixiviation en AB, (Garnier et al, 2016) **mentionnant un abattement de 50 % de la concentration en nitrate des eaux de surface.**

Par ailleurs, **la fertilisation phosphatée minérale contient des éléments traces métalliques problématiques tels que le cadmium, le plomb, l'arsenic, l'uranium, le chrome et le mercure.** Ces éléments présents dans les sols, sont prélevés par les plantes, les animaux et l'Homme. Le cadmium, classé cancérigène (groupe 1) par le CIRC, est également mutagène et toxique pour la reproduction. Il a notamment des impacts sur le système respiratoire, les reins, le système reproductif et le système squelettique. Or, 47 % des Français dépassent le seuil fixé par l'ANSES. **Dans les céréales biologiques, une plus faible teneur en cadmium (30 % inférieure) est retrouvée** (Baranski et al. 2014). Mais l'étude de Baudry et al. (2019) **ne trouve aucune différence significative**

de la concentration plasmatique en cadmium sur des individus ayant une consommation importante en produits végétaux bio ou conventionnels.

Les produits vétérinaires

Les produits vétérinaires utilisés en élevage sont principalement de deux types : les antiparasitaires et les antibiotiques. Ces derniers ont le plus d'impact et sont les plus étudiés : leur usage en santé animale contribue à sélectionner des souches bactériennes résistantes, dont les gènes de résistance peuvent être transmis à des bactéries pathogènes pour l'homme via le contact avec les animaux, par l'environnement ou via l'alimentation, ce qui contribue significativement à l'antibiorésistance.

L'usage de ces produits entraîne également le rejet d'antibiotiques dans l'environnement (eau et sol) et la présence éventuelle de résidus dans la viande et le lait. Les résultats du projet Someat n'ont pas permis de discriminer la prévalence de résidus d'antibiotiques entre bio et non bio sur 266 échantillons de viandes de 3 espèces différentes (cochon, bœuf et poulet) car seuls 11 échantillons présentaient des résidus au seuil de détection. Concernant les anticoccidiens, 19 échantillons se sont avérés positifs au seuil de détection en conventionnel et Label rouge (Dervilly-Pinel et al., 2017).

On estime à 1,27 million le nombre de décès par an dans le monde (12 000 en France) liés à l'antibiorésistance (Murray et al., 2022). **Par sa réglementation, l'AB contribue à une moindre utilisation d'antibiotiques : les résultats des études consultées suggèrent que l'AB est moins impactée par la prévalence des souches bactériennes résistantes, et peut contribuer à réduire le fardeau sanitaire de l'antibiorésistance** (Ager et al., 2023).

I.B. Les intrants de la transformation agro-alimentaire

Les additifs alimentaires

Les additifs sont ajoutés au cours de la fabrication dans des produits alimentaires, et doivent être mentionnés dans la liste des ingrédients ; ils peuvent être d'origine naturelle ou de synthèse. En Europe, l'EFSA définit une DJA pour certains additifs ; cependant, les niveaux maximaux autorisés se fondent sur les effets potentiels « individuels » de l'additif et ne prennent pas en compte l'éventuel « effet cocktail ».

Le règlement bio européen limite les additifs et les auxiliaires technologiques. L'objectif de la production d'aliments biologiques transformés est de se passer autant que possible de leur utilisation ; les **additifs autorisés en bio** sont définis et leur usage est encadré par l'annexe 5 du règlement CE 2021/1165 : il y en a **57, contre 340 dans l'alimentation au total en Europe.**

En France, **78 % des produits alimentaires transformés contiennent au moins un additif alimentaire** (Oqali, 2019). **Parmi les 50 additifs les plus fréquemment consommés, 14 pourraient présenter des risques pour la santé humaine** (nitrites de sodium, lécithines, mono et diglycérides d'acides gras, carraghénanes...) (Chazelas et al., 2021), **6 d'entre eux sont autorisés en bio.**

Les risques concernent souvent des pathologies inflammatoires et maladies chroniques de l'intestin, cancers colorectaux, gastriques et pancréatiques, cancer du sein et de la prostate, et diabète de type 2. En particulier, les nitrites/nitrates sont largement présents dans l'industrie de transformation des viandes pour limiter le développement de bactéries pathogènes et stabiliser la couleur rose des charcuteries. Ils sont classés comme

favorisant l'apparition de cancers colorectaux, du sein et de la prostate. Les produits carnés traités contribuent entre 41 % et 63 % de l'exposition totale en nitrites des consommateurs (ANSES, 2022). En **charcuterie bio**, la dose totale maximale de nitrates ou nitrites est de **80 mg/kg quand elle peut être de 300 mg/kg en charcuterie non bio**.

En outre, **les Aliments Ultra Transformés¹ (AUT) contiennent une variété d'additifs alimentaires, dont certains sont suspectés de nocivité**. Les études suggèrent que la consommation d'additifs alimentaires présents dans les aliments ultra-transformés peut augmenter le risque de maladies chroniques : une méta-analyse menée en 2020 (Lane et al., 2021) établit que leur consommation est associée à un risque accru de surpoids, d'obésité, de mortalité toutes causes confondues, de syndrome métabolique et de dépression chez les adultes. **Les aliments ultra-transformés conventionnels contiennent deux fois plus de marqueurs d'ultra-transformation (MUT) totaux que les AUT biologiques. L'offre alimentaire en produits biologiques propose moins d'aliments ultra-transformés**, bien que les aliments bio puissent contenir des marqueurs d'ultra-transformation -notamment huiles raffinées, extraits et arômes naturels, amidons natifs, sirop de glucose, lécithines et acide citrique (Davidou et al., 2022).

L'interdiction de nombre d'additifs problématiques pour la santé dans les aliments bio contribue à réduire l'exposition pour les consommateurs, tout comme les fortes restrictions de doses d'emploi et d'usages (comme pour les nitrites/nitrates par exemple). **Toutefois, nous ne disposons pas de données spécifiques sur la fréquence d'usage des additifs dans les produits bio ou leurs doses d'emploi, ce qui empêche d'évaluer l'exposition du consommateur. A l'échelle du régime alimentaire, l'impact sur la santé de ces restrictions de nombre d'additifs en alimentation bio n'est donc pas mesurable ou quantifiable avec les données à disposition.**

Les auxiliaires technologiques

Il s'agit de substances utilisées lors du traitement des denrées alimentaires, et dont les résidus, car techniquement inévitables, peuvent se retrouver dans le produit fini. Les auxiliaires technologiques ne sont pas soumis à l'obligation d'étiquetage contrairement aux additifs alimentaires, ce qui les invisibilise auprès du consommateur et rend indisponible toute information quant à leur présence ou leur fréquence d'utilisation en bio comme en conventionnel. L'exposition de la population à ces substances n'est donc pas évaluable à date. **Néanmoins, le règlement bio n'autorise que 42 auxiliaires technologiques quand plus de 400 sont autorisés en alimentation conventionnelle.**

II. En quoi les aliments bio se distinguent-ils ?

II.A. Les contaminants biotiques et abiotiques

La contamination fongique par des espèces libérant des mycotoxines dans les organes récoltés des cultures est questionnée en AB en raison de l'absence d'utilisation de fongicide de synthèse et de l'usage de fertilisants organiques. Les mycotoxines peuvent se développer au champ, pendant le stockage ou encore lors de la transformation de la récolte. **Les teneurs en mycotoxines dans les céréales et le lait seraient comparables en agriculture conventionnelle et biologique** : de nombreux auteurs suggèrent que les conditions climatiques

¹ AUT (Aliments Ultra-Transformés) : aliments caractérisés par leur formulation comprenant des substances chimiquement modifiées extraites d'aliments, ainsi que des additifs utilisés pour améliorer le goût, la texture, l'apparence et la conservation (NB : La définition de l'ultra-transformation ne fait pas consensus).

surtout, puis l'année, la localisation, le type de labour et la rotation de cultures influencent plus leur développement que le mode de production (Brodal et al., 2016 ; Pleadin et al., 2017 ; Meemken and Qaim, 2018 ; Gomiero, 2018, 2021).

Les contaminations bactériennes semblent similaires en agriculture conventionnelle et biologique (Murali et al., 2023).

En ce qui concerne les **contaminants chimiques hors PPP**, certains contaminants environnementaux (PCDD/F, PCBs, HBCD) et des éléments traces inorganiques (Zn, Cu, Cd, Pb, As) ont été retrouvés à **des niveaux plus élevés dans les échantillons biologiques**, du fait d'animaux plus âgés à l'abattage et/ou avec des accès à l'extérieur (Tressou et al., 2017 et Dervilly-Pinel et al., 2017).

II.B. La qualité nutritionnelle des produits

La majorité des études scientifiques et des méta-analyses s'accordent pour dire qu'il existe certaines différences de composition entre les aliments produits en bio et les aliments produits de façon conventionnelle (Reganolds et al., 2016). Il est nécessaire de rappeler que les critères d'évaluation des attributs nutritionnels évoluent avec les connaissances scientifiques, et que les études ne peuvent donc pas toutes être comparées entre elles.

Les aliments végétaux biologiques (légumes, légumineuses et fruits) présentent une teneur en vitamines et minéraux (fer, magnésium, phosphore et zinc) supérieure de 5,7 % à celle de leurs équivalents cultivés de manière conventionnelle, ainsi qu'une teneur plus élevée en acides phénoliques et en composés phénoliques totaux, dont certains sont des agents de défense naturels pour les végétaux et peuvent également être importants pour la santé humaine. Les aliments végétaux biologiques contiennent également **davantage d'antioxydants - entre + 19 et + 86 %** - (Baranski et al., 2014).

Pour les produits animaux, quelle que soit l'espèce considérée, **les différences nutritionnelles observées portent essentiellement sur la qualité des profils en acides gras (plus particulièrement le ratio oméga 3/oméga 6), et montrent une valeur nutritionnelle supérieure des laits et viandes bio**, due à une alimentation plus riche en fourrages (Prache et al., 2020). Des études soulignent également le lien entre la qualité de l'alimentation et une meilleure composition nutritionnelle en bio pour les œufs et les poissons.

De façon générale, les AUT sont considérés comme étant nutritionnellement de moins bonne qualité. De nombreuses études montrent que plus les aliments sont ultra-transformés, plus ils contiennent d'acides gras trans, de matières grasses, de sucres ajoutés et de sodium, plus leur densité énergétique est importante, et plus ils sont associés à des apports nutritionnels déséquilibrés. Or, ils **constituent une part importante des apports énergétiques : entre 30 % et 80 % selon les pays** (Baldrige et al., 2019 ; Julia et al., 2018 ; Slimani et al., 2009). Pour ces produits, Dall'Astra et al., (2019) et Roper et al., (2023) notent des différences positives dans les valeurs nutritionnelles entre produits bio et non bio, mais concluent toutefois que la certification bio ne peut pas être considérée comme une indication de meilleure qualité nutritionnelle globale. Cependant, une étude (USA) sur un échantillonnage large de produits montre que **les aliments biologiques transformés, toutes familles confondues, ont une teneur plus faible en sucre total, en sucres ajoutés, en acides gras saturés et en sodium** (Meadows et al., 2021). Par ailleurs, les produits transformés bio du marché français paraissent de meilleure qualité nutritionnelle selon le Nutriscore que les produits conventionnels, mais ce n'est pas une vision exhaustive de l'offre, le Nutriscore n'étant pas obligatoire.

II.C.Impacts sur la santé humaine

Une alimentation plus riche en nutriments potentiellement anti-inflammatoires et/ou antioxydants, tels que les polyphénols, aurait un effet de synergie pour moduler et réduire les risques de maladies associés à l'exposition aux polluants toxiques dans l'environnement et notre alimentation. Toutefois, **bien que les composés phénoliques et les oméga 3 soient réputés avoir des effets protecteurs contre certaines maladies chroniques chez l'homme, il est difficile de traduire ces différences au niveau du produit alimentaire en avantages sanitaires spécifiques quantifiables** procurés par un régime. En effet, ces différences nutritionnelles ne sont pas nécessairement corrélées à ce qui est effectivement métabolisé par les consommateurs (ceci dépend de multiples facteurs dont la biodisponibilité). Il est donc difficile de quantifier les bénéfices au niveau de la santé humaine de ces différences favorables à l'AB au niveau des aliments.

III. Régimes alimentaires biologiques et liens avec la santé

III.A.Caractérisation des consommateurs de produits biologiques

De nombreuses études caractérisent les consommateurs de produits biologiques. Sur le plan qualitatif, **les forts consommateurs de produits bio présentent un régime alimentaire nutritionnellement plus sain** et plus en adéquation avec les recommandations nutritionnelles nationales. Dans l'ensemble, **les forts consommateurs de bio ont un régime plus riche en produits végétaux** que les non-consommateurs de produits biologiques (Baudry et al., 2015). Une tendance inverse a été identifiée pour les viandes et les viandes transformées, les produits laitiers, les biscuits, les fast-foods et les sodas (Baudry et al., 2017). A noter que les produits végétaux étant plus fortement contaminés en résidus de PPP en AC, la végétalisation de l'alimentation doit nécessairement s'accompagner d'une transition vers l'AB pour limiter l'exposition.

III.B.Liens avec les impacts sur le métabolisme

Un syndrome métabolique correspond à l'association de plusieurs troubles du métabolisme liés à la présence d'un excès de graisse au niveau de la taille ; c'est un facteur prédictif de maladies cardiovasculaires qui affecte 20 % de la population adulte. **Des réductions de probabilité de surpoids et d'obésité d'environ 40 % et 50 % respectivement ont été observées pour les hommes et femmes (cohorte NutriNet-Santé) ayant la plus forte consommation d'aliments bio**, après prise en compte des facteurs de confusion (Kesse-Guyot et al., 2017). Par ailleurs, une **consommation plus élevée d'aliments biologiques d'origine végétale était également liée à une probabilité plus faible d'être atteint du syndrome métabolique** et de la plupart de ses composantes. Si l'on considère les facteurs liés au mode de vie (qualité nutritionnelle du régime alimentaire, tabagisme et activité physique), une association négative significative (i. e. plus on mange bio moins on risque de développer ce syndrome), a été détectée dans chaque sous-groupe, sauf chez les fumeurs (Baudry et al., 2018a).

III.C.Liens avec les différentes maladies non transmissibles

L'étude de diverses cohortes en France, aux Etats-Unis, au Danemark, au Royaume-Uni montre que **la consommation fréquente d'aliments biologiques :**

► **Est inversement associée à la prévalence du diabète chez les adultes, avec des réductions de 5 % à 35 % selon les études**, après ajustement pour tenir compte de l'âge, du sexe, de la race ou de l'origine ethnique, des antécédents familiaux de diabète, du statut socio-économique et des facteurs liés à l'alimentation et au mode de vie (Kesse-Guyot et al., 2020).

► Implique un **risque diminué de 25 % de développer un cancer de manière générale** (pour une consommation d'aliments biologiques supérieure à 70 % des aliments), **un risque diminué de 34 % pour le cancer du sein postménopause** en particulier, et un **risque diminué de 86 % pour les lymphomes totaux et non hodgkiniens** - LNH - dans le cadre de **la cohorte française BioNutriNet** (Baudry et al., 2018b). Il faut noter que des ajustements ont été faits sur les régimes, et sur les AUT dans un des modèles.

Cependant, si l'étude de la cohorte anglaise (Bradbury et al., 2014) converge sur la **diminution du risque par rapport au LNH (-21 %), ce n'est pas le cas sur le sein**. Et a contrario, l'étude danoise (Andersen et al., 2023) indique un **moindre risque de cancer de l'estomac (-51 %), mais une augmentation du risque LNH (+92 %)** chez les grands consommateurs de bio par rapport aux personnes ne mangeant jamais d'aliments biologiques, tout en concluant sur de possibles limites méthodologiques.

► Est inversement associée à la présence de biomarqueurs de l'inflammation (protéine C-réactive) (Ludwig-Borycz et al., 2021). La significativité du lien diminue lorsque l'ajustement est fait sur la part de végétalisation du régime.

Plusieurs auteurs soulignent qu'une forte fréquence de consommation d'aliments bio pourrait être un indicateur d'un style de vie plus sain (ou plus aisé) et de ce fait, ils ne peuvent exclure un biais de facteurs confondants non identifiés dans leurs études respectives.

Conclusion

Cette revue de littérature permet de conclure à de nombreux atouts pour la santé humaine de l'AB par rapport à l'AC.

Ceux-ci sont particulièrement liés aux effets dus aux différentiels d'intrants, et en particulier aux PPP, notamment pour les populations professionnelles les plus exposées, ainsi que les populations spécifiques telles que les riverains des parcelles agricoles, les mères pendant la grossesse, et les enfants.

La population générale est aussi exposée aux résidus de PPP, retrouvés dans les aliments, apportés de façon volontaire ou fortuite, et ce de façon différenciée entre AB/AC avec non seulement une fréquence diminuée de 30 %, mais également **des concentrations moyennes de résidus observées 100 fois inférieures à leurs équivalents conventionnels en fruits et légumes AB.**

Les atouts de la consommation d'aliments biologiques par rapport aux aliments conventionnels sont également liés à des **niveaux plus faibles de cadmium** (une étude indique 30 % en moins), et de nitrates. Cependant, aucune différence significative de la concentration plasmatique en cadmium n'est observée sur des individus ayant une consommation importante en produits végétaux bio ou conventionnels.

Par ailleurs, par son moindre usage d'antibiotiques, l'AB contribue moins au phénomène d'antibiorésistance, qui est un enjeu de santé publique croissant.

La formulation des produits transformés bio pourrait également avoir un impact positif par i) une meilleure formulation (moins de sucre et de sel ajoutés), par ii) la limitation des additifs autorisés - et ainsi l'évitement de certains additifs problématiques - et iii) via la part moins importante d'aliments ultra-transformés.

Par ailleurs, **si les produits bio ont des niveaux potentiellement plus élevés de composés phytochimiques et une composition en acides gras davantage favorables à la santé**, Vigar et al. (2020) rappellent que ce qui est **susceptible d'être plus important que les différences de composition entre bio et conventionnel, c'est ce que les aliments biologiques ne contiennent pas.**

Ainsi, les végétaux étant de loin les aliments les plus contaminés par les PPP, privilégier les aliments végétaux bio permet de réduire notablement l'exposition aux PPP de synthèse, ce que préconise le Programme National Nutrition Santé (PNNS4).

La consommation régulière d'aliments biologiques est associée à un risque réduit d'obésité, de diabète de type 2, de cancer du sein postménopause et de lymphome non-hodgkinien dans le cadre de certaines études, bien que ces résultats ne soient pas toujours convergents selon les cohortes. En effet, certaines associations nécessitent i) d'être étudiées dans d'autres contextes, ii) sur des pas de temps plus longs, iii) voire d'être couplées à des études expérimentales pour être confirmées.

Enfin, Kesse-Guyot et al., (2022) pointent que l'adoption des recommandations alimentaires du PNNS4 (adopter un régime alimentaire sain et privilégier la consommation bio) par une large partie de la population pourrait contribuer à la prévention des maladies chroniques tout en réduisant les pressions sur l'environnement liées au système agri-alimentaire. L'adhésion aux recommandations pourrait permettre une alimentation de meilleure qualité nutritionnelle, une nette réduction de l'exposition aux pesticides par l'alimentation conduisant à une santé améliorée et moins d'externalités négatives sur les ressources naturelles et le climat, pour un prix d'achat de l'alimentation légèrement supérieur (+0.9 €/jour/personne) (Seconda et al., 2018).

Bibliographie

- Ager, E.O., Carvalho, T., Silva, E.M., Ricke, S.C., Hite, J.L., 2023. Global trends in antimicrobial resistance on organic and conventional farms. *Sci Rep* 13, 22608. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-47862-7>
- Andersen, J.L.M., Frederiksen, K., Hansen, J., Kyrø, C., Overvad, K., Tjønneland, A., Olsen, A., Raaschou-Nielsen, O., 2023. Organic food consumption and the incidence of cancer in the Danish diet, cancer and health cohort. *Eur J Epidemiol* 38, 59–69. <https://doi.org/10.1007/s10654-022-00951-9>
- ANSES, 2022. AVIS révisé et RAPPORT de l'Anses relatif aux risques associés à la consommation de nitrites et de nitrates Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. URL <https://www.anses.fr/fr/content/avis-r%C3%A9vis%C3%A9-et-rapport-de-lanses-relatif-aux-risques-associ%C3%A9s-%C3%A0-la-consommation-de-nitrites> (accessed 8.25.23)
- Baldrige, A.S., Huffman, M.D., Taylor, F., Xavier, D., Bright, B., Van Horn, L.V., Neal, B., Dunford, E., 2019. The Healthfulness of the US Packaged Food and Beverage Supply: A Cross-Sectional Study. *Nutrients* 11, 1704. <https://doi.org/10.3390/nu11081704>
- Barański, M., Srednicka-Tober, D., Volakakis, N., Seal, C., Sanderson, R., Stewart, G.B., Benbrook, C., Biavati, B., Markellou, E., Giotis, C., Gromadzka-Ostrowska, J., Rembiałkowska, E., Skwarlo-Soñta, K., Tahvonen, R., Janovská, D., Niggli, U., Nicot, P., Leifert, C., 2014. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *Br J Nutr* 112, 794–811. <https://doi.org/10.1017/S0007114514001366>
- Baudry, J., Allès, B., Péneau, S., Touvier, M., Méjean, C., Hercberg, S., Galan, P., Lairon, D., Kesse-Guyot, E., 2017. Dietary intakes and diet quality according to levels of organic food consumption by French adults: cross-sectional findings from the NutriNet-Santé Cohort Study. *Public Health Nutrition* 20, 638–648. <https://doi.org/10.1017/S1368980016002718>
- Baudry, J., Assmann, K.E., Touvier, M., Allès, B., Seconda, L., Latino-Martel, P., Ezzedine, K., Galan, P., Hercberg, S., Lairon, D., Kesse-Guyot, E., 2018a. Association of Frequency of Organic Food Consumption With Cancer Risk: Findings From the NutriNet-Santé Prospective Cohort Study. *JAMA Intern Med* 178, 1597–1606. <https://doi.org/10.1001/jamainternmed.2018.4357>
- Baudry, J., Ducros, V., Druesne-Pecollo, N., Galan, P., Hercberg, S., Debrauwer, L., Amiot, M.J., Lairon, D., Kesse-Guyot, E., 2019. Some Differences in Nutritional Biomarkers are Detected Between Consumers and Nonconsumers of Organic Foods: Findings from the BioNutriNet Project. *Curr Dev Nutr* 3, nzy090. <https://doi.org/10.1093/cdn/nzy090>
- Baudry, J., Lelong, H., Adriouch, S., Julia, C., Allès, B., Hercberg, S., Touvier, M., Lairon, D., Galan, P., Kesse-Guyot, E., 2018b. Association between organic food consumption and metabolic syndrome: cross-sectional results from the NutriNet-Santé study. *Eur J Nutr* 57, 2477–2488. <https://doi.org/10.1007/s00394-017-1520-1>
- 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* 7, 8615–8632. <https://doi.org/10.3390/nu7105417>
- Baudry, J., Reboillat, P., Allès, B., Cravedi, J.-P., Touvier, M., Hercberg, S., Lairon, D., Vidal, R., Kesse-Guyot, E., 2021. Estimated dietary exposure to pesticide residues based on organic and conventional data in omnivores, pesco-vegetarians, vegetarians and vegans. *Food Chem Toxicol* 153, 112179. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2021.112179>
- Bradbury, K.E., Balkwill, A., Spencer, E.A., Roddam, A.W., Reeves, G.K., Green, J., Key, T.J., Beral, V., Pirie, K., Million Women Study Collaborators, 2014. Organic food consumption and the incidence of cancer in a large prospective study of women in the United Kingdom. *Br J Cancer* 110, 2321–2326. <https://doi.org/10.1038/bjc.2014.148>
- Brignon, J.-M., Gamet-Payrastra, L., 2022. Impacts des produits chimiques sur la santé. *ADSP* 120, 32–37.
- Brodal, G., Hofgaard, I., Eriksen, G., Bernhoft, A., Sundheim, L., 2016. Mycotoxins in organically versus conventionally produced cereal grains and some other crops in temperate regions. *World Mycotoxin Journal* 9, 1–16. <https://doi.org/10.3920/WMJ2016.2040>
- Chazelas, E., Druesne-Pecollo, N., Esseddik, Y., De Edelenyi, F.S., Agaesse, C., De Sa, A., Lutchia, R., Reboillat, P., Srouf, B., Debras, C., Wendeu-Foyet, G., Huybrechts, I., Pierre, F., Coumoul, X., Julia, C., Kesse-Guyot, E., Allès, B., Galan, P., Hercberg, S., Deschasaux-Tanguy, M., Touvier, M., 2021. Exposure to food additive mixtures in 106,000 French adults from the NutriNet-Santé cohort. *Sci Rep* 11, 19680. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98496-6>
- Dall'Asta, M., Angelino, D., Pellegrini, N., Martini, D., 2020. The Nutritional Quality of Organic and Conventional Food Products Sold in Italy: Results from the Food Labelling of Italian Products (FLIP) Study. *Nutrients* 12, 1273. <https://doi.org/10.3390/nu12051273>
- Davidou, S., Frank, K., Christodoulou, A., Fardet, A., 2022. Organic food retailing: to what extent are foods processed and do they contain markers of ultra-processing? *International Journal of Food Sciences and Nutrition* 73, 172–183. <https://doi.org/10.1080/09637486.2021.1966395>
- Dervilly-Pinel, G., Guérin, T., Minvielle, B., Travel, A., Normand, J., Bourin, M., Royer, E., Dubreil, E., Mompelat, S., Hommet, F., Nicolas, M., Hort, V., Inthavong, C., Saint-Hilaire, M., Chafey, C., Parinet, J., Cariou, R., Marchand, P., Le Bizec, B., Verdon, E., Engel, E., 2017. Micropollutants and chemical residues in organic and conventional meat. *Food Chemistry* 232, 218–228. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2017.04.013>
- EFSA, E.F.S., Carrasco Cabrera, L., Di Piazza, G., Dujardin, B., Medina Pastor, P., 2023. The 2021 European Union report on pesticide residues in food. *EFSA Journal* 21, e07939. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2023.7939>
- Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A., Passy, P., Silvestre, M., Lassaletta, L., Trommschlagel, J.-M., Schott, C., Tallec, G., 2016. Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future. *Environmental Science & Policy* 63, 76–90. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.019>
- Gomiero, T., 2021. Chapter 2 - Organic agriculture: impact on the environment and food quality, in: Galanakis, C.M. (Ed.), *Environmental Impact of Agro-Food Industry and Food Consumption*. Academic Press, pp. 31–58. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821363-6.00002-3>
- Gomiero, T., 2018. Food quality assessment in organic vs. conventional agricultural produce: Findings and issues. *Applied Soil Ecology, HUMUSICA 3 - Reviews, Applications, Tools* 123, 714–728. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.014>
- INSERM, 2021. Pesticides et santé – Nouvelles données (2021) · Inserm, La science pour la santé.
- Julia, C., Martinez, L., Allès, B., Touvier, M., Hercberg, S., Méjean, C., Kesse-Guyot, E., 2018. Contribution of ultra-processed foods in the diet of adults from the French NutriNet-Santé study. *Public Health Nutr* 21, 27–37. <https://doi.org/10.1017/S1368980017001367>
- Kesse-Guyot, E., Baudry, J., Assmann, K.E., Galan, P., Hercberg, S., Lairon, D., 2017. Prospective association between consumption frequency of organic food and body weight change, risk of overweight or obesity: results from the NutriNet-Santé Study. *Br J Nutr* 117, 325–334. <https://doi.org/10.1017/S0007114517000058>
- Kesse-Guyot, E., Lairon, D., Allès, B., Seconda, L., Reboillat, P., Brunin, J., Vidal, R., Taupier-Letage, B., Galan, P., Amiot, M.-J., Péneau, S., Touvier, M., Boizot-Santai, C., Ducros, V., Soler, L.-G., Cravedi, J.-P., Debrauwer, L., Hercberg, S., Langevin, B., Pointereau, P., Baudry, J., 2022. Key Findings of the French BioNutriNet Project on Organic Food-Based Diets: Description, Determinants, and Relationships to Health and the Environment. *Advances in Nutrition* 13, 208–224. <https://doi.org/10.1093/advances/nmab105>
- Lane, M.M., Davis, J.A., Beattie, S., Gómez-Donoso, C., Loughman, A., O'Neil, A., Jacka, F., Berk, M., Page, R., Marx, W., Rocks, T., 2021. Ultraprocessed food and chronic noncommunicable diseases: A systematic review and meta-analysis of 43 observational studies. *Obesity Reviews* 22, e13146. <https://doi.org/10.1111/obr.13146>
- Ludwig-Borycz, E., Guyer, H.M., Aljahlali, A.A., Baylin, A., 2021. Organic food consumption is associated with inflammatory biomarkers among older adults. *Public Health Nutr* 24, 4603–4613. <https://doi.org/10.1017/S1368980020005236>
- Lukowicz, C., Ellero-Simatos, S., Régnier, M., Polizzi, A., Lasserre, F., Montagner, A., Lippi, Y., Jamin, E.L., Martin, J.-F., Naylies, C., Canlet, C., Debrauwer, L., Bertrand-Michel, J., Al Saati, T., Théodorou, V., Loiseau, N., Mselli-Lakhal, L., Guillou, H., Gamet-Payrastra, L., 2018. Metabolic Effects of a Chronic Dietary Exposure to a Low-Dose Pesticide Cocktail in Mice: Sexual Dimorphism and Role of the Constitutive Androstane Receptor. *Environ Health Perspect* 126, 067007. <https://doi.org/10.1289/EHP2877>
- Meadows, A.D., Swanson, S.A., Galligan, T.M., Naidenko, O.V., O'Connell, N., Perrone-Gray, S., Leiba, N.S., 2021. Packaged Foods Labeled as Organic Have a More Healthful Profile Than Their Conventional Counterparts, According to Analysis of Products Sold in the U.S. in 2019–2020. *Nutrients* 13, 3020. <https://doi.org/10.3390/nu13093020>
- Meemken, E.-M., Qaim, M., 2018. Organic Agriculture, Food Security, and the Environment. *Annual Review of Resource Economics* 10, 39–63. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100517-023252>
- Murali, A.P., Trzaskowska, M., Trafialek, J., 2023. Microorganisms in Organic Food-Issues to Be Addressed. *Microorganisms* 11, 1557. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11061557>

Murray, C.J.L., Ikuta, K.S., Sharara, F., Swetschinski, L., Robles Aguilar, G., Gray, A., Han, C., Bisignano, C., Rao, P., Wool, E., Johnson, S.C., Browne, A.J., Chipeta, M.G., Fell, F., Hackett, S., Haines-Woodhouse, G., Kashef Hamadani, B.H., Kumaran, E.A.P., McManigal, B., Achalapong, S., Agarwal, R., Akech, S., Albertson, S., Amuasi, J., Andrews, J., Aravkin, A., Ashley, E., Babin, F.-X., Bailey, F., Baker, S., Basnyat, B., Bekker, A., Bender, R., Berkley, J.A., Bethou, A., Bielicki, J., Boonkasidecha, S., Bukosia, J., Carvalheiro, C., Castañeda-Orjuela, C., Chansamouth, V., Chaurasia, S., Chiurchiù, S., Chowdhury, F., Clotaire Donatien, R., Cook, A.J., Cooper, B., Cressey, T.R., Criollo-Mora, E., Cunningham, M., Darboe, S., Day, N.P.J., De Luca, M., Dokova, K., Dramowski, A., Dunachie, S.J., Duong Bich, T., Eckmanns, T., Eibach, D., Emami, A., Feasey, N., Fisher-Pearson, N., Forrest, K., García, C., Garrett, D., Gastmeier, P., Giref, A.Z., Greer, R.C., Gupta, V., Haller, S., Haselbeck, A., Hay, S.I., Holm, M., Hopkins, S., Hsia, Y., Iregbu, K.C., Jacobs, J., Jarovsky, D., Javanmardi, F., Jenney, A.W.J., Khorana, M., Khusuwan, S., Kissoon, N., Kobeissi, E., Kostyanov, T., Krapp, F., Krumkamp, R., Kumar, A., Kyu, H.H., Lim, C., Lim, K., Limmathurotsakul, D., Loftus, M.J., Lunn, M., Ma, J., Manoharan, A., Marks, F., May, J., Mayxay, M., Mturi, N., Munera-Huertas, T., Musicha, P., Musila, L.A., Mussi-Pinhata, M.M., Naidu, R.N., Nakamura, T., Nanavati, R., Nangia, S., Newton, P., Ngoun, C., Novotney, A., Nwakanma, D., Obiero, C.W., Ochoa, T.J., Olivias-Martinez, A., Olliaro, P., Ooko, E., Ortiz-Brizuela, E., Ounchanum, P., Pak, G.D., Paredes, J.L., Peleg, A.Y., Perrone, C., Phe, T., Phommasone, K., Plakkal, N., Ponce-de-Leon, A., Raad, M., Ramdin, T., Rattanavong, S., Riddell, A., Roberts, T., Robotham, J.V., Roca, A., Rosenthal, V.D., Rudd, K.E., Russell, N., Sader, H.S., Saengchan, W., Schnall, J., Scott, J.A.G., Seekaew, S., Sharland, M., Shivamallappa, M., Sifuentes-Osornio, J., Simpson, A.J., Steenkeste, N., Stewardson, A.J., Stoeva, T., Tasak, N., Thaiprakong, A., Thwaites, G., Tigoi, C., Turner, C., Turner, P., Van Doorn, H.R., Velaphi, S., Vongpradith, A., Vongsouvath, M., Vu, H., Walsh, T., Walson, J.L., Waner, S., Wangrangsamakul, T., Wannapini, P., Wozniak, T., Young Sharma, T.E.M.W., Yu, K.C., Zheng, P., Sartorius, B., Lopez, A.D., Stergachis, A., Moore, C., Dolecek, C., Naghavi, M., 2022. Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019: a systematic analysis. *The Lancet* 399, 629–655. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)02724-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)02724-0)

OQALI, 2019. Bilan et Evolution de l'utilisation des additifs dans les produits transformés.

Pleadin, J., Staver, M.M., Markov, K., Frece, J., Zdravec, M., Jaki, V., Krupić, I., Vahčić, N., 2017. Mycotoxins in organic and conventional cereals and cereal products grown and marketed in Croatia. *Mycotoxin Res* 33, 219–227. <https://doi.org/10.1007/s12550-017-0280-3>

Prache, S., Santé-Lhoutellier, V., Adamiec, C., Astruc, T., Baéza, E., Bouillot, P.-E., Clinquart, A., Feidt, C., Fourat, E., Gautron, J., Guillier, L., Kesse-Guyot, E., Lebret, B., Lefèvre, F., Martin, B., Mirade, P.-S., Pierre, F.H.F., Remond, D., Sans, P., Souchon, I., Girard, A., Perchet, S.L., Donnars, C., Rault, M., 2020. La qualité des aliments d'origine animale selon les conditions de production et de transformation. Synthèse de l'Expertise scientifique collective (report). INRAE. <https://doi.org/10.14758/z8q2-ey12>

Rebouillat, P., Vidal, R., Cravedi, J.-P., Taupier-Letage, B., Debrauwer, L., Gamet-Payrastré, L., Guillou, H., Touvier, M., Fezeu, L.K., Hercberg, S., Lairon, D., Baudry, J., Kesse-Guyot, E., 2022. Prospective association between dietary pesticide exposure profiles and type 2 diabetes risk in the NutriNet-Santé cohort. *Environ Health* 21, 57. <https://doi.org/10.1186/s12940-022-00862-y>

Rebouillat, P., Vidal, R., Cravedi, J.-P., Taupier-Letage, B., Debrauwer, L., Gamet-Payrastré, L., Touvier, M., Deschasaux-Tanguy, M., Latino-Martel, P., Hercberg, S., Lairon, D., Baudry, J., Kesse-Guyot, E., 2021. Prospective association between dietary pesticide exposure profiles and postmenopausal breast-cancer risk in the NutriNet-Santé cohort. *Int J Epidemiol* 50, 1184–1198. <https://doi.org/10.1093/ije/dyab015>

Rempelos, L., Baranski, M., Wang, J., Adams, T.N., Adebusuji, K., Beckman, J.J., Brockbank, C.J., Douglas, B.S., Feng, T., Greenway, J.D., Gür, M., Iyaremye, E., Kong, C.L., Korkut, R., Kumar, S.S., Kwedibana, J., Masselot, J., Mutelemwa, B.N., Nkambule, B.S., Oduwole, O.B., Oladipo, A.K., Olumeh, J.O., Petrovic, L., Röhrig, N., Wyld, S.A., Xu, L., Pan, Y., Chatzidimitriou, E., Davis, H., Magistrali, A., Sufar, E., Hasanaliyeva, G., Kalee, H.H.H.A., Willson, A., Thapa, M., Davenport, P., Šrednicka-Tober, D., Volakakis, N., Watson, A., Seal, C.J., Goltz, M., Kindersley, P., Iversen, P.O., Leifert, C., 2021. Integrated Soil and Crop Management in Organic Agriculture: A Logical Framework to Ensure Food Quality and Human Health? *Agronomy* 11, 2494. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122494>

Rizzati, V., Briand, O., Guillou, H., Gamet-Payrastré, L., 2016. Effects of pesticide mixtures in human and animal models: An update of the recent literature. *Chemico-Biological Interactions* 254, 231–246. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2016.06.003>

Ropero, A., Borrás, F., Rodríguez, M., Beltra, M., 2023. Nutritional Description of Organic and Conventional Food Products in Spain: The BADALI Project. *Nutrients* 15. <https://doi.org/10.3390/nu15081876>

Sandoval-Insausti, H., Chiu, Y.-H., Wang, Y.-X., Hart, J.E., Bhupathiraju, S.N., Mínguez-Alarcón, L., Ding, M., Willett, W.C., Laden, F., Chavarro, J.E., 2022. Intake of fruits and vegetables according to pesticide residue status in relation to all-cause and disease-specific mortality: Results from three prospective cohort studies. *Environment International* 159, 107024. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107024>

Seconda, L., Baudry, J., Allès, B., Hamza, O., Boizot-Szantai, C., Soler, L.-G., Galan, P., Hercberg, S., Lairon, D., Kesse-Guyot, E., 2017. Assessment of the Sustainability of the Mediterranean Diet Combined with Organic Food Consumption: An Individual Behaviour Approach. *Nutrients* 9, 61. <https://doi.org/10.3390/nu9010061>

Slimani, N., Deharveng, G., Southgate, D. a. T., Biessy, C., Chajès, V., van Bakel, M.M.E., Boutron-Ruault, M.C., McTaggart, A., Grioni, S., Verkaik-Kloosterman, J., Huybrechts, I., Amiano, P., Jenab, M., Vignat, J., Bouckaert, K., Casagrande, C., Ferrari, P., Zourna, P., Trichopoulou, A., Wirfält, E., Johansson, G., Rohrmann, S., Illner, A.-K., Barricarte, A., Rodríguez, L., Touvier, M., Niravong, M., Mulligan, A., Crowe, F., Ocké, M.C., van der Schouw, Y.T., Bendinelli, B., Lauria, C., Brustad, M., Hjartåker, A., Tjønneland, A., Jensen, A.M., Riboli, E., Bingham, S., 2009. Contribution of highly industrially processed foods to the nutrient intakes and patterns of middle-aged populations in the European Prospective Investigation into Cancer and Nutrition study. *Eur J Clin Nutr* 63, S206–S225. <https://doi.org/10.1038/ejcn.2009.82>

Tressou, J., Ben Abdallah, N., Planche, C., Dervilly-Pinel, G., Sans, P., Engel, E., Albert, I., 2017. Exposure assessment for dioxin-like PCBs intake from organic and conventional meat integrating cooking and digestion effects. *Food and Chemical Toxicology* 110, 251–261. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2017.10.032>

Vanlaeys, A., Dubuisson, F., Seralini, G.-E., Travert, C., 2018. Formulants of glyphosate-based herbicides have more deleterious impact than glyphosate on TM4 Sertoli cells. *Toxicology in Vitro* 52, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2018.01.002>

Vigar, V., Myers, S., Oliver, C., Arellano, J., Robinson, S., Leifert, C., 2020. A Systematic Review of Organic Versus Conventional Food Consumption: Is There a Measurable Benefit on Human Health? *Nutrients* 12. <https://doi.org/10.3390/nu12010007>

Ward, M.H., Jones, R.R., Brender, J.D., de Kok, T.M., Weyer, P.J., Nolan, B.T., Villanueva, C.M., van Breda, S.G., 2018. Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review. *Int J Environ Res Public Health* 15, 1557. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071557>

Le document "Recueil des synthèses | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique" s'inscrit dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique".

Contributeurs à la réalisation de ce document :

- ▶ Pilotage de l'étude "Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique" : Natacha Sautereau (ITAB)
- ▶ Direction de la publication : Emeric Pillet (ITAB)
- ▶ Rédaction : Fanny Cisowski, Bastien Dallaporta, Céline Gentil-Sergent, Éva Lacarce, Natacha Sautereau, Rodolphe Vidal (ITAB)
- ▶ Relecture :
 - Relecture par des chercheurs experts :
 - Sol : Joséphine Peigné (ISARA), Marie Benoit (ISARA) et Christian Mouglin (INRAE)
 - Biodiversité : Clélia Sirami, Christian Bockstaller, Lucile Muneret, Lionel Ranjard (INRAE), Vincent Bretagnolle (CNRS)
 - Climat : Valentin Bellassen, Thomas Nesme, Sylvain Pellerin, Hayo van der Werf (INRAE)
 - Santé : Emmanuelle Kesse-Guyot (INRAE, INSERM), Denis Lairon (INSERM)
 - Relecture transversale : Isabelle Savini (INRAE)
 - Relectures internes : Emmanuelle Baconnier, Alix Bell, Enguerrand Burel, Alice Holvoet, Solenne Jourden, Pierre L'Yvonnet, Emeric Pillet, Elodie Weber (ITAB)
 - Relectures commanditaire : Catherine Conil, Noémie Quéré (MTECT)
- ▶ Conception de la publication : Elodie Weber, Stéphanie Mothes (ITAB)

Crédits photos : [GrandCelinien](#) ; F. Cisowski ; [Natfot](#) ; [Ralph](#).

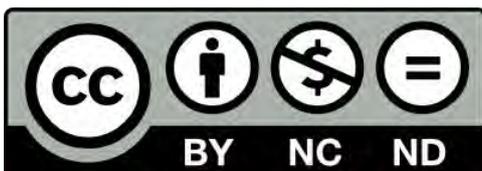
Edition : ITAB

Juin 2025

Pour citer ce document : " Cisowski F., Dallaporta B., Gentil-Sergent C., Lacarce E., Vidal R., Sautereau N., Recueil des synthèses | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique, ITAB, 56 pages "

Licence : CC BY-NC-ND 4.0

Le document "Recueil des synthèses | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique" © 2025 par Fanny Cisowski, Bastien Dallaporta, Céline Gentil-Sergent, Éva Lacarce, Rodolphe Vidal, Natacha Sautereau (ITAB est protégé par la licence CC BY-NC-ND 4.0. Pour en savoir plus sur cette licence, visitez la page <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>



Contact : communication@itab.asso.fr

Financé par :

Co-financeur :

