



**itab**

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

# Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique



## Chapitre biodiversité

Bastien Dallaporta, Natacha Sautereau  
Mise à jour 2024

Soutenu par



## Une étude ITAB avec l'appui de chercheurs

La réalisation de l'étude « **Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique** » a été confiée à Natacha Sautereau, agronome, coordinatrice du pôle Durabilité-Transition à l'ITAB.

Sous la direction de Natacha Sautereau et après le précédent rapport sur les externalités de l'agriculture biologique publié en 2016, Fanny Cisowski, Bastien Dallaporta, Céline Gentil-Sergent, Eva Lacarce, Rodolphe Vidal ont analysé de mars 2022 à mars 2024 des articles scientifiques, concernant les questions d'évaluations des externalités sur le sol, la biodiversité, le climat, et la santé humaine. Ils ont échangé avec des experts de la thématique (INRAE, INSERM, ISARA) pour produire cette actualisation de l'état de l'art. Les références ont été recherchées dans les bases de données bibliographiques internationales. L'analyse s'appuie en priorité sur des synthèses bibliographiques scientifiques, dont des méta-analyses. Des références françaises et internationales ont été prises en compte. A noter que le poids du contexte (pays, époque) dans les valeurs observées ou attribuées requiert une attention particulière, par rapport à la pertinence d'un transfert à d'autres contextes ou d'une extrapolation.

Cécile Détang-Dessendre, Directrice scientifique adjointe Agriculture et Directrice du métaprogramme bio "METABIO" d'INRAE a été référente INRAE pour appuyer la mission d'un point de vue institutionnel. Des recommandations ont été formulées par les membres du comité de pilotage, et du conseil scientifique de l'ITAB à deux reprises. A l'issue du travail d'analyse de la bibliographie et après la phase finale de rédaction des chapitres thématiques et de production des résumés, les résultats ont fait l'objet d'une restitution publique le 10 juin 2024.

## La Collection "Externalités de l'AB"

Les résultats de cette étude sont présentés sous la forme de quatre chapitres, synthétisés eux-mêmes sous la forme de 4 résumés.

Vous trouverez dans cette collection :

- ▶ Les 4 chapitres qui la composent : **sol, biodiversité, climat, santé**
- ▶ Les 4 résumés de ces chapitres : sol, biodiversité, climat, santé

Tous les livrables de la collection sont téléchargeables sur le site : <https://itab.bio/thematique-en-details/quantification-des-externalites-de-lagriculture-biologique>

## Chapitre biodiversité

Ce document constitue le chapitre "Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : la biodiversité", rédigé par Bastien Dallaporta, agronome. La rédaction de ce chapitre a bénéficié en particulier des appuis extérieurs d'experts de la biodiversité : Clélia Sirami, Christian Bockstaller, Lucile Muneret, Lionel Ranjard (INRAE) et Vincent Bretagnolle (CNRS). 139 références bibliographiques ont été mobilisées et figurent dans le chapitre "Biodiversité". La bibliographie est présente en fin de document.

Ce chapitre synthétise les principales externalités de l'agriculture biologique concernant la biodiversité, en référence aux pratiques principalement mises en œuvre en agriculture conventionnelle.

# Table des matières

Table des matières .....	3
Table des illustrations.....	4
Préambule .....	6
I. Introduction.....	8
I.1. Effondrement de la biodiversité.....	8
I.2. Impacts de l'agriculture .....	10
I.3. Contexte réglementaire.....	11
II. Effets de l'AB sur la biodiversité .....	12
II.1. Effets positifs de l'AB sur la biodiversité à l'échelle de la parcelle.....	13
II.1.A. Effets positifs de l'AB mais variables selon les groupes taxonomiques .....	13
II.1.B. Effets positifs de l'AB mais variables selon les cultures .....	18
II.2. Effets des pratiques agricoles caractéristiques de l'AB sur la biodiversité .....	22
II.2.A. Effets négatifs des produits phytopharmaceutiques .....	22
II.2.B. Effets positifs de la fertilisation organique .....	25
II.2.C. Effets négatifs de l'intensité de travail du sol .....	26
II.2.D. Effets positifs de la diversification végétale à l'échelle de la parcelle .....	27
II.3. Effets de la structure du paysage sur la biodiversité .....	30
II.3.A. Effet de l'hétérogénéité du paysage sur la biodiversité.....	31
II.3.B. Contributions de l'AB aux composantes de la structure du paysage.....	32
II.3.C. Influence de la complexité de la structure du paysage sur la quantification des effets de l'AB	35
II.3.D. Effet de la part du paysage cultivé en AB.....	37
II.4. Effets de l'AB sur les services écosystémiques.....	39
II.4.A. Effets positifs de l'AB sur la biodiversité fonctionnelle.....	39
II.4.B. Service de pollinisation.....	39
II.4.C. Service de régulation des bio agresseurs .....	40
II.4.D. Services rendus par la biodiversité du sol.....	42
II.4.E. Service de production.....	43
II.5. À l'échelle de produits alimentaires .....	44
II.5.A. Un angle mort de l'approche multifonctionnelle en ACV.....	44
II.5.B. Difficultés méthodologiques à couvrir la complexité de la dimension biodiversité.....	45
II.5.C. Exemples d'application sur les produits alimentaires biologiques .....	46
III. Conclusion .....	50
Références .....	52

## Table des illustrations

Figure 1 : Poids des différents facteurs directs impliqués dans le déclin de la biodiversité (a) au niveau mondial pour différents écosystèmes .....	9
Figure 2 : Représentation graphique simplifiée des relations entre les principales pratiques agricoles (en orange), composantes de la biodiversité (en vert) et les 14 services écosystémiques (en noir) étudiés dans l'étude EFESE.....	11
Figure 3 : Effet de l'AB sur la richesse spécifique et de l'abondance totale de différents groupes taxonomiques.....	14
Figure 4 : Effet de l'AB sur l'abondance (Ab), la diversité (Div) et les fonctions (Fct) de groupes taxonomiques du sol .....	15
Figure 5 : Effets de l'AB sur l'abondance (a) et la richesse spécifique (c) d'espèces communes ou rares d'arthropodes au sein de paysages simples ou complexes, mesurées à l'échelle locale (point) ou régionale (triangle).....	16
Figure 6 : Richesse spécifique de la flore dans les bordures de parcelles AB et AC selon leur statut de conservation .....	16
Figure 7 : Cartographie des mesures de biodiversité dans les parcelles AB selon i) les métriques de biodiversité et ii) le niveau de classification des études primaires taxonomique au sein des méta-analyses qui renseignent le nombre de cas étudiés. ....	18
Figure 8 : Différences relatives des mesures de richesse spécifique à l'échelle mondiale sur des parcelles conduites en AB par rapport à leur équivalent AC selon le type de <i>culture</i> .....	19
Figure 9 : Effet de l'AB sur la biodiversité des sols en viticulture.....	20
Figure 10 : Taille d'effets de cinq stratégies de diversification végétale sur la biodiversité associée.....	28
Figure 11 : Différences de rotations AB et AC à l'échelle mondiale et par région .....	29
Figure 12 : Importance des éléments semi-naturels pour la biodiversité pour 10 régions agricoles européennes.....	30
Figure 13 : Représentations schématiques de paysages agricoles hétérogènes (A) traditionnelle, illustrant le rôle des espaces et éléments linéaires semi-naturels, et (B) alternative, considérant le rôle de la diversité des cultures et de la taille des parcelles.....	31
Figure 14 : Nombre de mètres linéaires plantés en moyenne durant la carrière de l'agriculteur en fonction de l'OTEX et du mode de production .....	33
Figure 15 : Variations géographiques de (a) la densité de haies en France métropolitaine (Preux, 2021), (b) la taille moyenne des parcelles de terres arables (Sirami and Midler, 2021) et (c) la diversité des cultures arables par exploitation (indice de Simpson) (Sirami and Midler, 2021).....	34
Figure 16 : Représentation schématique de l'hypothèse selon laquelle l'effet des pratiques sur la biodiversité est optimal dans un paysage de complexité intermédiaire .....	35
Figure 17 : Schématisation des effets de la complexité du paysage et du niveau d'intensification de l'agriculture sur la richesse spécifique à l'échelle du paysage, en fonction de la mobilité effective des organismes .....	37
Figure 18 : Effet de l'AB sur l'abondance et la richesse spécifique des groupes fonctionnels en zone tempérée.....	39
Figure 19 : Différences de niveaux d'infestations et de régulations dans les parcelles conduites en AB et principaux processus écologiques impliqués.....	40
Figure 20 : Réponses de quatre mesures d'activité biologique dans des sols AB et AC ( <i>le nombre entre parenthèse indique le nombre de données appariées</i> ).....	43

Figure 22 : Catégories couvertes par les méthodes pour chaque critère : pressions, écosystèmes, composantes, taxons, enjeux. ....	46
Figure 23 : Impacts sur la biodiversité associés à la production kg de graines cuites selon le mode et l'origine de production.....	47
Figure 24 : Impacts sur la biodiversité associés à la production de lait biologique et conventionnel issus de différents systèmes de production .....	48
Figure 25 : Impacts sur la biodiversité associés à la production d'un kilo pour plusieurs productions végétales (a) et animales (b) disponibles dans Agribalyse, selon une adaptation de la méthode.....	49
Figure 26 : Score de biodiversité sur des parcelles composant une ferme AB en maraichage, ainsi qu'à l'échelle de la ferme avec et sans prise en compte des éléments semi-naturels .....	49

## Préambule

En 2015, envisageant l'hypothèse d'un soutien public à l'Agriculture biologique (AB) fondé sur la « rémunération de ses aménités », le ministère chargé de l'agriculture avait souhaité disposer d'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 AB », dite "conventionnelle" (AC). Il s'était agi 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 2020, l'ITAB s'est particulièrement mobilisé dans le cadre des travaux dans le contexte de l'affichage environnemental des produits alimentaires (loi du 10 février 2020 et loi Climat Résilience promulguée le 22 août 2021). Un « socle de base méthodologique » a été choisi par les services de l'État pour ces évaluations environnementales : l'ACV (Analyse de Cycle de Vie<sup>1</sup>). L'ITAB a pris part à différents groupes d'experts concernant l'expérimentation nationale sur l'affichage environnemental du secteur alimentaire, et a contribué à nourrir des débats sur les limites et lacunes dans l'application actuelle des méthodes d'ACV, applications qui s'avèrent problématiques en particulier car elles ne prennent pas en compte l'ensemble des impacts de la production agricole sur la biodiversité <sup>2</sup> (Van der Werf et al., 2020). Par ailleurs, le contexte politique sur les orientations agricoles à prendre est tendu. Depuis d'une part le renchérissement des coûts, en particulier de l'énergie, et d'autre part la guerre en Ukraine, les notions de « sécurité alimentaire et de « souveraineté alimentaire » sont d'une part de retour et d'autre part d'un usage bien souvent abusif. La sécurité alimentaire ainsi mobilisée met principalement l'accent sur l'objectif de disposer d'une nourriture en quantité suffisante, bien que la définition adoptée par la FAO soit plus large <sup>3</sup>. Quant à la souveraineté alimentaire, elle traduit initialement le droit de chaque pays de maintenir et de développer sa propre capacité à produire son alimentation<sup>4</sup>, alors que le contexte géopolitique interroge davantage les limites de la mondialisation et l'importance de l'autonomie alimentaire, et l'échelle à laquelle elle est souhaitable (nationale, européenne) <sup>5</sup>. Ces deux notions sont néanmoins régulièrement

---

<sup>1</sup> L'ADEME indique : « l'ACV est encadrée par la norme ISO 14044 et utilisée à l'échelle internationale par la communauté scientifique, les acteurs privés et les pouvoirs politiques. Elle est recommandée (...) car c'est la seule méthodologie d'évaluation environnementale normée, multicritères, multi-étapes, applicables à l'ensemble des secteurs économiques. C'est la seule méthode permettant d'intégrer les différentes étapes (de la fourche à la fourchette), et d'évaluer l'ensemble des filières et des pays de productions sur une base scientifique commune ».

<sup>2</sup> Selon l'article 2 de la Convention sur la diversité biologique (signée en 1992), la biodiversité est définie comme : « La variabilité des êtres vivants de toute origine incluant entre autres, les écosystèmes terrestres et aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie : cela comprend la diversité au sein des espèces, ainsi que celle des écosystèmes. »

<sup>3</sup> Selon la définition adoptée au Sommet Mondial de l'Alimentation à Rome en 1996, la sécurité alimentaire existe lorsque « tous les êtres humains ont, à tout moment, la possibilité physique, sociale et économique de se procurer une nourriture suffisante, saine et nutritive leur permettant de satisfaire leurs besoins et préférences alimentaires pour mener une vie saine et active ».

<sup>4</sup> Selon la définition introduite par la Via Campesina au Sommet Mondial de l'Alimentation à Rome en 1996, la souveraineté alimentaire est « le droit de chaque pays de maintenir et de développer sa propre capacité à produire son alimentation, facteur essentiel de la sécurité alimentaire au niveau national et communautaire, tout en respectant la diversité culturelle et agricole ».

<sup>5</sup> « La souveraineté alimentaire », séminaire « Théorie et économie politique de l'Europe », Cevipof-OFCE, séance n° 9 du 9 décembre 2022

invoquées par certains acteurs pour justifier des remises en question d'orientations telles que le Pacte vert pour l'Europe (« *Green Deal* ») (qui a pour objectif l'atteinte de la neutralité climatique pour 2050) et la stratégie de la Ferme à la fourchette (« *Farm to Fork*»), soit l'ambition de rendre les systèmes alimentaires équitables, sains et respectueux de l'environnement.

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 parfois moins productifs, et ii) de débats politiques autour des modèles agricoles à soutenir que le Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (MTECT) a souhaité une actualisation de l'état de l'art concernant les « externalités de l'AB ».

En parallèle de ce travail de mise à jour des connaissances sur les externalités de l'AB, le MTECT a confié également INRAE-IFREMER pour une étude sur l'évaluation des démarches de certifications 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). Il s'agira d'évaluer les impacts avérés ou potentiels de ces démarches de certification sur la biodiversité, l'AB étant l'une des certifications concernées.

Il est à noter que dans cette mise à jour, le positionnement relatif de l'AB par rapport à d'autres démarches de qualité n'est pas prévu (démarches publiques de type signes officiels de la qualité et de l'origine (SIQO) ou démarches privés (marques)) : il s'agit bien d'identifier et d'analyser les travaux permettant de quantifier l'impact de l'« AB » par rapport au « non AB ».

Comme pour les autres chapitres dont cette actualisation fait l'objet, et comme en 2016, l'AB est abordée à la fois comme i) un ensemble de pratiques obligatoires listées dans le règlement (avec des principes), précisé par un guide de lecture national, ainsi ii) qu'un ensemble de pratiques induites qui sont plus fréquemment mises en œuvre en AB qu'en AC du fait des contraintes imposées par le cahier des charges (par exemple : des rotations plus longues et des légumineuses plus fréquentes).

# I. Introduction

## I.1. Effondrement de la biodiversité

**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). Ces observations ne concernent que les espèces connues, il est par ailleurs admis que 86% des espèces terrestres existantes sur la planète et 91% des espèces marines n'ont pas encore fait l'objet d'une description (Diaz et al., 2019). Cette chute drastique de la biodiversité taxonomique observée 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). L'espèce humaine a une influence dominante sur la vie sur terre, elle est à l'origine d'un fort impact négatif sur les écosystèmes naturels terrestres, marins et d'eau douce. Les revues les plus récentes de la littérature scientifique font état d'une dynamique de déclin et de risque d'extinction pour un nombre croissant d'espèces dans de nombreux groupes taxonomiques.

À l'échelle mondiale, l'IPBES (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*) considère près d'un million d'espèces comme étant menacées (Diaz et al., 2019). Différentes ONG alertent également sur cette menace ; à titre d'exemple, l'indice Planète Vivante du Fonds Mondial pour la Nature (*World Wide Fund for Nature ; WWF*) indique une chute de 69% des populations d'animaux sauvages suivies entre 1970 et 2018 (mammifères, poissons, oiseaux, reptiles et amphibiens) (Almond et al., 2022). En Europe, des auteurs alertent également sur i) le déclin des populations d'insectes, suite au constat du déclin de 41% des espèces d'insectes, avec près d'un tiers des espèces menacées d'extinction (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019) ou encore ii) le déclin des populations d'oiseaux, avec une diminution de près de 25% de l'abondance des oiseaux communs depuis 37 ans (Rigal et al., 2023). Les aires protégées ne semblent pas faire exception. En Allemagne, le suivi de populations d'insectes volants dans une soixantaine d'aires protégées a relevé une diminution de 76% de leur biomasse en 37 ans (Hallmann et al., 2017). Plus largement, en Europe et Amérique du Nord, il est estimé que nous avons perdu 9% de l'abondance des insectes terrestres tous les 10 ans depuis les années 60 (Van Klink et al., 2020). En France métropolitaine, le comité France de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) attribue à près de 17,6% des espèces le statut d'espèce menacée (14% des espèces de mammifères, 24% des espèces de reptiles, 23% des espèces d'amphibiens et 32% des espèces d'oiseaux nicheurs, 19% des espèces de poissons d'eau douce et 28% des espèces de crustacés d'eau douce). Le comité identifie également une dégradation préoccupante des habitats puisque 76% d'entre eux présentent un statut de conservation défavorable (UICN Comité France et al., 2020).



Le déclin de la biodiversité résulte de plusieurs facteurs directs, eux-mêmes sous-tendus par des comportements et/ou des valeurs sociétales (facteurs indirects). Cinq facteurs directs sont impliqués dans les déclinés observés (Diaz et al., 2019), dans des proportions variables selon les écosystèmes<sup>6</sup> (Figure 1a) et les groupes taxonomiques considérés (Figure 1b) :

- ▶ **Les pollutions**, qui affectent les espèces soit directement, en rendant l'environnement inadapté à la survie des individus, soit indirectement, en affectant la disponibilité des ressources ou les capacités reproductives,
- ▶ **Les changements climatiques**, qui induisent des modifications des aires de distribution des espèces et/ou des perturbations de signaux qui déclenchent des comportements saisonniers (migration, reproduction),
- ▶ **L'exploitation directe des organismes et des ressources**, qui fait référence à la chasse, au braconnage, à la pêche ; l'exploitation indirecte désigne l'impact sur des espèces non ciblées,
- ▶ **Le changement d'utilisation des terres**, qui modifie l'habitat dont dépend l'espèce, que ce soit via la disparition complète de l'habitat, sa fragmentation ou l'altération de sa qualité,
- ▶ **Les espèces exotiques envahissantes**, qui induisent des phénomènes de compétition ou de prédation.

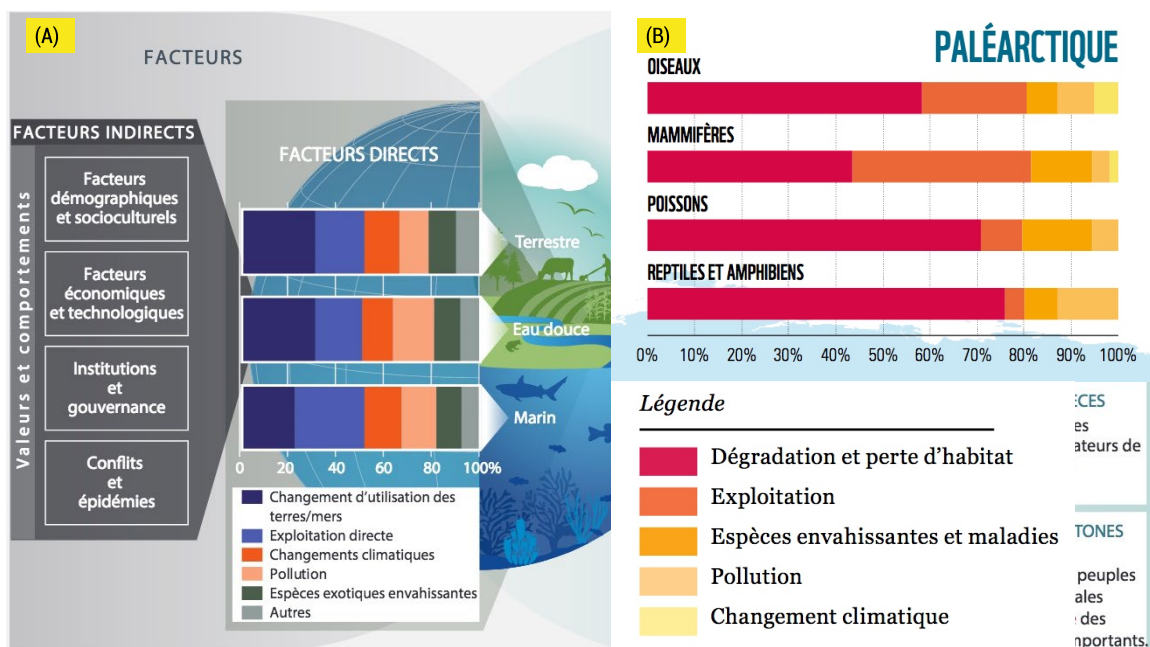


Figure 1 : Poids des différents facteurs directs impliqués dans le déclin de la biodiversité (a) au niveau mondial pour différents écosystèmes (Source : (Diaz et al., 2019)) et b) à l'échelle européenne (domaine biogéographique du Paléarctique) sur différents groupes taxonomiques (Source : (Grooten and Almond, 2018)).

La hiérarchie des facteurs directs peut diverger selon les régions du monde, les taxons ou les caractéristiques des espèces, les écosystèmes mais aussi selon les acteurs (IPBES, WWF, UICN) ou dans le temps (les changements climatiques pourraient à l'avenir représenter le premier facteur direct) (Bellard et al., 2022).

<sup>6</sup> L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) a publié en 2019 une cartographie des pressions sur la biodiversité par territoire : <https://naturefrance.fr/pressions-et-menaces>

## I.2. Impacts de l'agriculture

L'agriculture est l'activité humaine ayant l'une des plus fortes contributions au dépassement des limites planétaires liées à la biodiversité (Campbell et al., 2017). 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 (UICN, 2021).

Selon l'IPBES, les changements d'utilisation des terres et l'exploitation directe expliquent plus de 50% de l'impact sur les écosystèmes terrestres, et l'agriculture est l'un des principaux moteurs des changements d'utilisation des terres (Diaz et al., 2019) par i) la proportion des surfaces terrestres qu'elle occupe (1/3 à l'échelle mondiale (Diaz et al., 2019), 45% en France selon l'INSEE<sup>7</sup>) ii) l'extension des surfaces cultivées, responsable de près de 90% de la déforestation observée entre 1990 et 2020 selon la FAO. De par ses importations, l'Union Européenne est la deuxième région responsable de la déforestation (16%), derrière la Chine (24%), selon le WWF (Wedeux and Schulmeister-Oldenhove, 2021).

Enfin, les pollutions, qui incluent celles par les pesticides, représentent la troisième (en eau douce) ou la quatrième cause (en milieux terrestres et marins) des déclins observés.

**Cette perte de biodiversité sauvage s'accompagne d'une érosion de la biodiversité planifiée.,** c.-à-d. celle gérée directement par l'agriculteur (la diversité des animaux et des races, des espèces et variétés végétales). Le nombre de variétés et races locales de plantes et d'animaux domestiqués, et de leurs parents sauvages, a considérablement diminué. Dans son « État de la Biodiversité » en 2019, la FAO indique que sur les 6 000 espèces cultivées à des fins alimentaires, 9 d'entre elles représentent deux tiers des volumes agricoles produits à l'échelle mondiale. Sur les 7 745 races locales d'animaux élevés au niveau mondial, 26% sont considérées comme menacées d'extinction (Pilling and Bélanger, 2019). Les principaux facteurs responsables du déclin de la biodiversité planifiée sont les changements d'utilisation des terres, la disparition des savoirs, les préférences commerciales et le commerce à grande échelle. Ils contribuent à réduire des réservoirs essentiels de gènes et de caractères qui sont susceptibles de contribuer à la résilience des systèmes agricoles aux futurs changements climatiques et aux ravageurs ou agents pathogènes (Diaz et al., 2019).

La biodiversité associée à des écosystèmes en bon état contribue à la qualité de vie des humains et au fonctionnement de la société (MEA, 2005). De nombreux travaux démontrent les liens étroits entre agriculture, biodiversité et services écosystémiques. L'étude Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) conduite par l'INRA a plus particulièrement mis en évidence le rôle clef de la nature et de l'organisation spatiale de la végétation dans la fourniture des services rendus aux agriculteurs et à la société. Parmi ces services figurent la régulation naturelle des bioagresseurs des cultures, la régulation de la qualité de l'eau ou encore celle du climat (Figure 2) (Therond et al., 2017). **L'effondrement de la biodiversité compromet donc la capacité d'adaptation et de résilience des écosystèmes aux changements globaux, mais également le maintien des services écosystémiques rendus à la société.**

---

<sup>7</sup> <https://www.insee.fr/fr/statistiques/5040030>

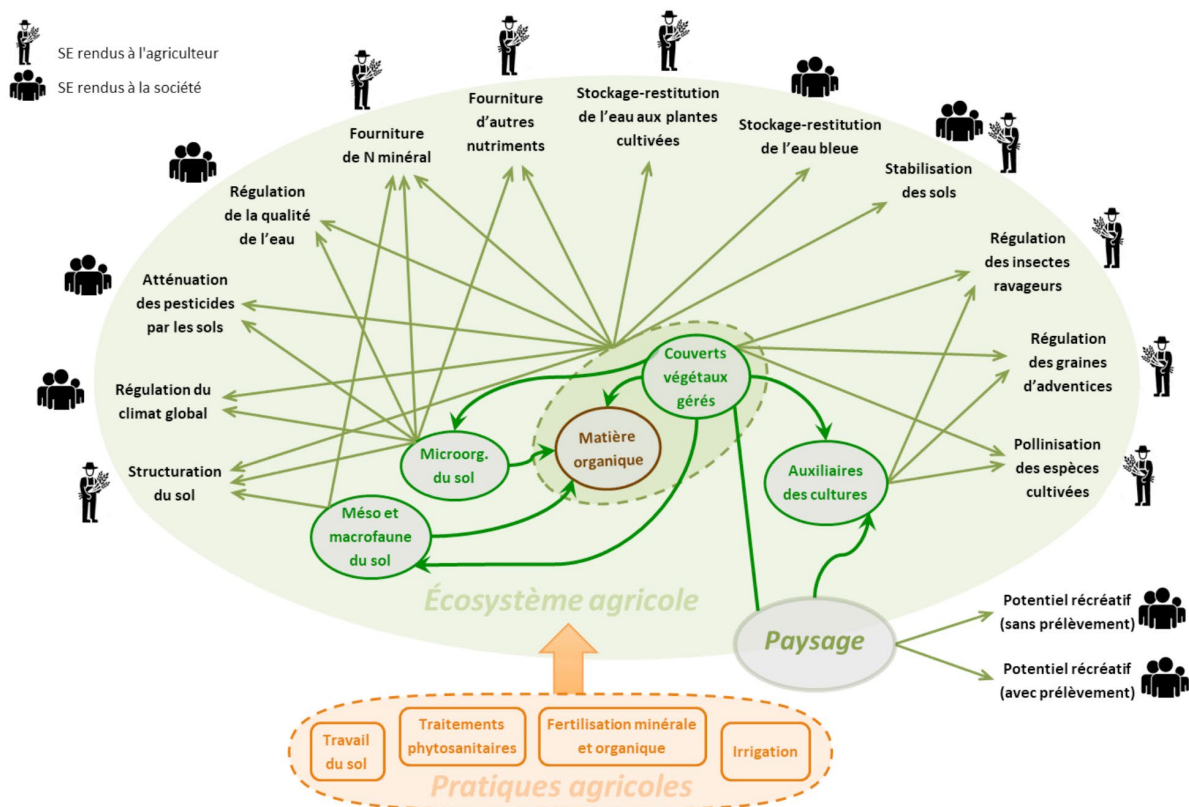


Figure 2 : Représentation graphique simplifiée des relations entre les principales pratiques agricoles (en orange), composantes de la biodiversité (en vert) et les 14 services écosystémiques (en noir) étudiés dans l'étude EFSE (Therond et al., 2017).

### I.3. Contexte réglementaire

Adoptée lors du Sommet de la Terre en 1992 par 193 pays, la Convention sur la Diversité Biologique (CBD) constitue le premier accord mondial prenant en compte les trois composantes de la biodiversité (génétique, spécifique et écosystémique).

Il fixait 3 grands objectifs : la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable des espèces et des milieux naturels ; le partage juste et équitable des bénéfices issus de l'utilisation des ressources génétiques. Les gouvernements ayant ratifié le traité se réunissent tous les deux ans, lors de la conférence des Parties (COP).

En 2010, ces Parties se donnaient 10 ans pour atteindre 20 objectifs (*objectifs d'Aichi* sur la période 2010-2020) comme, par exemple, la réduction de la dégradation, de la fragmentation ou de l'appauvrissement des habitats naturels, la gestion durable des zones dédiées à l'agriculture, la réduction des pollutions dont les pesticides, ou encore la réduction de l'érosion génétique des plantes cultivées ou des animaux d'élevage<sup>8</sup>. **Au terme de la période, aucun objectif n'a été complètement atteint au niveau mondial.**

<sup>8</sup> <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-spm-fr.pdf>

L'adoption récente lors de la COP15 des accords de Kunming-Montréal, fixe quatre ambitions à l'horizon 2050 sur : i) la biodiversité (améliorer qualité et quantité des écosystèmes naturels, freiner l'érosion de la diversité spécifique, préserver la diversité génétique), ii) l'utilisation et la gestion de la biodiversité pour maintenir fonctions et services associés, iii) le partage des avantages liées à l'utilisation des ressources génétiques vi) le renforcement de la coopération internationale. Ces ambitions sont assorties à 23 objectifs à atteindre d'ici à 2030. Certains objectifs sont chiffrés : la protection de 30 % des aires terrestres et maritimes, la restauration de 30 % des écosystèmes dégradés ou encore la réduction de 50% du gaspillage alimentaire. La cible 10, en particulier, prévoit de « *veiller à ce que les superficies consacrées à l'agriculture, (...) soient gérées de manière durable, notamment par l'utilisation durable de la biodiversité, y compris par une augmentation substantielle de l'application de pratiques respectueuses de la biodiversité, telles que l'intensification durable, l'agroécologie et d'autres approches innovantes contribuant à la résilience et à l'efficacité et la productivité à long terme de ces systèmes de production et à la sécurité alimentaire, la conservation et la restauration de la biodiversité et le maintien des contributions de la nature aux populations, y compris les fonctions et services écosystémiques* ».

La Stratégie Nationale Biodiversité (SNB) traduit l'engagement de la France au titre de ces engagements, et définit le cadre de la mise en œuvre des recommandations. **Cette stratégie s'appuie notamment sur le développement de l'AB avec l'objectif d'atteindre 21% de la SAU en AB à l'horizon 2030, au titre de l'enjeu de la réduction des pressions sur la biodiversité.**

## II. Effets de l'AB sur la biodiversité

L'étude de 2016 sur les externalités de l'AB concluait à un **effet favorable de l'AB sur la biodiversité (espèces et écosystèmes)** par rapport à l'AC. Cette étude considérait l'absence de pesticides de synthèse, le surcroît de prairies et d'infrastructures écologiques, l'utilisation de rotations plus diversifiées offrant des abris et des ressources alimentaires plus variées et continues en agriculture biologique (AB) comparé à l'agriculture conventionnelle (AC). Elle ciblait les **effets directs** des pesticides, que ce soit les effets létaux et non létaux (affectant les comportements, la reproduction...), mais aussi les effets **indirects**, notamment l'impact sur les chaînes trophiques. Elle avait également mis en avant le **rôle des pratiques à différentes échelles**, à savoir les pratiques à l'échelle de la parcelle, les modes de production à l'échelle de la ferme, et l'organisation spatiale à l'échelle du paysage. L'étude avait cependant montré que l'existence **d'effets interactifs entre ces différentes échelles**, que ce soit des synergies ou des antagonismes, rendait difficile la quantification des effets des pratiques à chaque échelle. Enfin, l'étude montrait que l'évaluation des impacts de l'agriculture sur la biodiversité à différentes échelles étaient confrontées à **l'absence d'unité commune de mesure** pour la biodiversité. Ces conclusions ont été corroborées depuis par différentes revues de littératures (Clark and Tilman, 2017; Meemken and Qaim, 2018; Reganold and Wachter, 2016; Seufert and Ramankutty, 2017).

Cette étude présente donc une actualisation des connaissances sur les effets de l'AB sur la biodiversité à différentes échelles. Les deux premières sections sont consacrées aux effets de l'AB comme mode de production à l'échelle de la parcelle agricole (Section II.2), puis aux effets des pratiques agricoles qui caractérisent l'AB sur la biodiversité (Section II.2). La troisième section traite de l'influence du contexte paysager sur l'effet de l'AB (Section II.3). La section suivante aborde les services rendus par la biodiversité (Section II.4). Enfin, la dernière section présente les développements méthodologiques en cours pour une prise en compte de l'enjeu biodiversité dans l'affichage environnemental des produits alimentaires (Section II.5).

Conformément au cadre méthodologique préalablement défini en 2016, cette étude d'actualisation compare l'AB à l'AC. La littérature mobilisée est principalement composée de méta-analyses récentes ou d'Expertises Scientifiques Collectives d'INRAE, qui sont complétées par des études permettant de proposer des éléments de compréhension et d'interprétation.

## II.1. Effets positifs de l'AB sur la biodiversité à l'échelle de la parcelle

**La littérature montre que les parcelles AB hébergent davantage de biodiversité que des parcelles conduites en AC.** À l'échelle mondiale, plusieurs revues de la littérature et méta-analyses ont cherché à quantifier les effets bénéfiques de l'AB sur la biodiversité associée à l'échelle de la parcelle agricole, par rapport à une production en conventionnel. Ces études se basent sur la compilation et l'analyse de mesures de biodiversité (principalement la richesse spécifique et/ou abondance totale des communautés) sur des parcelles appariées AB/AC surtout localisées en zone tempérée nord (Europe et en Amérique du Nord).

Dans une revue quantitative de 98 études conduites en zone tempérée, Stein-Bachinger et al. (2021) ont montré que la biodiversité est plus élevée en AB qu'en AC dans 58% des études, similaire dans 38% des études, et inférieure dans 4% des études. (Rahmann, 2011) concluait également que dans un très faible nombre d'études (3%), les parcelles conduites en AC ont une biodiversité améliorée par rapport à l'AB. Une méta-synthèse compilant 9 méta-analyses a montré que la biodiversité est en moyenne plus élevée en AB qu'en AC, avec une abondance et une richesse spécifique moyennes respectivement supérieures de 32% et 23% (Smith et al., 2019).

Ces synthèses confirment les études plus anciennes qui avaient mis en évidence une richesse spécifique 30% supérieure (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014), et une abondance totale 50% supérieure en AB comparée à l'AC (Bengtsson et al., 2005). Ces travaux montrent également que les résultats sur les effets positifs de l'AB sur la biodiversité sont robustes depuis 30 ans (Tuck et al., 2014) et sont moins variables en AB qu'en AC (Smith et al., 2019).

Si cette quantification moyenne à une grande échelle indique un effet global positif de l'AB, ces études montrent également que les effets positifs de l'AB sont plus ou moins élevés selon les groupes taxonomiques (II.1.A), les types de culture (II.1.B). Ces facteurs de variations sont discutés dans cette section. Le contexte paysager dans lequel ces parcelles s'inscrivent a également une influence sur la quantification des effets de l'AB à la parcelle et sera discuté ultérieurement (II.3).

### II.1.A. Effets positifs de l'AB mais variables selon les groupes taxonomiques

#### II.1.A.1) Effets positifs de l'AB sur les plantes, les oiseaux et les arthropodes

**La littérature montre que l'AB a des effets positifs sur la diversité de tous les groupes taxonomiques aériens (plantes, oiseaux, arthropodes).** Plusieurs revues de la littérature montrent des effets plus forts pour les plantes que pour les animaux (Stein-Bachinger et al., 2021; Tuck et al., 2014) (Figure 3). Concernant l'effet de l'AB sur les animaux, la revue de (Stein-Bachinger et al., 2021) a également montré que des richesses spécifiques médianes AB/AC sont plus fréquemment observées pour les oiseaux (médiane 35%), suivi par les pollinisateurs, les insectes (prédateurs et parasitoïdes) (médiane 22%) et les araignées (médiane 15%). Ces résultats sont cohérents avec l'hypothèse selon laquelle **la réponse des**

communautés animales à l'AB est fonction du niveau trophique des groupes taxonomiques (Bengtsson et al., 2005). Une méta-analyse récente confirme l'effet positif de l'AB sur l'abondance (+45%) et la richesse spécifique (+19%) des arthropodes (Lichtenberg et al., 2017).

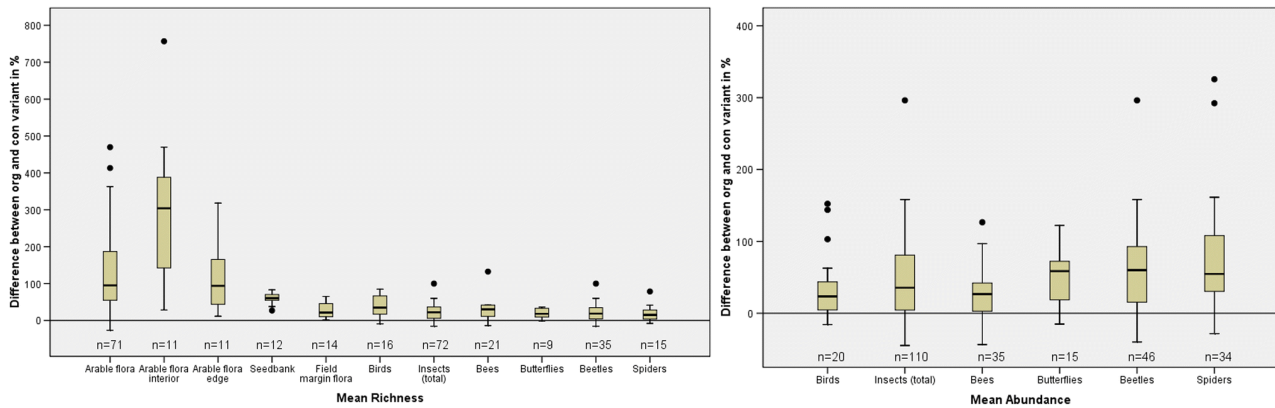


Figure 3 : Effet de l'AB/AC sur la richesse spécifique et de l'abondance totale de différents groupes taxonomiques (Stein-Bachinger et al., 2021). (n = nombre de comparaisons). Les valeurs positives indiquent une richesse spécifique plus importante en AB qu'en AC (« conventionnel »).

### II.1.A.2) Effets variables de l'AB sur la biodiversité du sol

La littérature montre que l'AB a un effet global assez positif sur la biodiversité du sol. L'effet semble variable selon les groupes taxonomiques bien que peu d'études s'intéressent aux effets de l'AB sur des groupes taxonomiques analysés de façon indépendante. Une méta-analyse a montré que l'AB a un effet globalement positif sur l'abondance et la diversité des micro-organismes du sol (Christel et al., 2021). L'effet de l'AB est particulièrement bien documenté pour les nématodes, les bactéries et les champignons, avec un effet positif de l'AB sur l'abondance et la diversité de tous ces groupes taxonomiques. L'effet de l'AB est également positif pour les bactéries et les champignons (Figure 4). Cependant, (Puissant et al., 2021) ont détecté un effet significatif positif de l'AB sur la densité totale de nématodes, mais variable selon les groupes trophiques : un effet positif sur les groupes bactériovores et neutres pour les autres groupes trophiques. (de Graaff et al., 2019) n'ont pas observé de différences significatives concernant les bactéries, archées et champignons et proposent pour hypothèse l'interaction avec d'autres facteurs agronomiques (travail du sol, fertilisation, espèces et variétés cultivées) et pédologiques (type de sol et de sa structure).

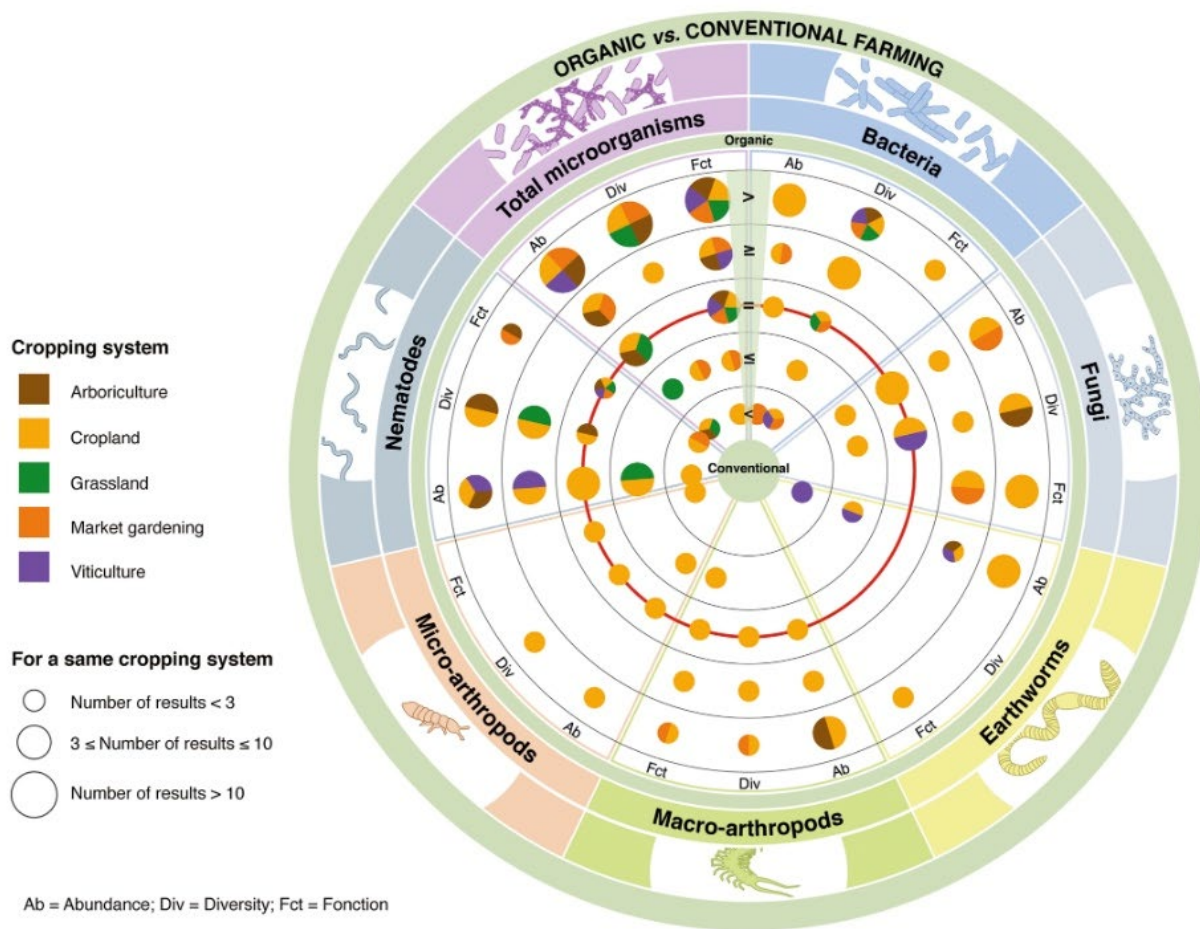


Figure 4 : Effet de l'AB sur l'abondance (Ab), la diversité (Div) et les fonctions (Fct) de groupes taxonomiques du sol (Christel et al., 2021). La ligne rouge médiane correspond aux effets non-significatifs. Les cercles placés à l'extérieur (ou à l'intérieur) de la ligne rouge médiane indiquent les 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 dans lesquels les résultats ont été observés.

### II.1.A.3) Effet positif de l'AB sur les espèces rares ou à enjeu de conservation

Les travaux qui distinguent les espèces selon leur rareté ou leur statut de conservation restent peu fréquents dans la littérature. A l'échelle mondiale, l'effet positif de l'AB sur les espèces rares d'arthropodes est établi, (Lichtenberg et al., 2017) ont montré un effet positif de l'AB sur l'abondance et la richesse spécifique d'arthropodes appartenant à des espèces rares<sup>9</sup> au sein de paysages complexes (Figure 5). Cette réponse de la richesse spécifique des arthropodes à l'AB est également perceptible à l'échelle régionale dans ces mêmes paysages dits complexes<sup>10</sup>, dont l'influence est discutée par la suite (II.3). Il s'agit de la seule méta analyse disponible ayant quantifié l'effet propre de l'AB sur des espèces rares.

<sup>9</sup> Un taxon étant considéré comme commun si son abondance représente au moins 5% de la communauté totale

<sup>10</sup> La diversité des plantes au sein des parcelles est également étudiée : l'AB a un effet fort sur la richesse spécifique des espèces rares dans des paysages complexes, mais uniquement à l'échelle locale et pour la richesse spécifique.

**Des effets positifs de l'AB sur des espèces de plantes à enjeu de conservation sont soupçonnés.** En Allemagne dans des parcelles de grande culture, (Kleijn et al., 2006) ont montré que les parcelles conduites en AB hébergeaient une densité plus élevée d'espèces de plantes et d'arthropodes rares. Selon les auteurs, l'effet des mesures agro-environnementales (telles que l'AB dans le cas de l'Allemagne) n'est pas perceptible pour l'ensemble des espèces menacées et dans tous les pays, car la plupart de ces espèces dépendent de grandes surfaces d'agriculture extensive, plutôt que de la présence de faibles espaces naturels ou surfaces conservées dans le paysage. En Pologne dans des parcelles de blé d'hiver (Berbec et al., 2020) et de céréales de printemps (Berbec and Feledyn-Szewczyk, 2018), un plus grand nombre d'espèces à enjeu de conservation (sur Liste Rouge UICN Pologne) est observé dans les parcelles conduites

en , par rapport aux parcelles AC. Des résultats comparables ont été obtenus au Japon dans les rizières (Katayama et al., 2019). Les Listes Rouges nationales ne sont pas disponibles pour l'ensemble des groupes taxonomiques, ce qui peut expliquer que ces approches se cantonnent à quelques groupes taxonomiques dans certains pays.

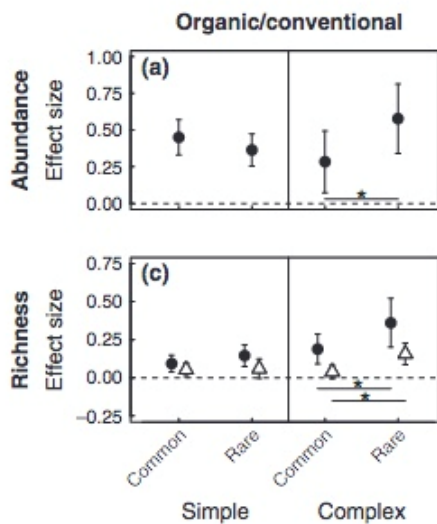


Figure 5 : Effets de l'AB sur l'abondance (a) et la richesse spécifique (c) d'espèces communes ou rares d'arthropodes au sein de paysages simples ou complexes, mesurées à l'échelle locale (point) ou régionale (triangle) (Lichtenberg et al., 2017) - L'étoile indique une différence significative de la biodiversité mesurée entre espèces rares et communes au sein d'une catégorie de paysage.

En France, les effets non intentionnels (ENI) des pratiques agricoles, en particulier des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité des terres agricoles sont évalués dans le cadre du dispositif EcoPhyto et d'un programme de surveillance français lancé en 2012, en mettant l'accent sur plusieurs groupes taxonomiques non ciblés par les pratiques (vers de terre, plantes, coléoptères et oiseaux) sur 500 parcelles exploitées. Les premiers résultats montrent une richesse spécifique de la flore dans les bordures de parcelles plus importante en AB qu'en AC, liée à une part plus importante d'espèces qui sont principalement associées à des habitats non perturbés ( voir *Hemerophobic* sur Figure 6) (Andrade et al., 2021).

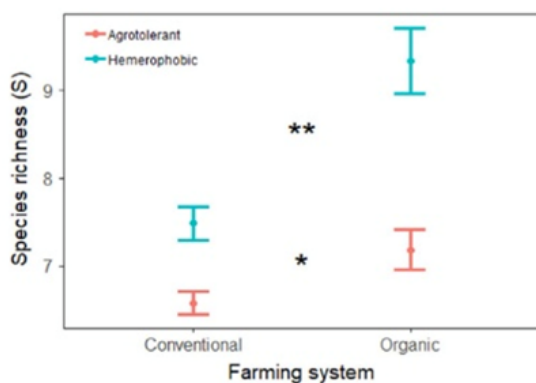


Figure 6 : Richesse spécifique de la flore dans les bordures de parcelles AB et AC selon leur statut de conservation (Source : (Andrade et al., 2021))- 430 bordures échantillonnées au moins une fois entre 2013 et 2014 (n=848) . la classification des espèces en deux groupes ("agrotolerant" ; "hemerophobic") est établie selon la capacité des espèces à persister dans des espaces agricoles. Une espèce "hemerophobic" est particulièrement sensible dite aux perturbations humaine. Par opposition, une espèce "agrotolerant" est une espèce que l'on retrouve dans plus de 10% des surfaces agricoles de la région étudiée.



Birkhofer et al. (2014) ont analysé la composition des communautés d'oiseaux, de coléoptères, d'araignées et de papillons, avec des mesures de richesses spécifiques à un degré plus fin de classification dans 28 études dans les parcelles cultivées en céréales en Europe Centrale et Europe du Nord. Les auteurs concluent que le nombre d'espèces d'oiseaux, de coléoptères ou d'araignées considérées comme « quasi menacées », « vulnérables », ou « en voie de disparition » qui étaient favorisées par l'AB était plus élevé (n=13) que le nombre d'espèces favorisées par l'AC (n=4).

#### II.1.A.4) Le niveau de la classification taxonomique utilisé pour mener des méta-analyses est une limite

Birkhofer et al. (2014) ont montré que les communautés d'oiseaux dans les parcelles en AB ont une diversité phylogénique légèrement supérieure à celle des communautés sous AC, ce qui suggère la présence d'espèces dans les parcelles AB qui proviennent de superfamilles, de sous-ordres, d'ordres ou de superordres qui n'étaient pas aussi couramment observés en AC. Sachant pour les oiseaux que les espèces étroitement apparentées ont souvent des niches similaires (tandis que les espèces plus éloignées occupent souvent des niches différentes) les auteurs suggèrent que l'AC peut induire une réduction des niches disponibles à l'origine de la réduction de cette étendue taxonomique des communautés d'oiseaux qui sont observées sur des parcelles AB.

**L'étude de l'effet de l'AB sur différents groupes taxonomiques dans les méta-analyses est dépendante de la précision de la classification phylogénique mobilisée par les auteurs d'études primaires, et en bout de chaîne, dans les méta-analyses.** Une récente base de données compilant plus de 200 méta-analyses regroupant 14 000 études primaires (Bonfanti et al., 2023) devrait permettre de quantifier l'effet de l'AB en tant que mode de production sur différents taxons selon la précision de la classification renseignée dans les études. La Figure 7 en propose une cartographie partielle<sup>11</sup>. Elle met en lumière d'une part **un nombre de données très hétérogène selon les groupes étudiés** lors des comparaisons AB/AC (les plantes, les arthropodes et les nématodes étant les plus documentés) et d'autre **part des degrés de classification très hétérogènes selon les groupes taxonomiques**. Par exemple, des données issues d'études primaires ne permettent pas d'aller plus loin dans la classification que le règne animal (Voir « *B. ANIMAUX Non précisé* » sur Figure 7), ou encore au-delà du groupe des arthropodes (Voir B2. Arthropodes Non précisé sur Figure 7), un groupe composé d'un nombre conséquent de taxons.

---

<sup>11</sup> Comme mentionné dans la légende, ne sont retenues que les mesures de biodiversité des études qui renseignent le nombre de cas (comparaisons AB/AC).

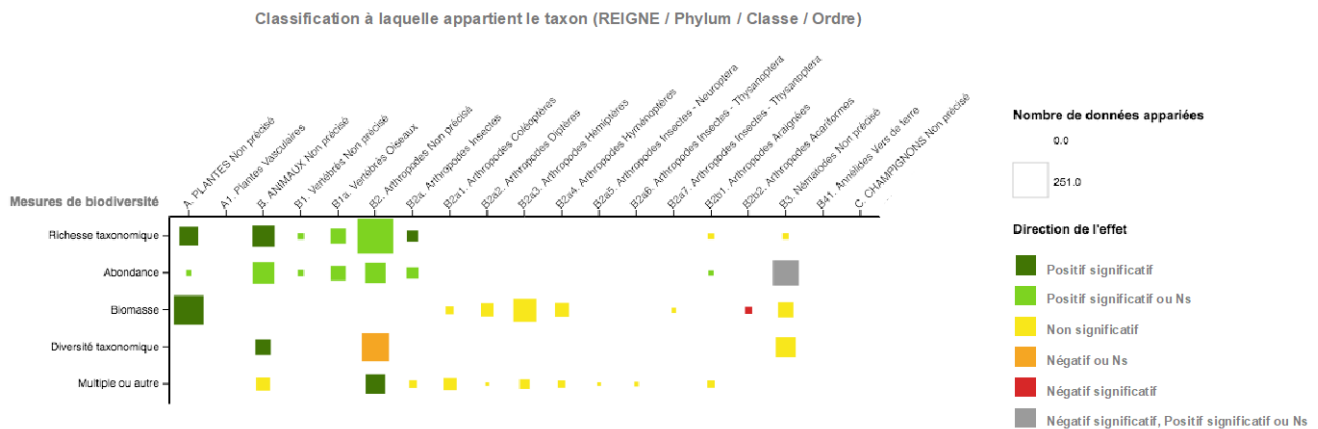


Figure 7 : Cartographie des mesures de biodiversité dans les méta-analyses comparatives AB et AC selon i) les métriques de biodiversité ii) le niveau de classification taxonomique des études primaires taxonomiques au sein des méta-analyses qui renseignent le nombre de cas étudiés (Sources : Traitements : auteurs, Données : (Bonfanti et al., 2023)). Les données présentées ne retiennent que les études pour lesquelles le nombre de cas étudiés est précisé. Les variations de taille représentent le nombre de données. La couleur renseigne la direction de l'effet et le caractère systématique de cette direction d'effet dans la base de données. Ns : Non significatif.

## II.1.B. Effets positifs de l'AB mais variables selon les cultures

Les études portant sur les effets de l'AB sur la biodiversité se basent sur des mesures de biodiversité effectuées principalement dans des cultures arables. Par exemple, plus de 60% des relevés d'abondance et de richesse spécifique de l'étude conduite par (Smith et al., 2019) ont été effectués dans des cultures annuelles. Plus de 50% des mesures de richesse spécifique de l'étude conduite par (Tuck et al., 2014) ont également été réalisées dans des parcelles en céréales. Bien que ces proportions soient cohérentes avec des surfaces agricoles qu'occupent ces cultures à l'échelle mondiale et européenne, la sur-représentation des cultures annuelles dans les jeux de données peut masquer des effets plus nuancés de l'AB pour d'autres types d'usage des sols. Des travaux récents sur des échelles comparables démontrent l'effet positif de l'AB tant sur les cultures annuelles que les cultures pérennes (Smith et al., 2019). Dans cette section les travaux conduits pour différents types d'usage des sols sont présentés et discutés.

### II.1.B.1) Effet de l'AB maximal dans les parcelles en céréales

La méta-analyse de (Tuck et al., 2014) a montré que l'effet de l'AB sur la biodiversité est plus important dans les céréales que dans d'autres types de cultures (Figure 8). Ce résultat s'explique probablement par des pratiques agricoles particulièrement contrastées entre AB et AC (pesticides, fertilisation). L'effet de l'AB semble être plus variable pour les prairies (temporaire ou permanente), les vergers et les autres cultures, mais le nombre d'études traitées par (Tuck et al., 2014) était cependant trop faible (13 études en paires, 9 en vergers) pour conclure de façon définitive (Figure 8).

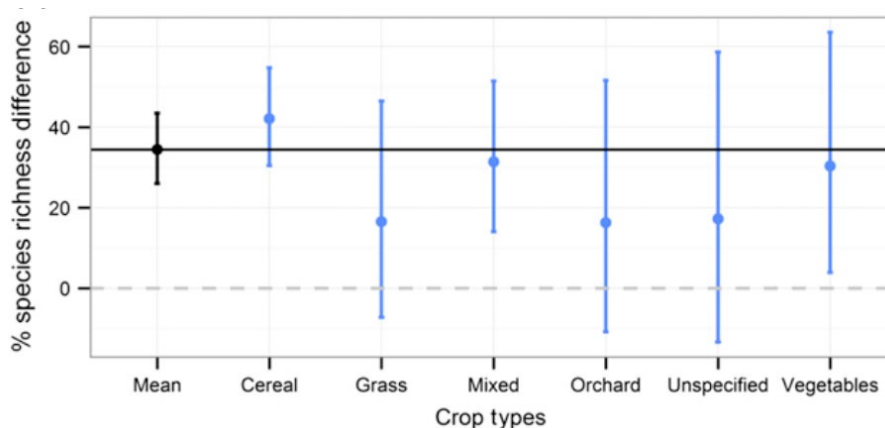


Figure 8 : Différences relatives des mesures de richesse spécifique à l'échelle mondiale sur des parcelles conduites en AB par rapport à leur équivalent AC selon le type de *culture* (nombres d'études : céréales : 100 , prairies : 13 , mixtes : 40 ; vergers : 9 ; non spécifiés : 6 ; légumes :16) (Source : Tuck et al., 2014)

## II.1.B.2) Effet positif de l'AB en vignes et vergers mais modulé par d'autres pratiques

Les études montrent un effet globalement positif de l'AB sur la biodiversité dans les vignes et vergers. Par leur nature, les cultures pérennes peuvent d'une part souffrir de niveaux élevés d'infestations de pathogènes et de ravageurs et donc être soumises à de grandes quantités de produits phytopharmaceutiques, et, d'autre part, la gestion de la végétation dans l'inter-rang est une composante essentielle dans ces milieux.

Une méta-analyse portant sur la biodiversité des vignes et vergers en zone tempérée (principalement Europe et Amérique du Nord) a montré que l'AB a un effet positif sur le nombre d'individus (+51%) ainsi que le nombre d'espèces (+18%) (N=53, n=64) (Katayama, 2019). Les données, principalement issues de pommeraies, de vignes et d'oliveraies, montrent également que les groupes les plus étudiés dans ces productions sont les invertébrés, et dans une moindre mesure la biodiversité microbienne des sols et les vertébrés (principalement les oiseaux).

En vigne, l'AB a un effet globalement positif sur la biodiversité des sols, avec un effet positif pour les micro-organismes totaux, les nématodes et les champignons, et négatif pour les vers de terre (Karimi et al., 2020). (Figure 9). La biomasse des micro-organismes du sol est de trois à quatre fois plus élevée en AB qu'en AC. Selon les auteurs, la plus faible toxicité ou rémanence des pesticides et les amendements organiques pourraient expliquer ce résultat. L'impact négatif observé pour les vers de terre pourrait être dû à une augmentation de l'intensité du travail du sol en vigne AB par le désherbage mécanique en substitut du désherbage chimique.

Notons que dans la méta-analyse de (Katayama, 2019), 80% des parcelles conduites en AB disposaient d'un couvert végétal dans l'inter rang. La présence de couvert végétal dans l'inter-rang a un effet positif sur la biodiversité en vigne (Winter et al., 2018). **L'abondance et la diversité des insectes** (Döring et al., 2019) et la diversité des oiseaux (Barbaro et al., 2021), , sont notamment très dépendantes de la présence de ces couverts en vigne (ainsi que du contexte paysager). Or en France, la part des vignobles ne présentant aucun enherbement sur les inter-rangs en France est identique en AB et AC (entre 30 et 40%) 13. L'effet

de l'AB sur la biodiversité en viticulture dans cette méta analyse, confond un effet propre de l'AB et l'effet de cette pratique, qui n'est pas plu fréquemment observée en AB pour le cas de la France<sup>12</sup>.

Les résultats issus d'un suivi sur une quarantaine de parcelles viticoles dans le Sud-Ouest de la France ont montré un effet positif de l'AB sur la diversité multi-trophique (Beaumelle et al., 2023). Les effets sont variables selon les groupes taxonomiques, positifs pour les collemboles et les araignées, négatifs pour les pollinisateurs et la biomasse microbienne, et neutres pour les carabes, acariens et microarthropodes (Ostandie et al., 2021). Selon les auteurs, cette variabilité des effets peut être expliquée par des pratiques agricoles telles que la **gestion de l'inter-rang (désherbage mécanique en AB, chimique en AC)**, qui ont donc un effet important sur certains groupes taxonomiques.

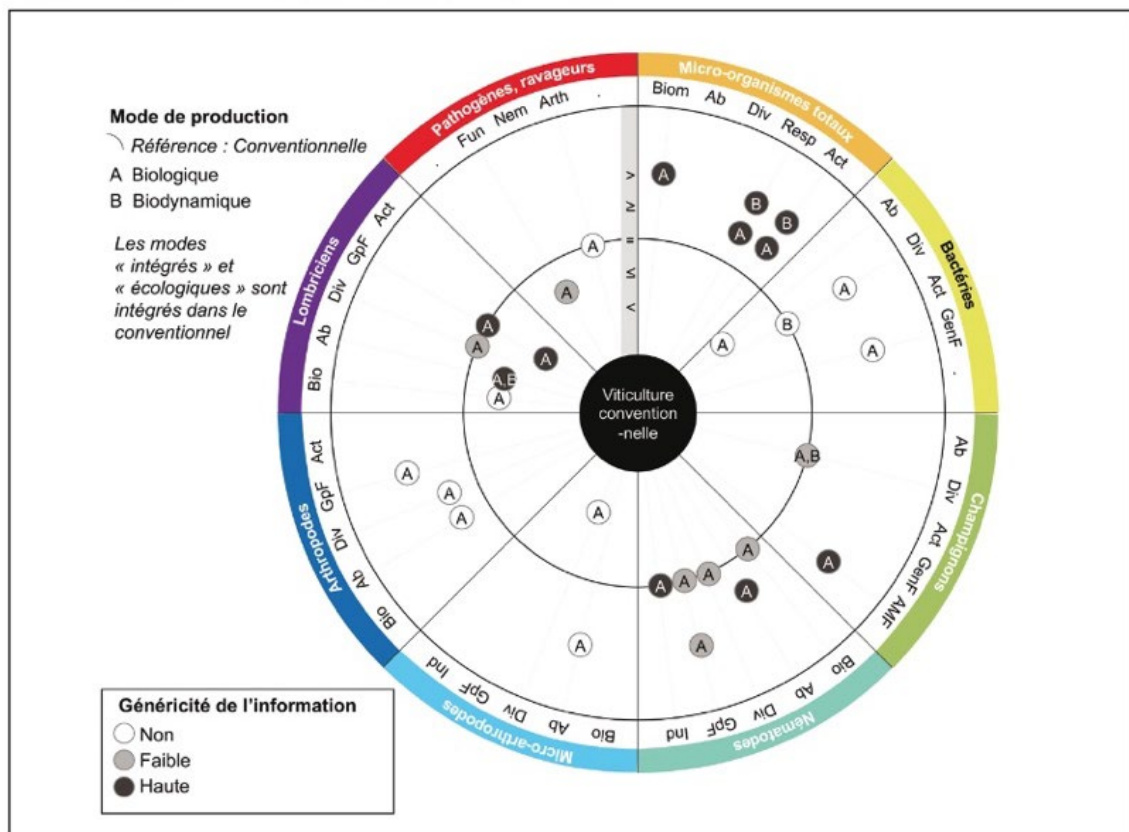


Figure 9 : Effet de l'AB (A) et de la biodynamie (B) sur la biodiversité des sols en viticulture (Source : Karimi et al., 2020). La ligne médiane correspond aux effets non-significatifs des modes de production par rapport à l'AC. Les cercles placés à l'extérieur (ou à l'intérieur) de la ligne rouge médiane indiquent les effets positifs (ou négatifs) de l'AB (A sur figure) par rapport à l'AC. Plus les cercles sont éloignés de la ligne médiane, plus l'effet est significatif. La couleur des sphères indique le degré de généricité de l'information.

Les études comparatives menées dans les vergers au niveau européen ont montré que **l'AB a un effet positif sur la densité et la richesse spécifique des auxiliaires des vergers** (Samnegård et al., 2019), en particulier pour les insectes, les araignées et les coléoptères (Happe et al., 2019). **L'effet de l'AB sur l'abondance et la diversité d'arthropodes semble dépendre de la présence de végétation naturelle**

<sup>12</sup> [https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2315/cd2023-15\\_PKViti2019.pdf](https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2315/cd2023-15_PKViti2019.pdf)

dans les paysages avoisinants (Bartholomé et al., 2020; Galloway et al., 2021; Ratto et al., 2021; Rosas-Ramos et al., 2020).

### II.1.B.3) Effets de l'AB moins bien documentés dans les autres cultures

**Il n'a pas été identifié de littérature générique permettant de discuter plus finement d'une quantification des effets de l'AB sur d'autres types de cultures (maraichage, prairies).**

Concernant les prairies permanentes, l'effet de l'AB sur la biodiversité semble moins marqué qu'en grandes cultures (Tuck et al., 2014). Pour des parcelles pâturées ou fauchées, **la richesse floristique des prairies** est principalement influencée par i) le pâturage (tendance à augmenter l'hétérogénéité du couvert, avec des modulations selon la saison, le chargement et la conduite du pâturage), ii) la fauche (tendance à homogénéiser les couverts, avec un effet modérateur de la fréquence et la date de fauche par rapport à la floraison) et iii) l'augmentation de la floraison associée à une hausse du chargement (sélection d'espèces les plus compétitives et les plus tolérantes) (Dumont et al., 2016). La richesse spécifique des prairies est également influencée par les pratiques agricoles à proximité (voir II.3.B).

La richesse spécifique des arthropodes semble, elle, favorisée par un pâturage à faible chargement (Dumont et al., 2016). **En conséquence, des différences d'intensité d'exploitation des couverts dans des parcelles AB ou AC, expliquent des niveaux de biodiversité parfois plus élevés dans prairies d'élevages AB.** En Allemagne, la comparaison d'une quarantaine de prairies conduites dans des exploitations AB ou AC a révélé une plus forte richesse spécifique globale des arthropodes dans les prairies conduites en AB ; associée à une plus faible intensité d'utilisation de ces couverts, mais aucun effet significatif sur la richesse floristique des couverts, ni sur la richesse spécifique des araignées (Klaus et al., 2013). Au Pays de Galles et en Norvège, l'étude de conduites de prairies en AB a montré une tendance positive sur la richesse spécifique et l'abondance des abeilles sauvages et des bourdons, et des effets variables selon les sites sur l'abondance des araignées ou des vers de terre (Schneider et al., 2014).

À propos des rizières, une étude au Japon portant sur le suivi de 28 sites appariés AB/AC entre 2013 et 2015 a montré que les parcelles conduites en AB présentent des niveaux de richesse spécifique et d'abondance les plus élevés par rapport à une conduite AC ou AC à bas intrants (Katayama et al., 2019). Les différences de pratiques agricoles entre ces trois conduites (application de pesticides, rotation des cultures, inondations hivernales et hauteur de la végétation dans les digues) expliquent des degrés de réponse variables selon les taxons étudiés (plantes, invertébrés, grenouilles, poissons, oiseaux). Concernant les parcelles conduites en AB, la richesse spécifique des plantes et l'abondance des araignées sont expliquées par l'absence de pesticides tandis que l'abondance des libellules répond positivement à une conduite en AB mais aussi en AC par des applications réduites de pesticides ou des rotations de culture plus longues. L'abondance des grenouilles répond fortement au mode de production AB et s'explique par une gestion plus extensive de la végétation des digues qui hébergent davantage de proies ou qui favorisent l'évitement des prédateurs par une plus haute végétation. Enfin, la richesse et l'abondance plus élevées d'oiseaux d'eau dans des parcelles au sein de paysages ayant une proportion plus importante de parcelles biologiques indiquent l'importance de la disponibilité alimentaire à des échelles spatiales plus grandes que les champs individuels pour ces espèces. L'influence du contexte paysager est discuté par la suite (II.3).

## II.2. Effets des pratiques agricoles caractéristiques de l'AB sur la biodiversité

### II.2.A. Effets négatifs des produits phytopharmaceutiques

L'étude « externalités de l'AB » de 2016 avait largement développé le volet « effets des produits phytopharmaceutiques » sur la biodiversité (Sautereau and Benoit, 2016). Depuis, INRAE et IFREMER ont conduit une vaste Expertise Scientifique Collective « Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques » (ESCo PPP) publiée en 2022, permettant d'établir un état actualisé et critique des nouvelles connaissances scientifiques (Mamy et al., 2022). Dans cette ESCo, qui constitue le socle de cette section, le terme produits phytopharmaceutiques (PPP) désigne « *l'ensemble des substances et organismes utilisés pour la protection des cultures et leurs co-formulants et adjuvants* ». Il intègre donc les molécules organiques de synthèse (interdites en AB), ainsi que les substances minérales et les produits de bio contrôle (utilisés en AC et autorisés en AB si inscrits sur une liste limitative) qui font l'objet des deux dernières sections.

La pression exercée par les PPP sur la biodiversité dépend de la localisation et de la répétition des traitements, des types et usages de PPP, des doses et de l'écotoxicité des PPP, de leur mélange, des transferts des substances dans l'environnement et de leurs transformations. **Elle est donc caractérisée par une forte dynamique spatiale et temporelle, propre à chaque contexte, ce qui complexifie l'évaluation des impacts.**

Les contaminations par les PPP sont diffuses, et sont donc susceptibles d'impacter également les milieux non ciblés sur des périmètres plus ou moins étendus. Ainsi, par exemple, dans les sols prélevés dans des parcelles de céréales d'hiver dans les Deux-Sèvres, (Pelosi et al., 2021) ont détecté en moyenne 11 PPP (c-à-d. 35% des PPP recherchés), avec 83% des sols contenant au moins 5 PPP. Cette étude a montré que les sols des parcelles de céréales en AB contenaient en moyenne 6 PPP, potentiellement suite à des transferts par voie aérienne ou par l'eau. Les sols des prairies contenaient en moyenne 7,5 PPP, tandis que sols des haies en contenaient 7,4 PPP. Ces résultats illustrent **l'importance des transferts de polluants**. Une étude récente menée sur 47 échantillons de sol récoltés dans toute la France (réseau RMQS) a confirmé la présence de PPP dans des milieux peu ou pas traités (Froger et al., 2023). Ces auteurs pointent également la présence de certains résidus longtemps après leur dégradation supposée à 90%, et à des concentrations supérieures aux concentrations environnementales prévues, ce qui soulève des questions quant à leur persistance réelle dans les sols.

Malgré la complexité de ce lien entre pression des PPP et impacts sur la biodiversité, la littérature examinée dans le cadre de l'ESCo « PPP » montre que **des effets directs et/ou indirects sont observés sur la quasi-totalité des groupes biologiques étudiés** (Mamy et al., 2022). L'impact des PPP sur la biodiversité est la résultante d'effets directs et indirects. Les effets directs sont la conséquence de l'interaction d'un PPP avec les processus biologiques, physiologiques et comportementaux des individus, ainsi que sur l'abondance et la dynamique des populations exposées. Ils dépendent en premier lieu des propriétés toxiques des substances, de l'utilisation, du devenir et de l'exposition des organismes. Ils varient donc selon les niveaux de sensibilité des différentes espèces au sein des communautés. Quant aux effets indirects, ils désignent les répercussions des effets directs sur d'autres espèces, non exposées ou non/moins sensibles, du fait de la modification de l'habitat et des interactions entre espèces au sein et entre les niveaux trophiques.

### II.2.A.1) Implication majeure des PPP dans le déclin de certaines populations

La pollution chimique, incluant les PPP, est identifiée comme la deuxième cause la plus importante de déclin des populations d'insectes, après la perte d'habitat, notamment due à l'urbanisation et à l'agriculture intensive (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). L'ESCO « PPP » affirme que les PPP ont une « implication majeure » dans le déclin des populations d'invertébrés terrestres. Bien que la diminution de la diversité des invertébrés terrestres associée à l'utilisation des pesticides soit principalement observée dans les zones agricoles, tous les taxons des écosystèmes terrestres sont affectés ; les lépidoptères (papillons), les hyménoptères (ex. abeilles, bourdons, fourmis) et les coléoptères (ex. coccinelles, carabes) sont les plus touchés (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Aux effets directs sur les cibles s'ajoutent les effets directs non intentionnels, et des effets indirects par la diminution de l'abondance des ennemis naturels des ravageurs des cultures, et la diminution des ressources trophiques des invertébrés terrestres par l'impact des herbicides sur la diversité et la biomasse des plantes. L'effet non intentionnel des fongicides, insecticides et herbicides sur les invertébrés terrestres ayant des stades de développement associés au sol (œufs, larves, stades immatures) est confirmé (Gunstone et al., 2021).

L'ESCO « PPP » établit un lien de causalité entre PPP et le déclin des populations d'oiseaux. Les impacts des PPP résultent principalement d'effets directs, par empoisonnement à proximité des agrosystèmes (ingestion de graines enrobées ou de proies contaminées aux PPP), mais également d'effets indirects sur les populations d'oiseaux insectivores, par le déclin concomitant des communautés d'insectes décrit précédemment. En ce qui concerne plus spécifiquement certaines familles de molécules, les néonicotinoïdes sont particulièrement mis en cause dans le déclin des oiseaux granivores et insectivores ; avec le fipronil pour leurs effets indirects via la réduction de l'approvisionnement alimentaire. En Europe, les données issues des suivis de populations réalisés entre 1980 et 2016 mettent en lumière un déclin de l'abondance des oiseaux communs (-25,4%), avec une amplitude qui varie selon les groupes, les oiseaux des milieux agricoles étant les plus affectés (-56,8%) par rapport à des espèces associées à d'autres milieux (oiseaux des milieux forestiers -18%) (Rigal et al., 2023). Les auteurs identifient l'intensification de l'agriculture (pesticide et fertilisation) comme étant la pression prédominante sur les oiseaux des milieux agricoles mais également sur des espèces ayant une partie du régime alimentaire à base d'insectes, dont des migrateurs de longue distance et des espèces inféodées aux forêts.

Les chauves-souris et amphibiens sont deux groupes taxonomiques pour lesquels l'ESCO « PPP » a également établi un lien entre l'usage des PPP et le déclin observé des populations (Mamy et al., 2022). Pour les chauves-souris, l'impact négatif est principalement caractérisé pour des PPP désormais interdits mais persistants (organochlorés, organophosphorés/carbamates, et pyréthriinoïdes). Pour des substances plus récentes et actuellement utilisées, les connaissances sont jugées trop lacunaires. Concernant les amphibiens, l'usage des PPP aurait des effets directs, via les perturbations endocrinienne et immunitaire ayant un rôle dans la prévalence importante de maladies, et indirects, via la modification de la dynamique des pathogènes / parasites et de leurs différents vecteurs et hôtes.

### II.2.A.2) Suspicion d'effets à l'échelle populationnelle sur d'autres groupes taxonomiques

L'ESCO PPP a également établi une suspicion d'effet des PPP sur la dynamique des populations de producteurs primaires, de micro-organismes hétérotrophes, et de vertébrés terrestres. Ce caractère de suspicion de lien tient à des connaissances qui restent fragmentaires, basées sur des études expérimentales en conditions contrôlées, qui rendent difficile une généralisation et une extrapolation aux

effets à l'échelle populationnelle. Concernant les producteurs primaires et microorganismes hétérotrophes, ce sont les herbicides qui, par leur mode d'action, ont un impact et contribueraient au déclin observé. Les inhibiteurs de photosynthèse sont les substances les plus nocives pour la biomasse, des plantes supérieures aux lichens, micro-algues et cyanobactéries terrestres et aquatiques.

### II.2.A.3) Effets négatifs de l'accumulation de cuivre dans les sols

Le cuivre est utilisé en AC et en AB, mais ne figure pas sur la liste des produits de biocontrôle pour cause de toxicité environnementale. Les apports de cuivre peuvent induire une accumulation et une contamination du milieu, entraînant une exposition prolongée des organismes qui y vivent. Cette contamination impacte la biodiversité à travers des effets sur les communautés microbiennes phototrophes et hétérotrophes ainsi que sur les invertébrés terrestres et aquatiques (Mamy et al., 2022).

Étant donné la sensibilité du sujet « cuivre », pour l'AB, nous nous permettons de retranscrire l'analyse issue de l'ESCo « PPP » concernant une controverse scientifique suite à l'article de (Karimi et al., 2021) sur l'évaluation de l'écotoxicité du cuivre. Ces auteurs indiquent une réduction de l'activité microbienne de 30% lorsque le cuivre est apporté à la dose annuelle de 400 kg par hectare et la réduction de 50% de la respiration microbienne dans les sols ayant reçu la dose annuelle de 200 kg par hectare. Sur la base de ces observations, les auteurs ont suggéré qu'appliquer le cuivre à  $4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ , soit **la dose recommandée par la Commission Européenne, ne devrait pas modifier de manière substantielle la qualité biologique des sols viticoles**. Cette conclusion a été contestée par (Imfeld et al., 2021) qui la considèrent invalide au titre de la non-prise en compte des variables locales rencontrées dans les vignobles telles que i) le niveau initial de contamination des sols au cuivre, estimant que 70% des vignobles européens avaient déjà des teneurs en cuivre total supérieures à  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , ou ii) leur pH, qui influence grandement la spéciation du cuivre dans les sols et donc son écotoxicité vis-à-vis des organismes qui y vivent. En réponse, (Karimi et al., 2021) ont précisé qu'effectivement le risque écotoxicologique causé par le cuivre dépendait de la dose appliquée, de la quantité de cuivre déjà présente dans les sols et de paramètres physicochimiques des sols tels que le pH et la matière organique qui influencent la biodisponibilité du cuivre. Ils indiquent de nouveau que sur la base des études existantes, sur le court terme l'apport de cuivre à la dose annuelle autorisée de  $4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  n'aurait pas d'impact sur la qualité du sol mais **ils soulignent le manque d'informations scientifiques pour documenter l'effet sur le long terme de l'application répétée dans les vignobles de cuivre à la dose autorisée par la Commission Européenne**, rejoignant ainsi les éléments mis en avant par (Imfeld et al., 2021).

L'ESCo « PPP » mentionne également que la phytotoxicité du cuivre et ses effets sur le biote et le sol peuvent affecter le fonctionnement des agrosystèmes en favorisant par exemple la résistance de souches bactériennes au produit (Lamichhane et al., 2018). La diversité fonctionnelle des sols diminuerait avec l'augmentation de la teneur en cuivre (Mir et al., 2021). Les effets sur d'autres groupes biologiques restent à ce jour relativement peu étudiés (Mamy et al., 2022).



#### II.2.A.4) Effets partiellement documentés des substances naturelles

L'ESCo « PPP » indique que si de la littérature existe sur l'impact environnemental des PPP dits « conventionnels », **les données sont plus fragmentaires pour les produits utilisés en AB**, excepté pour le cuivre, et sont quasi inexistantes pour les produits de biocontrôle.

**Concernant les substances naturelles, les quelques résultats existants indiquent que si la plupart d'entre elles présentent une faible écotoxicité, d'autres (abamectine ou spinosad) ont une toxicité équivalente ou supérieure à celle de leurs homologues de synthèse** (Leenhardt et al., 2023). Une méta-analyse de (Botina et al., 2020) a mis en évidence que le spinosad a des effets létaux sur les larves et adultes des abeilles sauvages, plus marqués que d'autres pesticides. Selon l'ESCo, ces quelques résultats existants ont montré que certains produits de biocontrôle ayant été autorisés (abamectine) ou actuellement autorisés en AB peuvent être persistants dans l'environnement (huile de paraffine, spinosad, *Bacillus thuringiensis*). Si ces composés sont très rarement recherchés dans le milieu, d'autres y sont naturellement présents ce qui complique une distinction selon l'origine. L'ESCo « PPP » conclut à un besoin de recherche sur les produits de biocontrôle.

#### II.2.B. Effets positifs de la fertilisation organique

Bien qu'ayant des effets généralement positifs (abondance et croissance) sur certains organismes du sol et sur la croissance **des plantes** adaptées à une forte disponibilité d'éléments minéraux, l'augmentation de la fertilisation a un effet négatif sur la richesse spécifique et l'abondance totale de la majorité des groupes taxonomiques (Burel et al., 2008). En modifiant l'environnement édaphique, la fertilisation impacte i) la biodiversité des organismes du sol, ii) la biodiversité des organismes liés au statut nutritionnel des plantes donc la chaîne trophique et iii) la sélection d'espèces végétales nitrophiles. Si la fertilisation azotée est considérée comme l'un des principaux facteurs responsables de la diminution de la richesse spécifique des plantes dans les parcelles et dans les bordures adjacentes, les apports sous forme organique ont des effets plus nuancés (Burel et al., 2008).

**Peu de travaux documentent l'effet de la fertilisation sur la faune épigée.** L'une des rares études est une étude expérimentale conduite en Suède, qui montre que la nature et la qualité des apports organiques peuvent modifier les chemins trophiques par lesquels l'énergie remonte jusqu'aux prédateurs (Riggi and Bommarco, 2019). En situation de fertilisation minérale, la biomasse végétale bénéficie des apports et favorise une cascade trophique plutôt ascendante, c.a.d que des interactions sont perceptibles sur des groupes herbivores puis par des prédateurs. En situation de fertilisation organique, les apports sont principalement bénéfiques à la faune détritivore puis par cascade trophique descendante aux prédateurs arthropodes.

La synthèse de l'effet de 4 pratiques agricoles à partir des données acquises sur les essais longue durée conduits en Chine et en Europe, montre que sur la durée, l'ajout de matière organique est le paramètre qui a la plus forte influence positive sur la qualité des sols<sup>13</sup>, l'effet étant le plus marqué sur l'abondance des **vers de terre** (Bai et al., 2018). Une variabilité est observée selon la forme de l'apport organique ; les

---

<sup>13</sup> Dans cette étude, la qualité des sols est évaluée par 6 indicateurs : teneur en matière organique des sols, pH, stabilité des agrégats, capacité de rétention de l'eau et l'abondance des vers de terre.

effets étant les plus marqués pour le compost que le fumier ou le lisier. Des résultats similaires sont observés sur les communautés de nématodes.

De manière générale, la fertilisation minérale ou organique a un effet positif sur l'abondance et la richesse spécifique des **nématodes** (Liu et al., 2016). Par rapport à une fertilisation exclusivement minérale, la fertilisation organique a un effet positif sur l'abondance totale des nématodes (+69,8%) (Liu et al., 2016; Puissant et al., 2021) ainsi que sur la richesse spécifique (+8,7%) (Liu et al., 2016). Des doses d'azote élevées ont par contre un effet négatif sur la richesse spécifique, elles tendent à favoriser l'abondance des nématodes herbivores au détriment d'autres populations, suggérant un déséquilibre du réseau alimentaire (Liu et al., 2016). La fertilisation organique ou une utilisation couplée organique/minérale a un effet positif important sur l'abondance d'autres groupes trophiques (bactériovores, prédateurs, fongivores), favorisant une communauté plus structurée (Puissant et al., 2021). Les formes organiques riches en carbone (résidus de cultures pailleux) ont les effets les plus positifs sur l'abondance et la richesse des nématodes (Liu et al., 2016).

Concernant la biodiversité **microbienne** des sols, la fertilisation exclusivement organique a des effets bénéfiques positifs sur l'abondance des groupes bactériens et fongiques (Morugán-Coronado, 2022). Par rapport à une situation fertilisation minérale, (Luo et al., 2018) ont montré une abondance microbienne (carbone et azote de la biomasse microbienne) ainsi qu'une activité enzymatique du microbiome du sol plus importantes (Luo et al., 2018). Sur des jeux de données plus limités, (Bebber and Richards, 2022) n'observent pas d'impact significatif de la forme de fertilisation sur la diversité taxonomique microbienne des sols (bactéries et archées), bien que les auteurs relèvent une diversité observée en moyenne plus élevée mais non significative dans les traitements recevant un apport organique.

### II.2.C. Effets négatifs de l'intensité de travail du sol

Le travail du sol est l'intervention agricole qui a le plus d'influence sur la structure du sol et donc sur la biodiversité du sol (Betancur-Corredor et al., 2022). Les interventions mécaniques peuvent avoir un effet direct sur certaines populations lors du passage de l'outil, ou indirect par la modification des conditions trophiques et microclimatiques, qui entraînent une modification de la structure des communautés (Burel et al., 2008).

Bien que nous n'ayons pas identifié d'études permettant de différencier le type et la fréquence d'interventions mécaniques sur des parcelles en AB par rapport à AC, il est plus difficile sur le plan agronomique d'assurer une gestion des adventices en AB, par l'absence d'application d'herbicides. Par ailleurs la réduction du travail en AB, précisément la suppression du retournement profond des horizons (>25cm) du sol, entraîne des pertes de rendements par la réduction de la minéralisation de l'azote et l'augmentation de la pression des adventices (Cooper et al., 2016).

Plusieurs méta-analyses ont évalué les effets de l'intensité du travail du sol sur la faune des sols. La plupart du temps, cette intensité de travail est déclinée selon trois catégories :

- ▶ « **Conventionnal tillage** », des systèmes qui pratiquent un travail du sol profond (15-30 cm dans (Müller et al., 2022) ; supérieur à 20 cm dans (Morugán-Coronado, 2022) avec retournement des horizons) ;
- ▶ « **Reduced tillage** », des systèmes dont l'intensité du travail du sol est très variable mais sans retournement ;
- ▶ « **No till** », des systèmes sans décompactage, ni mélange, ni retournement.

Dans certains cas, des modalités intermédiaires sont précisées (Briones and Schmidt, 2017; Müller et al., 2022).

La méta-analyse de (Christel et al., 2021) a montré que **le travail du sol a un impact sur les différentes communautés présentes dans les sols, avec un impact plus fort sur la macrofaune.**

Les **vers de terre** représentent le groupe taxonomique le plus largement étudié. Dans les sols des zones tempérées chaudes, (Briones and Schmidt, 2017) ont montré qu'une diminution de l'intensité de travail du sol augmente la densité des espèces épigées (vivant à la surface du sol) et anéciques (vivant dans des galeries verticales), et dans une moindre mesure des vers endogés. Des résultats similaires ont été observés sur un jeu de données uniquement composé de parcelles conduites en AB, le caractère de non-retournement lors du passage mécanique semble avoir l'effet le plus positif sur les vers de terre (Moos et al., 2017). Les données issues des essais de longue durée en Europe et en Chine ont également montré que la technique du non-labour a un effet positif sur les populations de vers de terre par rapport à un travail du sol conventionnel (tel que défini précédemment). Cependant, cette étude a également montré que cet effet n'est pas systématique, notamment dans le cas d'une utilisation conjointe d'herbicides et de pesticides sur le long terme (Bai et al., 2018).

Chez les **arthropodes**, la réduction de l'intensité du travail du sol entraîne une augmentation significative de la densité totale des collemboles et des acariens, sans toutefois avoir d'effets sur la richesse spécifique de ces groupes (Betancur-Corredor et al., 2022). Concernant les carabes, (Müller et al., 2022) ont montré qu'une plus grande intensité du travail du sol tend à avoir un effet négatif sur l'abondance, la richesse et la diversité des arthropodes, bien que les résultats soient très variables selon les taxons. Selon leurs caractéristiques, les espèces peuvent être plus ou moins sensibles à des effets indirects du travail du sol (modification des conditions d'habitat ou de la disponibilité alimentaire).

L'impact d'un travail du sol conventionnel (tel que défini précédemment) a un effet négatif sur la maturité et la structure de la communauté de **nématodes** et sur l'abondance de certains groupes fonctionnels, en particulier les nématodes omnivores (Betancur-Corredor et al., 2022; Puissant et al., 2021). Les effets du travail du sol sur la **microfaune** et la **mésafaune** ont été étudiés par (de Graaff et al., 2019), qui ont révélé une forte variabilité des réponses au sein des groupes taxonomiques de la faune du sol, avec un effet positif sur les bactéries et la faune du sol, mais pas d'effet sur leur diversité fongique et fonctionnelle. La réduction de l'intensité de travail du sol a un effet positif sur l'abondance microbienne, fongique et bactérienne, tandis que l'absence de travail du sol ne semble avoir un effet positif uniquement sur l'abondance des organismes fongiques (Morugán-Coronado, 2022).

## II.2.D.Effets positifs de la diversification végétale à l'échelle de la parcelle

L'Expertise Scientifique Collective conduite par INRAE en 2022 « Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles » (« ESCo Diversification » par la suite) avait pour objectif principal de dresser une synthèse des connaissances internationales disponibles pour évaluer dans quelle mesure la diversité de la végétation présente dans les parcelles et les paysages agricoles peut contribuer à la régulation naturelle des bioagresseurs et ainsi constituer un levier de gestion alternatif aux méthodes actuellement majoritaires basées sur l'utilisation de pesticides de synthèse (Tibi et al., 2022). Dans sa revue des connaissances disponibles, cette ESCo traite du lien entre diversification végétale et biodiversité associée ; le terme « **diversification végétale** » renvoie à l'action volontaire d'augmenter le niveau de diversité végétale dans la parcelle et/ou le paysage. Il est à différencier de « **la diversité végétale** », qui

désigne le niveau de diversité végétale sans considérer l'origine de cette dernière. La diversification végétale des espaces agricoles peut être gérée à différentes échelles :

- ▶ La diversité **intra-spécifique de la culture**, par utilisation de mélanges variétaux ou de variétés dites hétérogènes (paysannes, traditionnelles).
- ▶ La diversité **interspécifique**, par les associations de cultures, la présence de plantes de service au sein des parcelles, ou l'agroforesterie.
- ▶ La diversité **temporelle** de la végétation cultivée, par les rotations.
- ▶ La diversité de la **végétation semi-naturelle du paysage**, par l'implantation de haies, bosquets, ou de prairies permanentes. Cette échelle de gestion de la diversité sortant de l'échelle de la parcelle agricole, ses effets sur la biodiversité sera traitée dans la section II.3.

L'ESCo Diversification conclut à un effet positif de la diversification végétale sur la biodiversité associée aux agrosystèmes, quelles que soient les modalités de diversification végétale explorées (Tibi et al., 2022). Sur la base de la méta-synthèse de (Beillouin et al., 2021), l'ESCo Diversification conclut **que toutes les formes d'associations d'espèces à l'échelle des parcelles agricoles sont associées à un niveau de biodiversité significativement plus élevé qu'en système moins diversifié, à l'exception des mélanges variétaux** (Figure 10).

Parmi les cinq stratégies de diversification végétale décrites dans cette méta synthèse, **l'agroforesterie**<sup>14</sup> est associée aux plus fortes augmentations de la biodiversité associée (+61% ; [26%, 105%]). Bien que la diffusion de cette pratique en France reste confidentielle en AB comme en AC (3000 ha implantés en France depuis 2010 selon Dubois, 2016), 50% des surfaces en agroforesterie sont implantées sur des parcelles certifiées en AB (Balny et al., 2015).

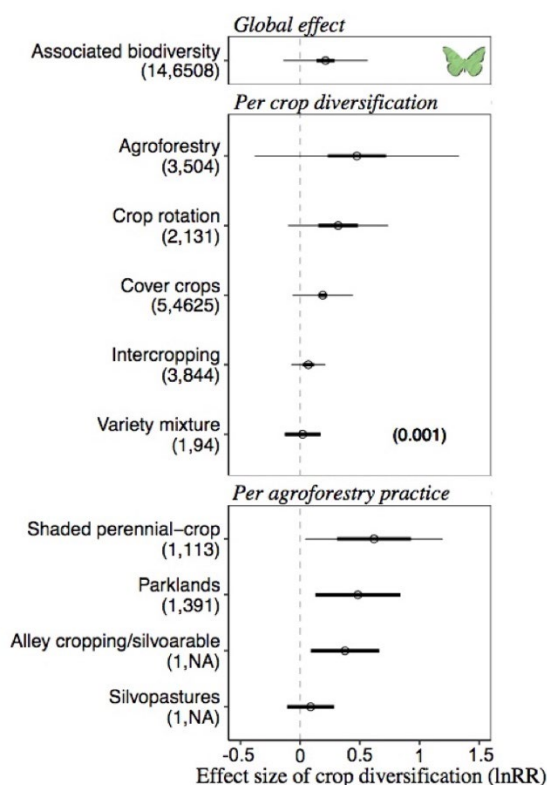


Figure 10 : Taille d'effets de cinq stratégies de diversification végétale sur la biodiversité associée (Beillouin et al., 2021). Les résultats sont présentés toutes stratégies confondues (Global effect), pour chacune des cinq stratégies séparément, et pour certaines pratiques agroforestières. Le nombre de méta-analyses et de données sont affichés entre parenthèses sous chaque catégorie (NA indique l'absence de données dans les méta-analyses).

<sup>14</sup> Dans cette étude, le terme agroforesterie correspond à des **systèmes agroforestiers intra-parcellaires (dits modernes)**

**Les rotations et l'insertion de couverts végétaux en interculture** sont associées à des bénéfices pour la biodiversité (respectivement +37%, [16%, 62%] et +21%, [17%, 25%]) ainsi que, dans une moindre mesure (augmentation moyenne de 7% de la biodiversité ; [3%, 12%]), les cultures associées ou en relay (Tibi et al., 2022). Le rapport de l'ESCo « Diversification » souligne également « **le constat selon lequel les rotations en AB sont souvent plus diversifiées que celles en production conventionnelle** » (Tibi et al., 2022). Les travaux de (Barbieri et al., 2017) ont mis en évidence des différences significatives entre les rotations pratiquées en AB et celles pratiquées en AC, en Europe et Amérique du Nord. Les rotations de cultures en AB sont globalement plus longues et d'une composition différente. Elles se distinguent par des fréquences plus importantes d'intercultures, de cultures associées et de cultures pluriannuelles dans les rotations (Figure 11). En Amérique du Nord, (Lancaster and Torres, 2019) s'appuient sur une enquête menée auprès de 1559 producteurs de fruits et légumes et montrent également que la diversification est favorisée par le fait de produire en AB.

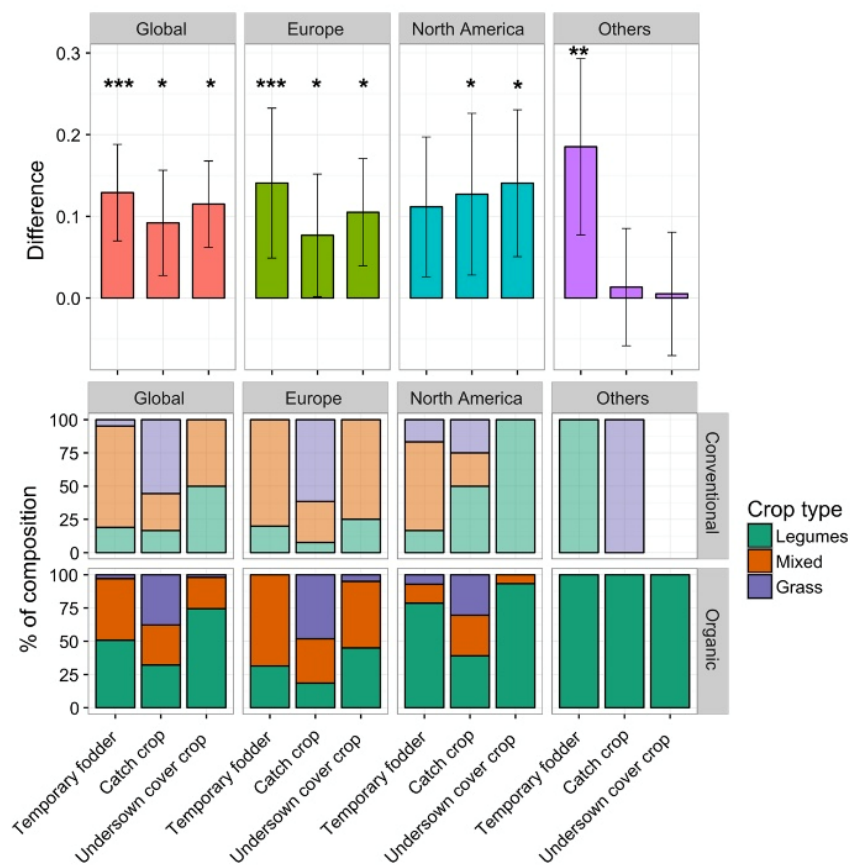


Figure 11 : Différences de rotations AB et AC à l'échelle mondiale et par région (Europe, Nord Amérique et autres régions). Partie supérieure : Différences exprimées en % dans la longueur totale de la rotation des prairies temporaires, couverts, et de couverts semés non récoltés. Partie inférieure : contribution des différentes catégories de cultures (graminées, mélanges, légumineuses) dans les rotations conventionnelles et biologiques à l'échelle mondiale et par région (Europe, Amérique du Nord et autres régions). (Source : (Barbieri et al., 2017)).

Concernant les **mélanges variétaux**, le nouveau règlement européen AB (2018/848) intègre deux types de matériel génétique caractérisés par une grande hétérogénéité génétique : i) le Matériel Biologique Hétérogène (MBH), dans l'objectif de faciliter la diffusion des variétés traditionnelles ou paysannes par l'accès à la commercialisation sous respect de différents critères (traçabilité et étiquetage des lots, qualité des semences) ii) Les Variétés Biologiques Adaptées à la Production Biologique (VBAPB), pour faciliter l'ouverture au Catalogue et donc à des variétés présentant des caractéristiques recherchées par les agriculteurs, les transformateurs et les consommateurs de produits biologiques. Selon (Beillouin et al., 2021), cette stratégie de diversification végétale ne présente pas d'effet significatif sur la biodiversité (+2%, [-12%, 18%]), elle est également moins documentée dans la littérature (1 méta analyse, 22 comparaisons).

### II.3. Effets de la structure du paysage sur la biodiversité

La littérature montre un effet positif de l'AB sur la biodiversité à différentes échelles spatiales, *i.e.* parcelle, exploitation, paysage (Tuck et al., 2014). Cependant, la quantification des effets de l'AB sur la biodiversité varie selon ces échelles d'étude (*parcelle, exploitation, paysage*) (Bengtsson et al., 2005; Lichtenberg et al., 2017; Martin et al., 2016). Par exemple, (Schneider et al., 2014) ont mis en évidence un **effet positif maximal de l'AB sur la richesse spécifique de plusieurs taxons à l'échelle de la parcelle agricole (+10,5%), un effet positif mais moindre à l'échelle des fermes (+4,6%) et de la région (+3,1%)** à partir de relevés issus de plus de 200 fermes en Europe et en Afrique du Nord.

Ces deux dernières échelles, exploitation et paysage, sont des échelles qui intègrent une diversité de surfaces productives et de surfaces non productives, telles que les **bordures de parcelles ou des haies particulièrement favorable à la biodiversité**. (Jeanneret et al., 2021) ont montré qu'en moyenne, **49% (30 à 60%) de la richesse spécifique présente dans les fermes** (plantes vasculaires, araignées, vers de terre, abeilles) **est uniquement présente dans ces habitats**, et 25% de la richesse spécifique est observée à la fois dans les parcelles cultivées et dans ces habitats naturels (Figure 12).

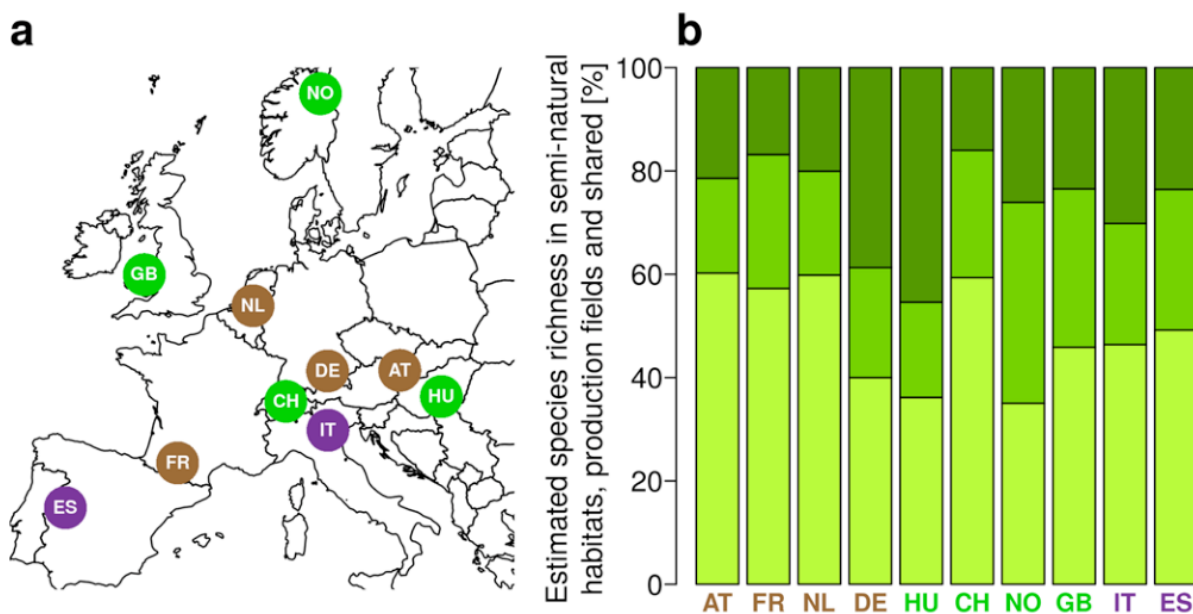


Figure 12 : **Importance des éléments semi-naturels pour la biodiversité pour 10 régions agricoles européennes** (Jeanneret et al., 2021). a) localisation des régions étudiées (la couleur renseigne les cultures dominantes dans ces régions marron : grandes cultures ; polyculture élevage et horticulture ; vert clair : prairies ; violet : cultures permanentes) b) proportions des espèces de différents groupes (plantes vasculaires, vers de terre, araignées, abeilles) inféodées aux éléments semi-naturels (vert clair), aux éléments semi naturels et aux parcelles cultivées (vert intermédiaire) et inféodées aux parcelles cultivées (vert foncé).

### II.3.A. Effet de l'hétérogénéité du paysage sur la biodiversité

L'évaluation de l'effet de la structure du paysage<sup>15</sup> sur la biodiversité dépend de la manière de représenter ce paysage. Le plus souvent, les paysages sont représentés en dissociant les éléments semi-naturels (ESN) (habitats) des espaces cultivés (matrice), les premiers étant plus favorables à la biodiversité que les seconds. En utilisant ce type de représentation, de nombreuses études ont montré l'effet positif de l'augmentation de la quantité de milieux semi-naturels au sein des paysages agricoles sur le nombre d'espèces et l'abondance des individus mesurés dans les parcelles agricoles (voir Tscharrntke et al., 2021) pour une synthèse).

Les travaux récents en écologie du paysage ont cependant montré que la représentation du paysage sous la forme habitat/matrice occulte l'hétérogénéité de cette matrice, *i.e.* l'hétérogénéité des cultures, et conduisent à sous-estimer le rôle de cette hétérogénéité pour la biodiversité à cette échelle (Figure 13). De façon générale, l'hétérogénéité des paysages peut être décrite selon deux composantes :

- ▶ **L'hétérogénéité de composition**, chaque catégorie de couvert, culture et élément semi-naturel, ayant des propriétés distinctes et un rôle propre sur la biodiversité ;
- ▶ **L'hétérogénéité de configuration**, la distribution spatiale de ces couverts, qui peut être approchée par la taille des parcelles et/ou des patches de milieu semi-naturel.

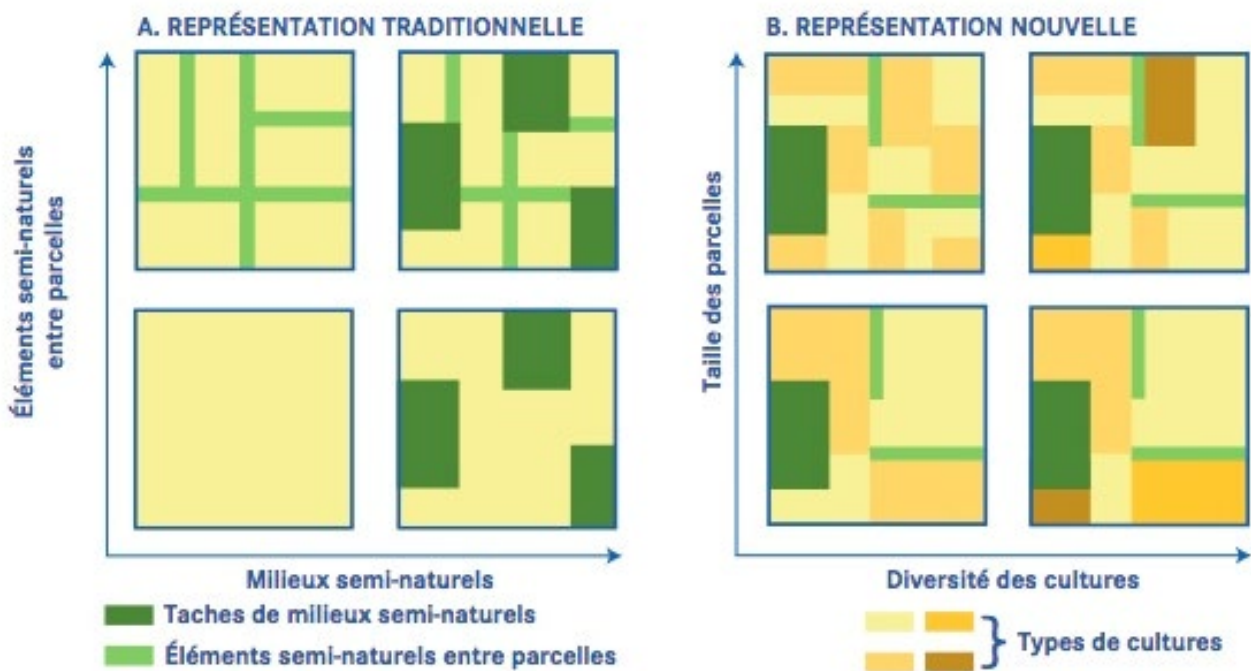


Figure 13 : Représentations schématiques de paysages agricoles hétérogènes (A) traditionnelle, illustrant le rôle des espaces et éléments linéaires semi-naturels, et (B) alternative, considérant le rôle de la diversité des cultures et de la taille des parcelles (Source : Sirami et al., 2019, adapté de Fahrig et al., 2011)

<sup>15</sup> Est entendu par « paysage », l'ensemble composé des parcelles et des milieux semi-naturels d'une ou de plusieurs exploitations dans un rayon allant généralement de 250m à 5km autour d'un point donné. La notion d'échelle paysagère dépend des organismes auxquels on s'intéresse et de leur capacité de dispersion.

On peut faire l'hypothèse que l'augmentation de l'hétérogénéité des paysages a un effet positif sur la richesse des espèces mesurée à l'échelle du paysage (diversité gamma) pour deux raisons : 1) chacun des couverts héberge des groupes d'espèces différents, et 2) la proximité spatiale de couverts distincts favorise d'autres espèces qui dépendent de plusieurs habitats et/ou qui ont besoin de se déplacer dans le paysage. Cette hypothèse sur la relation entre hétérogénéité et biodiversité peut être appliquée soit à l'ensemble des couverts au sein du paysage, soit à sa partie cultivée.

Sirami et al. (2019) ont étudié les effets de l'hétérogénéité spatiale de la mosaïque des cultures sur la diversité de différents groupes taxonomiques (plantes, araignées, carabidés, abeilles, syrphes, papillons, oiseaux) dans plus de 400 paysages de grandes cultures situés le long de deux gradients indépendants d'hétérogénéité de composition et d'hétérogénéité de configuration des cultures, en Europe et Amérique du Nord. Ces travaux ont mis en évidence l'importance de l'hétérogénéité des cultures pour la diversité multi-trophique des paysages agricoles : **l'effet du maintien ou de l'augmentation de l'hétérogénéité des cultures est susceptible d'être aussi important que l'effet du maintien ou de l'augmentation de la quantité d'éléments semi-naturels au sein des paysages.** Par exemple, 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. L'effet de la taille des parcelles sur la biodiversité est particulièrement important dans les paysages avec une faible proportion de milieux semi-naturels. À l'inverse, l'effet de la diversité des cultures est particulièrement important dans les paysages avec une forte proportion de milieux semi-naturels.

Les paysages étudiés par (Sirami et al., 2019) ne disposant pas suffisamment de parcelles AB, l'effet de la présence de parcelles conduites en AB dans ces paysages n'a pas pu être intégré dans l'analyse. Il n'a pas été identifié d'études permettant de quantifier les poids relatifs de l'hétérogénéité spatiale et de l'intensité des pratiques agricoles des parcelles agricoles composant ces paysages.

### II.3.B. Contributions de l'AB aux composantes de la structure du paysage

La réglementation européenne AB ne contraint ni la provision ni le maintien d'habitats et de refuges dans les espaces agricoles, et ne dispose pas de critères explicites incitant à augmenter l'hétérogénéité des espaces agricoles. Compte tenu des apports de ces récentes études sur l'effet important de l'hétérogénéité du paysage sur la biodiversité à l'échelle paysagère, cette section discute plusieurs hypothèses relatives à la contribution de l'AB à cette hétérogénéité des paysages agricoles.

Peu d'études se sont attachées à caractériser des différences de surfaces consacrées aux éléments semi-naturels dans les fermes AB et AC, et les études disponibles montrent des résultats divergents. Par exemple en Angleterre, (Gibson et al., 2007; Norton et al., 2009) ont montré une plus grande part d'éléments semi-naturels dans la SAU des fermes AB par rapport aux fermes AC. En revanche, (Schneider et al., 2014) concluent à une absence de différences de type d'élément semi-naturel ou de leur proportion dans un échantillon de 204 fermes AB et AC étudiées en Europe et en Afrique. Lors d'une enquête sociologique auprès des agriculteurs planteurs de haies en Bretagne, (de Menthère et al., 2023; Marie and Darrot, 2021) ont mis en évidence une surreprésentation des producteurs en AB (45%) par rapport à leur proportion dans la population agricole bretonne (13%). Les auteurs concluent qu'en moyenne, les agriculteurs AB plantent davantage de mètres linéaires que les agriculteurs AC au cours de leur carrière, et ce quelle que soit leur spécialisation (à l'exception de l'OTEX porcin) (Figure 14). Les résultats sont donc divergents selon les études, il n'a pas été identifié à ce jour d'étude qui évalue la quantité d'éléments semi-naturels dans les fermes en AB et AC à l'échelle nationale. Prenant l'exemple des haies en France



métropolitaine, leur densité est fortement variable selon les territoires (Figure 15), et donc des influences de l'historique, de contraintes géographiques, ou de la prédominance de certaines productions au sein des territoires.

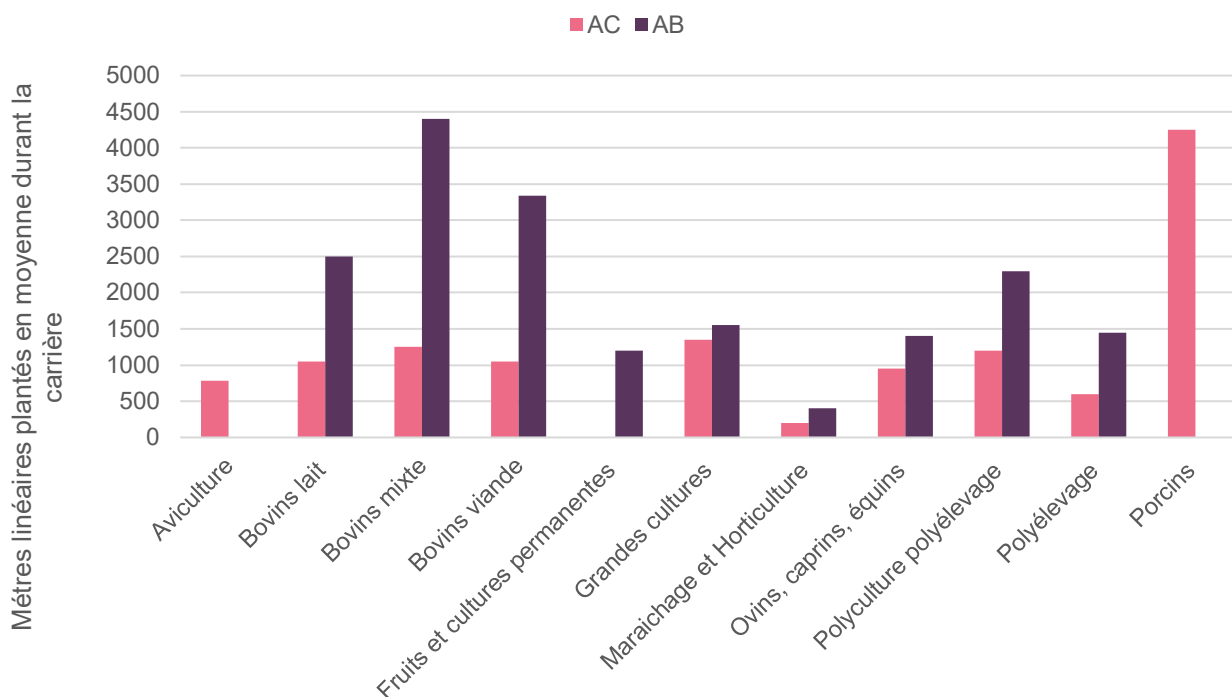


Figure 14 : Nombre de mètres linéaires plantés en moyenne durant la carrière de l'agriculteur en fonction de l'OTEX et du mode de production (Marie and Darrot, 2021)<sup>16</sup>

Également, il n'a pas été identifié de travaux portant sur la caractérisation de **l'hétérogénéité de configuration** selon le mode de production. La caractérisation des parcelles agricoles de métropole sur la base du RPG 2016 par (Puech and Mignolet, 2022) a montré que leur taille et leur forme varient selon le type d'occupation du sol (des parcelles à contour simple sont préférentiellement combinées à des surfaces assolées), et présente une forte hétérogénéité territoriale (certains formes sont spécifiques à certains territoires spécialisés, par exemple les zones d'estives ou les plaines céréalières du nord de la France). Ces travaux ont montré l'adaptation de la morphologie des parcelles aux activités agricoles, dont la mécanisation, mais aussi l'impact des politiques publiques historiques, dont le remembrement.

<sup>16</sup> En porcin, la valeur AC est particulièrement élevée et est expliquée par la présence d'un éleveur déclarant avoir planté 21 km de haies sur une propriété de 175ha de SAU.

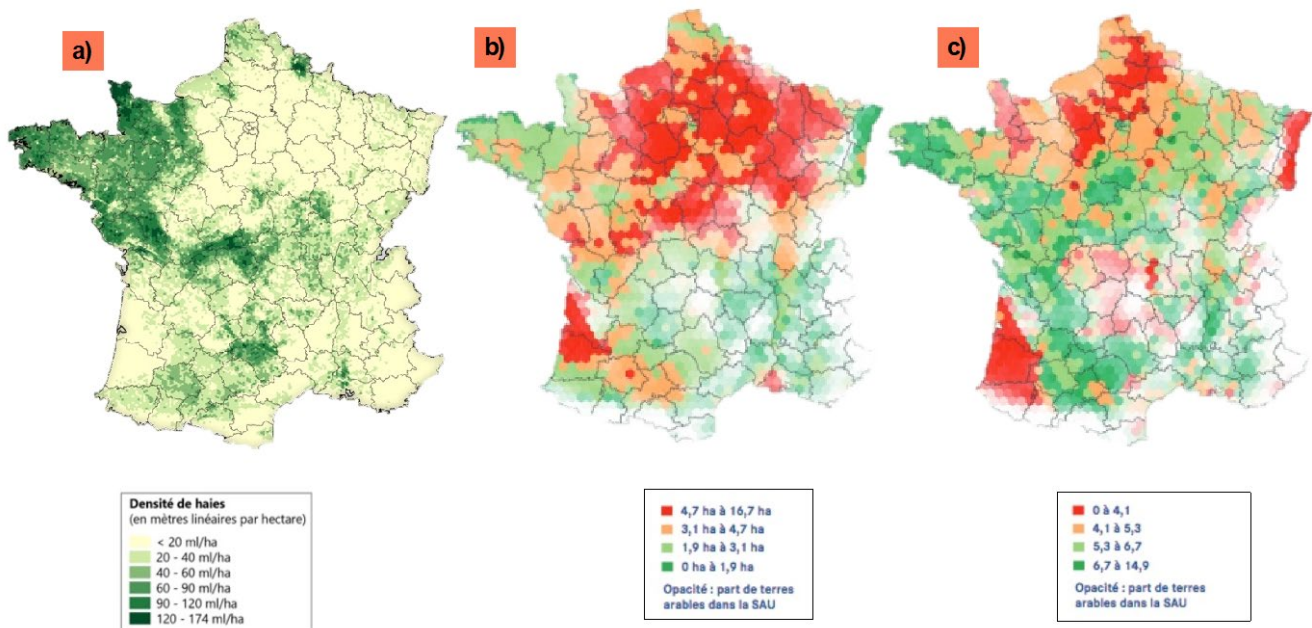


Figure 15 : Variations géographiques de (a) la densité de haies en France métropolitaine (Preux, 2021), (b) la taille moyenne des parcelles de terres arables (Sirami and Midler, 2021) et (c) la diversité des cultures arables par exploitation (indice de Simpson) (Sirami and Midler, 2021). La carte de la densité de haies est obtenue à partir des linéaires de haies recensés dans le dispositif national de suivi du bocage, agrégées par maille hexagonale de 2165 hectares. La taille moyenne des parcelles est calculée par maille de 350km<sup>2</sup>. La diversité des cultures est calculée selon l'indice de Simpson par exploitation qui s'apparente à une moyenne du nombre de cultures par exploitation, pondérée par les surfaces. Concernant les cartes b) et c) : i) Les données proviennent des données PAC, ASP 2018 ii) plus une cellule est opaque, plus la part de terres arables dans la SAU de la maille est élevée.

Au-delà d'une approche quantitative d'éléments semi-naturels dans les paysages, **plusieurs études mettent en évidence des différences de qualité de ces habitats semi-naturels en fonction du mode de production**, sans que toutefois les études convergent. La qualité des habitats est influencée par les pratiques agricoles sur les parcelles adjacentes, notamment par des effets de dérive ou de ruissellement des polluants<sup>17</sup>. Au Danemark, une étude a montré un effet positif de l'AB sur la diversité spécifique des plantes dans les haies en bordure de grandes cultures, par rapport à une conduite AC (Aude et al., 2003). En France, les premiers résultats du suivi des Effets Non Intentionnels (ENI) des pesticides sur 500 parcelles agricoles ont montré une flore plus diversifiée en espèces en marge des parcelles conduites en AB et une présence accrue d'espèces associées à des habitats non perturbés (Andrade et al., 2021; Fried et al., 2018). En revanche, les travaux de (Schneider et al., 2014) précédemment évoqués sur 204 fermes dans 12 régions agricoles ne détectent pas d'effet du mode de production sur la richesse spécifique dans les éléments semi-naturels présents dans les fermes, pour différents groupes taxonomiques (plantes, vers de terre, araignées ou abeilles). Dans cette étude, les éléments semi-naturels les plus fréquemment observés sont des bandes herbeuses ou arbustives le long des champs ou des bords de l'eau, dont des chemins d'accès aux parcelles. En Allemagne, (Schöpke et al., 2023) ont montré une plus grande diversité végétale

<sup>17</sup> Également par la gestion et l'entretien de ces infrastructures ; ce dernier paramètre n'a pas été investigué mais ne ressort pas dans les études comparatives AB/AC.

dans les prairies adjacentes à des parcelles cultivées en AB par rapport à des prairies adjacentes à des parcelles conduites en AC, et ce jusqu'à 50m à l'intérieur des prairies.

Enfin, concernant **l'hétérogénéité de composition de la mosaïque cultivée**, compte tenu de la diversification végétale observée à l'échelle de la parcelle, plus fréquemment observée en AB dans le cas des grandes cultures (voir section 2.2.4.2), il est possible d'émettre l'hypothèse que des différences de rotation ont une incidence sur la diversité des assolements et donc, une contribution de l'AB à **l'hétérogénéité de composition de la mosaïque cultivée**.

### II.3.C. Influence de la complexité de la structure du paysage sur la quantification des effets de l'AB

#### II.3.C.1) L'hypothèse de complexité intermédiaire

Plusieurs hypothèses tentent d'expliquer la variabilité des réponses des organismes selon la combinaison à la fois des pratiques et du contexte paysager. Parmi une diversité d'hypothèses formulées par (Tschardt et al., 2012), l'une d'entre elles, fréquemment citée, prédit un effet prépondérant des pratiques agricoles dans des paysages de complexité intermédiaire (Figure 16). Selon cette hypothèse, **les effets des pratiques sont les plus marqués dans des paysages présentant des niveaux intermédiaires de complexité** (ou d'hétérogénéité selon les travaux récents discutés précédemment). Dans des paysages trop simplifiés, les milieux semi-naturels sont trop peu nombreux pour permettre le maintien des populations, tandis que dans les paysages complexes, la présence de nombreux milieux semi-naturels permet de compenser l'effet des pratiques agricoles intensives. Par exemple, certains habitats semi-naturels à proximité des parcelles peuvent servir à la recolonisation de la parcelle par les ennemis naturels. Cette recolonisation nécessite donc un minimum d'habitats semi-naturels dans le paysage pour être efficace (Tschardt et al., 2012). Ainsi, l'effet de pratiques agricoles serait maximal dans un niveau intermédiaire de complexité de la structure du paysage.

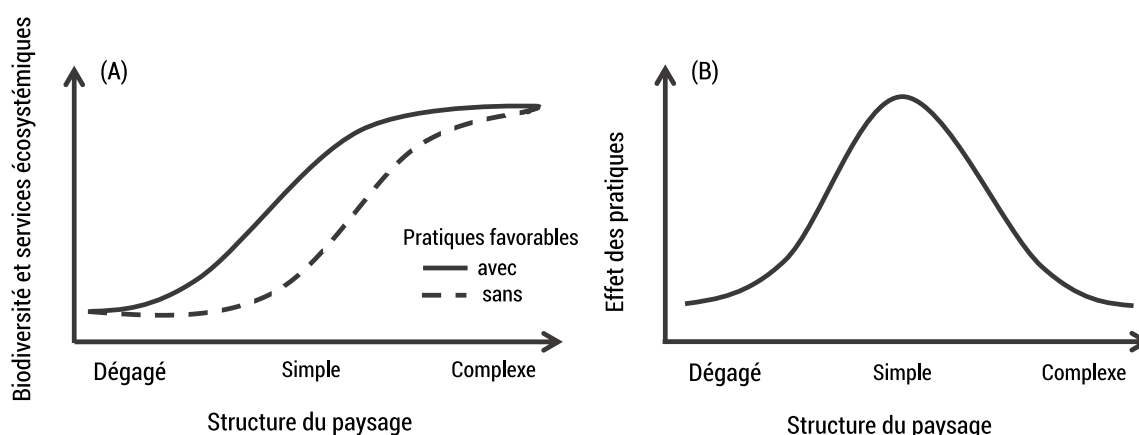


Figure 16 : Représentation schématique de l'hypothèse selon laquelle l'effet des pratiques sur la biodiversité est optimal dans un paysage de complexité intermédiaire (source : (Tschardt et al., 2012))

Selon une approche fonctionnelle de la biodiversité, Petit et al. (2020) quant à eux ont suggéré une hypothèse alternative qui prédit un effet perceptible du paysage seulement si les pratiques ne sont ni trop intensives, ni trop extensives dans les parcelles agricoles. L'utilisation importante de pesticides à l'échelle locale peut annuler les bénéfices potentiels des habitats semi-naturels sur la lutte biologique contre les ravageurs en réduisant les communautés d'ennemis naturels ou en diminuant leur proie. À l'inverse, si les pratiques agricoles sont très extensives elles permettent la présence d'ennemis naturels sans que l'effet du paysage soit perceptible sur ces populations.

**Ces hypothèses proposent une clé de lecture des effets combinés des pratiques agricoles et de la structure du paysage.** Elles expliqueraient par exemple l'absence d'effet de l'AB sur la biodiversité observée dans des fermes viticoles AB isolées dans un paysage agricole intensif (Brittain et al., 2010) ou encore l'effet moins important de l'AB sur la diversité des arthropodes dans des paysages simples (au sens "dégagé" sur figure ci-dessus) (Lichtenberg et al., 2017). A contrario, elles expliqueraient une compensation partielle des effets des pratiques AC dans des paysages complexes. Ainsi différents travaux ayant démontré un effet positif de l'AB sur la biodiversité plus important dans des paysages simplifiés, i.e. avec une proportion élevée de terres arables dans le paysage (Tuck et al., 2014), dans des régions avec une agriculture intensive<sup>18</sup> (Schneider et al., 2014) ou dans des paysages avec de grandes parcelles (Smith et al., 2020) par rapport à des paysages complexes.

### II.3.C.2) Influence variable selon la mobilité des espèces

**L'importance de la complexité du paysage sur la biodiversité peut varier selon les traits fonctionnels des espèces, notamment leur degré de mobilité** (Burel et al., 2008). Ainsi, on peut s'attendre à ce que les espèces peu mobiles soient principalement affectées par les pratiques agricoles locales (**Figure 17**). Plusieurs résultats sont cohérents avec cette hypothèse : l'effet limité du paysage sur la diversité des plantes en bordure de champs par rapport à l'effet des pratiques agricoles (Alignier et al., 2020), l'effet prédominant du travail du sol sur les vers de terre (Briones and Schmidt, 2017) ou des apports de matière organique sur les nématodes (Puissant et al., 2021). A l'inverse, la forte réponse des insectes volants ou de certains arthropodes au contexte paysager décrit par (Tscharntke et al., 2021), ou encore l'absence de réponse aux pratiques agricoles de mammifères (Gonthier et al., 2014) ou de la richesse spécifique d'oiseaux (Gabriel et al., 2010a) pourraient être expliqués être expliqué par la forte mobilité d'espèces appartenant à certains groupes taxonomiques. Les pollinisateurs sont en revanche un contre-exemple : espèces mobiles mais très sensibles à l'AB, par les ressources florales présentes dans les parcelles agricoles (Karp et al., 2018)

---

<sup>18</sup> Dose moyenne des apports N à l'échelle des régions

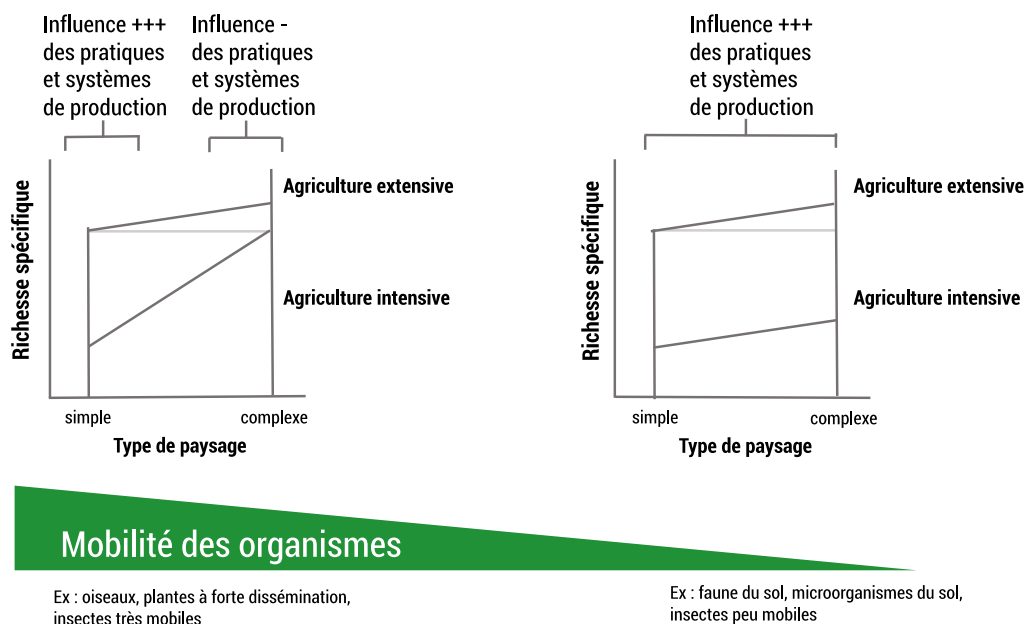


Figure 17 : Schématisation des effets de la complexité du paysage et du niveau d'intensification de l'agriculture sur la richesse spécifique à l'échelle du paysage, en fonction de la mobilité effective des organismes (Source : (Burel et al., 2008) adapté de (Roschewitz et al., 2005)).

### II.3.D.Effet de la part du paysage cultivé en AB

Une autre façon d'aborder la contribution de l'AB à l'échelle de régions agricoles consiste à étudier la réponse de certains taxons à la part de la surface AB cultivée dans ces espaces agricoles. **Pour certains taxons, la littérature montre un effet additionnel de l'AB quand la part des surfaces conduites en AB est importante dans le paysage.**

La proportion d'AB dans le paysage a un effet positif sur la diversité d'espèces de plantes dans les parcelles AB, dans les parcelles AC ainsi que dans les haies adjacentes aux parcelles AC. En Angleterre, (Gabriel et al., 2010b) ont montré une plus grande diversité d'espèces de plantes dans des parcelles conduites en AB dans des paysages où l'AB est plus présente (17,4% de la surface) que dans des parcelles AB dans des paysages où l'AB est moins présente (1,4%). En France, les résultats issus de la zone atelier « Plaine et Val de Sèvre » ( 430km<sup>2</sup>) ont montré que la part d'AB dans le paysage (allant de 0 à 50% de la surface dans un paysage de 1 km de rayon) a non seulement une influence sur la diversité d'espèces mesurée dans les parcelles de blé d'hiver conduites en AB, mais aussi dans les parcelles AC ainsi que dans les haies adjacentes aux parcelles AC (Henckel et al., 2015). En revanche, l'abondance des plantes est principalement déterminée par les pratiques de gestion sur la parcelle (le fait que la parcelle soit conduite en AB ou en AC) (Petit et al., 2016). La diversité des espèces de plantes observée à une échelle locale dans les parcelles semble s'expliquer par l'effet positif des haies (dispersion locale) dont la diversité d'espèce est, elle, influencée par l'hétérogénéité du paysage (dispersion régionale), à laquelle contribue la part d'AB dans le paysage. Ces deux facteurs impliqués dans la dispersion d'espèces de plantes expliqueraient 41% de la variance d'espèces mesurées dans les parcelles agricoles, le reste de la variation étant expliqué par le filtre qu'exercent les pratiques agricoles dans les parcelles (Bourgeois et al., 2020).

**Certains arthropodes répondent favorablement à la proportion d'AB dans les paysages agricoles.**

En Suisse, (Rundlöf et al., 2008) ont étudié la réponse **des papillons** à ce paramètre au sein de huit paires de paysages, différenciés par la proportion de surface cultivée en AB ; allant de 3 à 16% de la SAU de paysage dans la première modalité et entre 30 et 90% de la SAU dans la seconde. Les auteurs ont observé une réponse positive de la richesse spécifique et de l'abondance de papillons sur les parcelles en AB, mais également au sein des parcelles AC dans les paysages ayant une part importante de la surface conduite en AB.

En Angleterre, (Gabriel et al., 2010b) ont montré **une réponse différenciée des espèces** selon la part de la surface du paysage cultivée en AB (faible : 1,4% (0,5%-3,3%) contre importante : 17,4% (8,9% - 36,8%)). Les espèces plus mobiles ont particulièrement réagi à la part d'AB dans le paysage, mais des processus différents selon les espèces sont impliqués. La part de la surface cultivée en AB dans le paysage a un effet positif sur l'abondance des papillons et des bourdons, par l'augmentation des ressources florales. L'abondance des syrphes adultes est plus importante dans des parcelles AC dans des paysages AB et les larves de syrphes plus présentes dans les parcelles AB, ce qui suggère un effet « débordement » depuis les parcelles AB vers les parcelles AC. La diversité d'oiseaux est plus élevée dans les parcelles AC, en particulier les espèces d'oiseaux spécialistes des milieux agricoles, ce qui pourrait être dû à d'autres facteurs (présence d'éléments semi-naturels, la présence dans les fermes AB de prédateurs lors de la nidification). Les auteurs mettent en évidence des niveaux de biodiversité équivalents au sein d'une ferme AC dans un paysage ayant une surface en AB "importante" (17,4%) et une ferme AB dans un paysage ayant une surface en AB « faible » (1,4%).

À l'inverse, dans un contexte de région viticole avec des pratiques AB caractérisées par un recours accru au désherbage mécanique de l'inter-rang, (Ostandie et al., 2021) ont montré que la part de surface en AB à l'échelle du paysage explique une partie de la variance observée sur les populations de carabes et de microarthropodes du sol ; une augmentation des surfaces en AB dans le paysage conduisant à une diminution de ces populations.

Une étude au Japon portant sur le suivi de 28 sites appariés AB/AC entre 2013 et 2015 a mis en évidence une richesse et une abondance plus élevées d'oiseaux d'eau dans des parcelles de riziculture situées dans des régions ayant une proportion plus élevée de parcelles biologiques (Katayama et al., 2019). Selon les auteurs, ces résultats traduisent l'importance de la disponibilité alimentaire à des échelles spatiales plus grandes que les champs individuels pour ces espèces d'oiseaux.

Ces résultats montrent que le développement des surfaces AB dans les paysages induit un effet additif de l'AB à l'échelle paysage sur certaines espèces. L'effet positif est démontré pour des espèces de plantes et de pollinisateurs, l'effet est plus nuancé pour d'autres espèces d'arthropodes et concernant les oiseaux, d'autres paramètres de l'hétérogénéité du paysage sont prédominants. **Ces résultats montrent également que des stratégies de conservation dans les paysages agricoles nécessitent une action concertée à des échelles plus larges que la parcelle ou de l'exploitation.**

## II.4. Effets de l'AB sur les services écosystémiques

La biodiversité joue un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes. Certaines de ces fonctions sont à l'origine de services écosystémiques. L'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) conduite par l'Inra a plus particulièrement mis en évidence le rôle clef de la nature et de l'organisation spatiale de la végétation dans la fourniture de tous les services à destination de l'agriculteur ou de la société. Parmi ces services figurent la régulation naturelle des bio agresseurs des cultures, la régulation de la qualité de l'eau ou encore celle du climat (voir Figure 2) (Therond et al., 2017).

### II.4.A. Effets positifs de l'AB sur la biodiversité fonctionnelle

Une méta-analyse conduite au niveau mondial a montré que l'AB a un effet positif sur les herbivores et les pollinisateurs et, dans une moindre mesure, sur les prédateurs et les producteurs (Tuck et al., 2014). En zone tempérée, (Smith et al., 2019) ont montré que l'AB a un effet positif sur l'abondance et la richesse spécifique de tous les groupes fonctionnels (ennemis naturels, pollinisateurs, producteurs), à l'exception de l'abondance et la richesse spécifique des décomposeurs, et de l'abondance des herbivores (**Figure 18**). Selon les auteurs, l'absence d'effet de l'AB sur les décomposeurs serait liée au fait que ces espèces animales vivent dans le sol, et donc davantage influencée par le contexte pédologique que par le mode de production. D'autres études ont également montré un effet positif de l'AB sur les ennemis naturels des ravageurs (Garratt et al., 2011). **Le lien positif entre diversité des communautés et le niveau de fourniture de services est établi dans les agroécosystèmes concernant la pollinisation et la régulation naturelle des bioagresseurs** (Dainese et al., 2019). Autrement dit pour ces deux services, la présence de moins d'espèces correspond à un service dégradé.

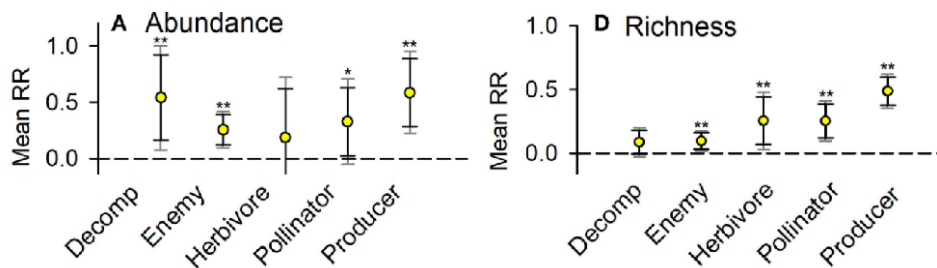


Figure 18 : Effet de l'AB sur l'abondance et la richesse spécifique des groupes fonctionnels en zone tempérée (Source : (Smith et al., 2019). Lorsque le ratio (*Mean RR*) est supérieur à 0, l'effet est positif pour l'AB. « Decomp » : décomposeurs ; « Enemy » : ennemis naturels ; « Producer » : producteurs primaires.

### II.4.B. Service de pollinisation

L'effet de l'AB sur l'abondance et la richesse spécifique des pollinisateurs a fait l'objet de différentes méta-analyses (Kennedy et al., 2013; Lichtenberg et al., 2017; Schneider et al., 2014) ; elles mettent en évidence non seulement un effet positif de l'AB sur ce groupe fonctionnel à l'échelle locale mais également un effet positif à l'échelle régionale (Lichtenberg et al., 2017; Schneider et al., 2014). Cet effet positif de l'AB sur les insectes pollinisateurs peut s'expliquer par la combinaison de 3 facteurs : (i) la suppression des PPP de synthèse, (ii) une diversité et une abondance de ressources florales plus élevées et plus stables dans les parcelles et (iii) une plus grande disponibilité d'habitats semi-naturels (fournissant ressources alimentaires

et sites de nidification) (Garibaldi et al., 2014). Néanmoins, certains travaux présentent des résultats contradictoires avec une absence d'effet de l'AB sur les pollinisateurs domestiques ou sauvages, en raison des différences de contextes et de méthodes d'analyse. En grandes cultures, (Chateil and Porcher, 2015) observent des taux de pollinisation identiques dans huit fermes AC et AB en région parisienne, probablement du fait des similitudes en termes de diversités d'habitats, de cultures et d'adventices. En Italie, (Brittain et al., 2010) ont montré qu'au sein de paysages simplifiés et intensifs, l'AB n'a pas d'effet sur les pollinisateurs et la pollinisation dans les vignes. Les auteurs expliquent ce résultat i) par l'absence de différences de ressources florales entre AB et AC (du fait du désherbage mécanique dans les inter-rangs AB), ii) par le fait que d'une part les exploitations sont localisées dans des paysages d'agriculture intensive, où les pools d'espèces peuvent être trop réduits pour pouvoir observer les bénéfices de la suppression des pesticides et iii) par l'effet positif de la part non cultivée d'éléments dans le paysage avoisinant. L'effet du paysage sur les abeilles est d'autant plus important que la diversité locale de l'exploitation est faible (Kennedy et al., 2013).

### II.4.C. Service de régulation des bio agresseurs

L'AB a un effet positif sur l'activité des ennemis naturels des bioagresseurs. Dans une méta-analyse, (Muneret et al., 2018) ont montré que **l'AB permet d'atteindre des niveaux de régulation qui dépassent ou compensent la régulation permise par les pratiques de protection des cultures en conventionnel**, pour les pathogènes et les animaux ravageurs mais pas pour les adventices (Figure 19). L'AB est cependant associée à des degrés d'infestations variables selon les ravageurs : moindres pour les pathogènes, supérieures pour les adventices et équivalentes pour les insectes ravageurs.

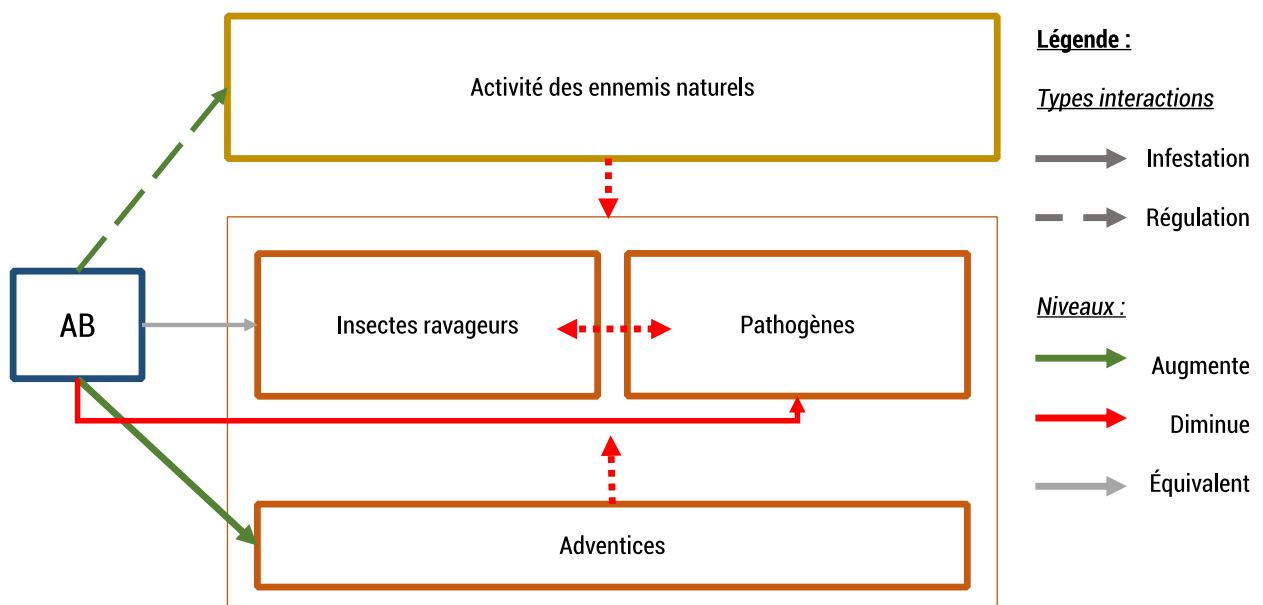


Figure 19 : Différences de niveaux d'infestations et de régulations dans les parcelles conduites en AB et principaux processus écologiques impliqués (Source : auteurs d'après (Muneret et al., 2018)).



Trois processus écologiques sont susceptibles d'affecter les populations de ravageurs ou maladies au sein des agroécosystèmes :

- ▶ Un mécanisme ascendant : par les communautés du sol et des plantes, qui contribuent principalement à fournir un habitat diversifié. Une communauté de plantes plus abondante et/ou diversifiée, composée ou à laquelle contribuent les adventices en AB, limitent les infestations d'insectes et de maladies, directement par une plus forte complexité structurale et indirecte qui limite leur probabilité d'atteindre leur plante hôte. Au niveau du sol, les modifications physiques, chimiques et biologiques engendrées par une conduite AB peuvent expliquer la capacité de l'AB à limiter ces infestations de ravageurs ou de pathogènes.
- ▶ Un mécanisme horizontal : par des dynamiques de compétition d'accès aux ressources entre individus ou populations au sein d'un même groupe trophique. Par l'augmentation du nombre d'individus et d'espèces, l'AB pourrait favoriser la compétition pour des ressources entre les maladies ou ravageurs et d'autres espèces d'un même réseau trophique.
- ▶ Un mécanisme descendant : par de la prédation ou parasitisme de la part d'ennemis naturels. L'AB est bénéfique aux ennemis naturels, directement par l'absence de pesticides de synthèse, et indirectement par la présence des communautés de plantes (cultivées ou spontanées).

Une analyse par type de culture (pérennes vs annuelle) montre dans le cas des cultures pérennes que les niveaux d'infestation sont équivalents entre une conduite AB et AC alors qu'ils sont supérieurs en cultures annuelles AB ; malgré des niveaux plus élevés de services de régulation biologique dans les cultures biologiques pérennes et annuelles par rapport à l'agriculture conventionnelle. L'effet isolé de pratiques, les conditions climatiques et les effets du paysage, sont des modérateurs d'effets non explorés dans cette étude par manque d'informations dans les études primaires, et qui sont susceptibles d'interférer (Muneret et al., 2018).

**Les populations de ravageurs pourraient également bénéficier de l'expansion de l'agriculture biologique en raison d'une plus grande disponibilité des ressources et de niveaux plus faibles de contrôle chimique.** L'effet positif de l'AB sur les ennemis naturels et la régulation naturelle des bio agresseurs à l'échelle de la parcelle pourrait suggérer des effets positifs cumulatifs potentiels à des échelles spatiales plus grandes. Cependant, selon (Petit et al., 2020) peu d'éléments à date étayaient les hypothèses i) d'un effet positif important de l'expansion de l'agriculture biologique sur les ennemis naturels et les taux de prédation/parasitisme ii) d'un effet sur les niveaux d'infestation de ravageurs à mesure que l'agriculture biologique se développe dans le paysage. Par ailleurs, les études publiées explorent des gradients qui ont un taux de couverture de l'AB à l'échelle du paysage assez faible (proportion maximale de 50% de l'agriculture biologique dans un paysage de 1 km de rayon) ce qui limite les conclusions. Un travail récent en Californie a montré que l'augmentation de la part de cultures en AB dans le paysage tend à réduire l'usage de pesticides (insecticides autorisés en AB aux États Unis en cultures pérennes) dans les parcelles AB et à augmenter les traitements dans les parcelles conduites en AC (Larsen et al., 2024). Les auteurs émettent l'hypothèse que, dans un paysage ayant une part importante de la surface cultivée en AB, la régulation des bio agresseurs est renforcée dans les parcelles AB, par la présence suffisante d'ennemis de culture, tandis que dans les parcelles en AC, les populations d'ennemis naturels sont insuffisantes pour observer une régulation naturelle des bio agresseurs.

#### II.4.D. Services rendus par la biodiversité du sol

Comme discuté précédemment, les sols conduits en AB présentent une biodiversité microbienne du sol globalement plus élevée (voir partie II.1.A.2) (Lori et al., 2017). Cette biodiversité assure différentes fonctions au sein des agroécosystèmes : la transformation du carbone (minéralisation, formation et stabilisation), la maintenance de la structure du sol (fonctionnement hydrique, rétention d'eau, réduction de l'érosion et fourniture d'habitat), le cycle des nutriments (minéralisation et immobilisation, transformations chimiques et mise à disposition par les plantes) et la régulation des populations (contrôle des bioagresseurs). Certaines de ces fonctions sont à l'origine de services écosystémiques, dont notamment des régulations (ravageurs, cycle de l'eau, séquestration de carbone) et de fourniture (azote minéral et autres nutriments).

Lori et al. (2017) ont observé des différences d'activité dans les sols conduits en AB en zones tempérées. Les auteurs observent **une forte réponse positive de l'activité de la biodiversité microbienne des sols à une conduite AB, pour trois des quatre activités étudiées** (Figure 20). Les conditions climatiques, les pratiques ou les types de cultures expliquent davantage ou modèrent l'effet propre de l'AB.

- ▶ **Pratiques agricoles :** Concernant les pratiques, les différences de rotations et précisément l'inclusion de légumineuses influencent la quantité d'azote issue de la biomasse microbienne. De précédentes études avaient mis en évidence que i) l'insertion d'une ou de plusieurs cultures dans la rotation se révélait être bénéfique à la biomasse microbienne, mesurée par les quantités de carbone et d'azote qu'elle contient (MacDaniel et al., 2013) ii) l'effet positif de la diversité des rotations sur la richesse et la diversité microbienne des sols (Venter et al., 2016), bien que l'inclusion de légumineuses n'ait pas spécifiquement affecté la structure de la communauté microbienne. **Néanmoins, à rotation équivalente, deux des quatre mesures d'activité demeurent supérieures en AB.** Pour des raisons de données primaires insuffisantes, les auteurs n'ont pas pu conclure quant à l'effet des pesticides et du travail du sol sur ces niveaux d'activité.
- ▶ **Type de culture :** lorsqu'elles sont analysées par type de culture, les mesures du quotient métabolique (respiration/biomasse microbienne) ne diffèrent pas significativement selon les modes de production. Le quotient métabolique sert d'indicateur du stress ou de la perturbation microbienne (les micro-organismes détournent plus d'énergie de la croissance vers l'entretien), et l'analyse par type de culture montre des valeurs plus faibles en AB principalement en verger, ce qui pourrait témoigner d'une perturbation plus élevée et d'un fond de stress dans ces systèmes. On peut émettre l'hypothèse que l'intensité du travail du sol en cultures pérennes conduites en AB explique ce résultat.

Ainsi, les mesures d'activités traduisent globalement une plus grande capacité de minéralisation des systèmes AB. Plus largement, les indicateurs étudiés sont liés à des fonctions clés du sol, en particulier le cycle des nutriments et la structure du sol.

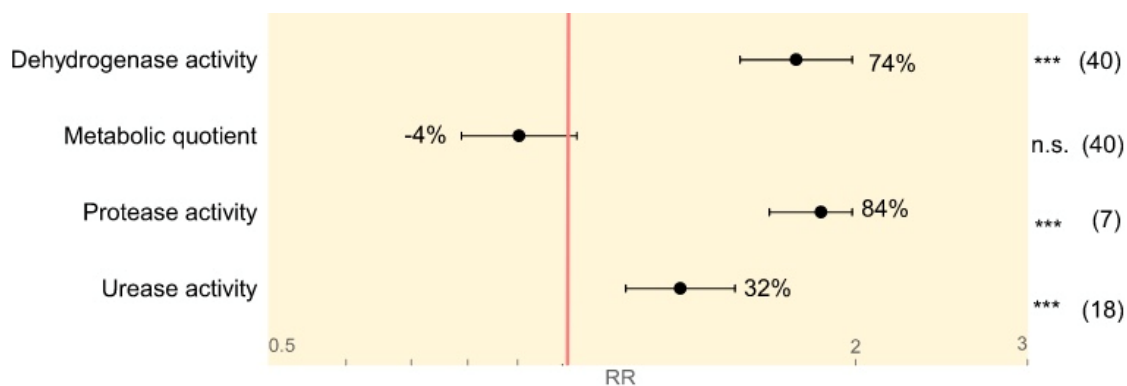


Figure 20 : Réponses de quatre mesures d'activité biologique dans des sols AB et AC (le nombre entre parenthèse indique le nombre de données appariées) (Source : Lori et al., 2017) Les valeurs situées à droite de la ligne rouge indiquent que les activités sont améliorées en AB.

Au regard du service « régulation du climat » et stockage de carbone dans les sols, (Lori et al., 2017), montrent que la biomasse carbonée microbienne est positivement associée à des stocks de carbone dans les sols. Il est par ailleurs admis que la biomasse organique carbonée contribue de manière importante à la constitution du pool de carbone, dans des formes réputées plus stables que celles apportées par les végétaux (Pellerin et al., 2020). Bien que les stocks supérieurs de carbone dans les sols AB observés par (Gattinger et al., 2012) soient principalement influencés par les apports de carbone supérieurs (Leifeld et al., 2013) (exogène par apports d'engrais organiques, endogènes par les résidus de cultures et la biomasse des adventices), (Lori et al., 2017) montrent que la forme des apports organiques influence la quantité de carbone issue de la biomasse microbienne, qui contribue elle-même au pool de carbone organique des sols. Cependant, la recherche d'une activité biologique maximale (au sens vitesse de biodégradabilité) n'est pas toujours souhaitable au regard de l'enjeu de stockage de carbone dans les sols (Pellerin et al., 2020). Plus les organismes décomposeurs sont actifs et efficaces, plus la vitesse de dégradation est élevée. Or à quantité de substrat équivalent, plus la matière organique est dégradée et moins il y a de C dans le sol.

#### II.4.E. Service de production

Les systèmes de production AB présentent des rendements plus faibles qu'observés en AC. Sur de larges échelles, les écarts de rendements à l'échelle des parcelles sont compris entre -20 et -30% (de Ponti et al., 2012; Seufert et al., 2012), plus prononcés sur les céréales en particulier dans des pays industrialisés, tel que la France.

À l'échelle mondiale et sur une diversité de cultures, (Gong et al., 2022) ont montré que **les gains de biodiversité en AB (+23% de richesse spécifique) sont très faiblement supérieurs aux pertes de rendements (-20%)**. Les auteurs ont regroupé les études renseignant à la fois des mesures de biodiversité (principalement richesse spécifique) sur des parcelles appariées AB/AC et à la fois les écarts de rendements entre ces parcelles appariées. Dans 50% des situations les auteurs observent un compromis dans lequel **les gains de biodiversité sont associés à des pertes de rendements**. Pour des cultures autres que céréales, les résultats montrent que l'AB présente un gain de biodiversité qui est compatible avec peu ou pas de perte de rendement, plus précisément pour certains taxons (plantes, microbes, invertébrés). En revanche, pour des parcelles conduites en céréales le gain de biodiversité est du même ordre de grandeur

que la perte de rendements, principalement expliqué par des écarts de rendements plus importants entre AB et AC sur ces cultures. Des travaux antérieurs ont abouti à des conclusions similaires. En céréales d'hiver dans le sud de l'Angleterre, (Gabriel et al., 2013) ont montré que **la richesse spécifique est négativement corrélée au rendement dans les parcelles conduites en AB**, mais que le type de relation varie selon les taxons : linéaire (abondance des bourdons ; richesse spécifique des papillons), concave (abondance des arthropodes épigés et des papillons) ou convexe (richesse spécifique des plantes et bourdons). Dans des vergers de pommiers en Europe, (Samnegård et al., 2019) ont montré que la richesse spécifique des auxiliaires dans des parcelles conduites en AB ou en gestion intégrée n'était pas corrélée au rendement, et que les vergers biologiques avaient en moyenne 38 % d'espèces d'auxiliaires de cultures (ennemis naturels et visiteurs de fleurs) en plus pour une même quantité produite, en dépit des pertes de rendements directs et indirects de l'AB de 48%.

## II.5. À l'échelle de produits alimentaires

### II.5.A. Un angle mort de l'approche multifonctionnelle en ACV

L'évaluation environnementale des produits alimentaires est un domaine scientifique très dynamique et l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) y occupe une place centrale. L'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 produit<sup>19</sup> en passant par la phase d'utilisation. Les impacts sont évalués à partir de l'inventaire des flux de matière et d'énergie entrants (engrais, fuel, électricité...) et sortants (émissions de nitrate dans l'eau ou d'ammoniac dans l'air, dioxyde de carbone...), qui sont agrégés et convertis en impacts. L'ACV est multicritère, elle permet l'évaluation de plusieurs catégories d'impacts, dont le changement climatique, l'eutrophisation ou encore l'acidification. L'ACV peut être attributionnelle, si elle cherche à décrire les flux d'un système analysé et leur part dans des impacts, ou conséquentielle, si elle cherche à évaluer les conséquences environnementales d'une décision en décrivant la manière dont les flux changent en réponse à une décision.

Par l'inventaire de l'ensemble des flux concernés par un produit ou un service, l'ACV permet de considérer différentes zones géographiques associées au cycle de vie, et donc des impacts délocalisés, invisibilisés dans des comparaisons à l'échelle de systèmes de production, en particulier des systèmes d'élevages (Voir encadré ci-dessous). Enfin, si elle permet de se rattacher au cadre des pressions sur la biodiversité définis par le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) certaines de ces pressions sont couvertes (changement climatique), partiellement couvertes (la destruction/dégradation des habitats, les pollutions via les indicateurs « Ecotoxicité » - uniquement pour eau douce, « Eutrophisation », « Acidification ») ou non couvertes (surexploitation, espèces invasives)<sup>20</sup>. Dans une récente revue de 100 études en ACV portant sur l'évaluation environnementale de produits AB et/ou d'études comparatives AB/AC, (Hashemi et al., 2024) montrent que **les impacts sur la biodiversité ne sont intégrés que dans 3% des études**, et l'écotoxicité dans 21% des études. Ces prises en compte partielles ou incomplètes peuvent conduire à des conclusions erronées lorsqu'il s'agit de comparer AC et AB (van der Werf et al., 2020).

---

<sup>19</sup> En agriculture, le champ d'étude peut aller jusqu'à la sortie de ferme ou jusqu'au consommateur.

<sup>20</sup> <https://expertises.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/experimentation-affichage-environnemental-alimentaire-note-3.pdf>

## ENCADRÉ

### Le cas des systèmes d'élevage

Concernant les systèmes d'élevage, deux aspects essentiels peuvent être considérés au regard de la biodiversité : la place des prairies et la production d'aliments concentrés. La production d'aliments pour le bétail peut avoir des conséquences négatives importantes sur la biodiversité agricole, d'une part car les pratiques agricoles mises en œuvre dans les grandes cultures tendent à homogénéiser les milieux (Burel et al., 2008) et d'autre part car la production externalisée d'aliments peut contribuer à affecter des écosystèmes éloignés (certains biomes brésiliens dans le cas de la production de soja ou des forêts indonésiennes dans le cas de l'huile de palme destinée à l'alimentation animale). **Le lien entre déforestation et AB n'est pas bien documenté dans la littérature.** Plusieurs hypothèses peuvent être formulées quant à la moindre contribution du mode de production AB à la déforestation importée. Par son principe de lien au sol, la réglementation biologique requiert un **seuil d'autonomie alimentaire en provenance de l'exploitation ou de la région (30 % pour les monogastriques, 70 % pour les ruminants)**. Cette recherche d'autonomie alimentaire passe par le choix d'une diversité de ressources fourragères dont les compositions en énergie et en protéines permettent de couvrir les besoins alimentaires. Couplée à d'autres critères de la réglementation dont l'interdiction de cultures OGM et une alimentation à 95 % composée d'aliments biologiques, on peut émettre l'hypothèse **que l'AB limite la contribution indirecte des élevages au front de déforestation amazonien.** En revanche, leur faible disponibilité fait que l'AB en France repose sur des importations non négligeables de matières premières riches en protéines végétales. Les importations européennes de tourteau de soja AB sont plutôt tournées vers l'Inde et la Chine (European Commission, 2022) qui ne sont pas les terrains principaux de la déforestation (Amazonie, Cerrado, le bassin du Congo, la Malaisie et l'Indonésie), sans qu'il soit possible d'affirmer avec certitude que ces importations ne soient à l'origine de destruction d'habitats naturels.

### II.5.B. Difficultés méthodologiques à couvrir la complexité de la dimension biodiversité

Bien qu'il soit observé un riche développement de méthodes ces dernières années, l'évaluation de la biodiversité par ACV reste très récente et les méthodes développées à ce jour ne font pas consensus au sein de la communauté scientifique ; d'une part **les approches pour couvrir les impacts de la production de biens ou services en ACV ne sont pas toutes opérationnelles**, et d'autre part **les méthodes existantes peinent à refléter la complexité des enjeux de biodiversité** (Crenna et al., 2020).

Damiani et al. (2023) ont dressé un panorama de méthodes récentes selon leur degré de couverture de cet enjeu biodiversité. Les auteurs évaluent la capacité des méthodes à couvrir i) les cinq pressions, ii) différents écosystèmes (terrestres, marins, eau douce), iii) différents groupes taxonomiques, iv) différentes composantes de la biodiversité (génétiques, espèces, communautés, écosystèmes) v) deux enjeux : la perte irréversible d'espèces et l'impact sur la multifonctionnalité des écosystèmes. Sur 62 méthodes identifiées par (Damiani et al., 2023), seules 23 sont retenues pour l'évaluation selon ces critères, compte tenu d'une absence de documentation suffisante dans les méthodes, d'une incompatibilité avec l'ACV ou d'une zone géographique couverte trop restreinte. Les résultats de cette évaluation (Figure 21) mettent en lumière **qu'aucune méthode à date n'est en mesure de capter de manière complète les**



entre les facteurs de caractérisation des écorégions, tandis que le niveau d'intensité (AC ou AB) n'a qu'un impact marginal sur le score final (Figure 22). Cet exemple illustre la capacité de la méthode proposée par Chaudhary et al. (2015) à capter l'enjeu autour de l'origine des matières agricoles importées, en particulier en provenance de *hotspots* de biodiversité, mais également **ses difficultés à saisir l'effet des pratiques de gestion agricole ou des systèmes de production sur la biodiversité** (Curren et al., 2016).

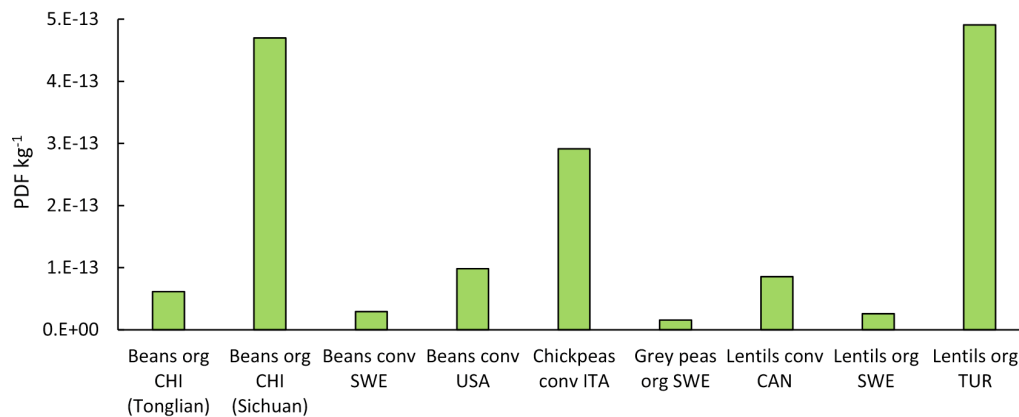


Figure 22 : **Impacts sur la biodiversité associés à la production kg de graines cuites selon le mode et l'origine de production** (Tidåker et al., 2021). L'unité est la fraction d'espèces potentiellement disparues (PDF *Potential Disappeared Fraction*). Modes de production : Conv : AC ; Org : AB. Les origines de production : CHI : Chine ; SWE : Suède ; USA ; ITA : Italie ; CAN : Canada ; TUR : Turquie. À chaque lieu de production est associé une écorégion (par exemple des forêts mixtes sarmantiques ou de la Baltique pour la Suède)

L'évaluation de trois systèmes bovins lait par (Knudsen et al., 2019) conduit les auteurs à attribuer un impact sur la biodiversité par litre de lait AB équivalent à 33% de l'impact sur la biodiversité du litre de lait AC. La méthode mobilisée (Knudsen et al., 2017) consiste à attribuer des facteurs de caractérisation selon quatre types d'occupation des sols (haies, terres arables, prairies de graminées et prairies graminées/légumineuses) et deux modalités de gestion (AB ou AC). Ces facteurs sont issus de relevés de flore dans des parcelles en Europe et les impacts sont exprimés en PDF (voir application précédente). Les résultats s'expliquent par les facteurs de caractérisation (PDF/m<sup>2</sup>) plus faibles pour les cultures conduites en AB ainsi qu'à la part plus importante d'herbe dans les rations des vaches laitières en AB. Cette méthode présente l'avantage d'une attribution de facteurs de caractérisation AB ou AC à partir de données mesurées. En revanche, elle souffre ici i) d'une couverture limitée à l'Europe et son expansion est conditionnée à une grande quantité de données à acquérir, ii) d'une couverture taxonomique limitée aux plantes, ne captant qu'indirectement les bénéfices potentiels sur le réseau trophique, iii) assez peu de nuances selon les pratiques au sein d'un mode de production (AB ou AC) iv) une application limitée aux prairies et terres arables, ne couvrant pas par exemple les cultures pérennes.

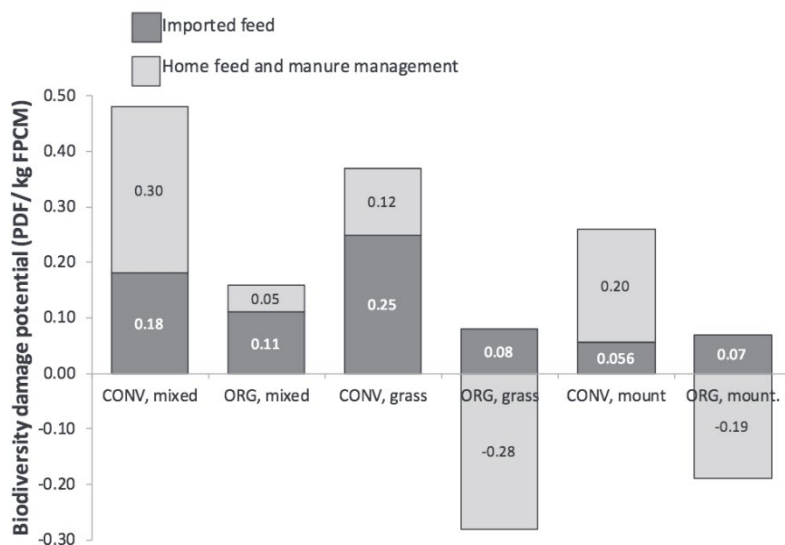


Figure 23 : Impacts sur la biodiversité associés à la production de lait biologique et conventionnel issus de différents systèmes de production (Source : Knudsen et al., 2019). L'unité est la fraction d'espèces potentiellement disparues (PDF *Potential Disappeared Fraction*) par L de lait corrigé. « grass » : herbagers ; « mixed » : intermédiaires ; « mount » : montagnes. « ORG » : AB ; « CONV » : AC.

Lindner et al. (2019) (méthode #6 dans Figure 21) quant à eux assimilent la valeur de la biodiversité à la naturalité : plus un écosystème est vierge, plus ses interactions et processus ressemblent à des processus naturels, et donc sa valeur est considérée comme la plus élevée. Dans cette méthode, différents types d'occupation des sols (forêt, prairie, terres arables, urbain) sont associés à un gradient de naturalité. Cette méthode permet une description des pratiques plutôt fine par rapport aux autres méthodes (14 paramètres décrivant les pratiques agricoles<sup>21</sup>), elle couvre plusieurs taxons terrestres et mobilise des facteurs d'écorégion. Une application récente de cette méthode à la base de donnée ACV Agribalyse (2600 produits alimentaires) ; application pour laquelle n'ont été retenues que les pratiques décrites dans la base de données, soit 3 critères (fertilisation, travail du sol et pesticides) sur les 14 à considérer dans la version native de la méthode (Lindner et al., 2022). Selon cette application de la méthode, les productions végétales en AB ont en moyenne un impact plus faible sur la biodiversité que les produits AC, malgré un besoin en surface supérieur du fait de leur moindre productivité (Figure 24). En revanche, pour les productions animales à l'exception du lait et du bœuf, l'étude montre d'une part que les produits animaux AB nécessitent deux fois plus de surface que les produits d'élevage AC, et d'autre part des différences nettes entre les besoins en surface de la viande rouge et de la viande blanche en lien avec leur alimentation et les surfaces mobilisées pour la production de fourrages grossiers et de pâturage. Si cette méthode permet la prise en compte d'une distance à la naturalité selon i) les régions de production et ii) le mode d'occupation des sols couplée à une diversité de pratiques, la surface occupée semble avoir un impact prépondérant par rapport au poids des pratiques ; par conséquent cette méthode déprécie l'évaluation des systèmes extensifs.

<sup>21</sup> Les 14 paramètres sont composés de 12 indicateurs indirects (travail du sol, fertilisation, ...) et 2 indicateurs directs, qui nécessitent des mesures de la biodiversité florale (richesse spécifique et présence d'espèces rares).



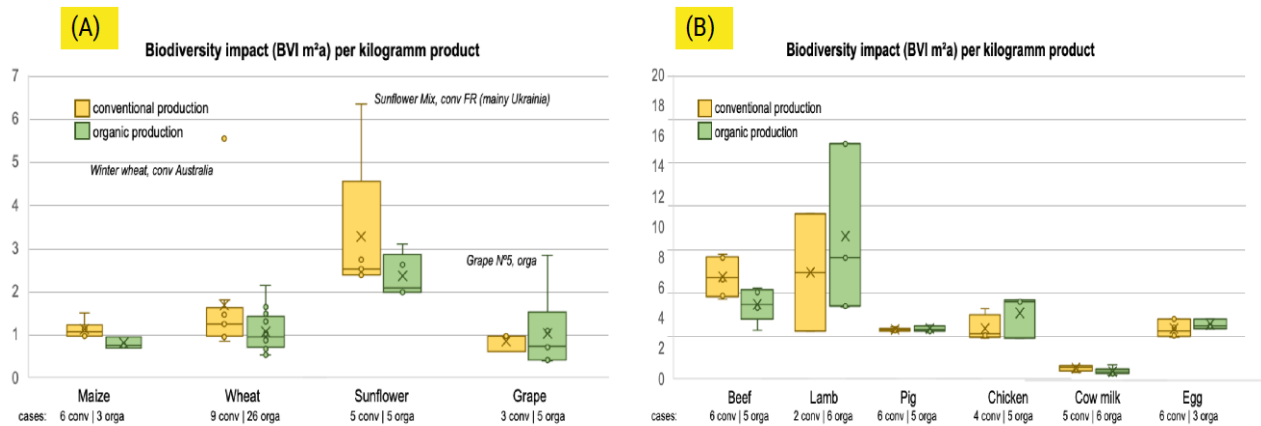


Figure 24 : Impacts sur la biodiversité associés à la production d'un kilo pour plusieurs productions végétales (a) et animales (b) disponibles dans Agribalyse, selon une adaptation de la méthode (J. Lindner et al., 2019) (Source : (Lindner et al., 2022))

Pépin et al. (2023) ont proposé une application du système expert SALCAbd de (Jeanneret et al., 2014) sur une exploitation en maraichage en Bretagne. (Jeanneret et al., 2014) attribuent des coefficients d'une part aux habitats cultivés et aux éléments semi-naturels présents sur le périmètre d'évaluation, selon i) la capacité de ces habitats à héberger des espèces et ii) les pratiques de gestion de ces espaces. Les coefficients, combinés aux pratiques sélectionnées par l'utilisateur, aboutissent à des scores pour 11 groupes taxonomiques (dont les plantes, oiseaux, petits mammifères, amphibiens, escargots, araignées, carabes, papillons, abeilles et sauterelles), qui peuvent être regroupés en un seul score final de biodiversité calculable à différentes échelles (champ, rotation, ferme). Cette méthode a été validée dans certains contextes et certains groupes taxonomiques par des observations de terrain. Elle reste avant tout adaptée au contexte de la Suisse et de l'Europe centrale. Elle se distingue des autres méthodes entre autres car elle n'estime pas de valeur absolue pour la perte d'espèce et permet l'intervention d'expertise (par exemple dans l'attribution du poids d'une pratique sur un groupe taxonomique). Dans le cas de l'application de cette méthode par (Pépin et al., 2023), les résultats montrent que la méthode est sensible aux différences d'itinéraires techniques (par exemple au nombre répété d'opérations du travail du sol dans le cas de la pomme de terre), aux réponses différenciées des groupes taxonomiques à différents habitats (par exemple des scores différents pour les zones cultivées ou semi-naturelles pour les abeilles sauvages et les amphibiens). Plus globalement, cette méthode prend en compte la présence d'éléments semi-naturels dans les espaces agricoles, dont l'impact est perceptible à l'échelle de la ferme (Figure 25).

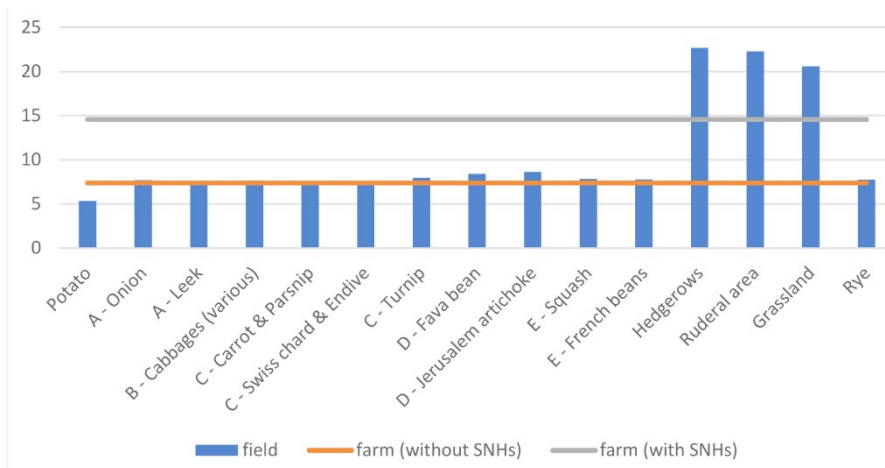


Figure 25 : Score de biodiversité sur des parcelles composant une ferme AB en maraichage, ainsi qu'à l'échelle de la ferme avec et sans prise en compte des éléments semi-naturels (Pépin et al., 2023). Les lettres en majuscule font référence à une classification des cultures par les auteurs selon la couverture du sol, de la hauteur, de la durée de la culture et de la présence de fleurs.

### III. Conclusion

Il ressort de cette étude un **effet positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité associée au sein des parcelles agricoles par rapport à une conduite conventionnelle. L'AB a un effet positif sur la diversité des espèces (en moyenne +23%) et le nombre total d'individus (+32%) observés dans les parcelles agricoles.** Notons que la quantification des effets de l'AB sur la richesse spécifique a peu sensiblement évolué, mais la quantification des effets de l'AB sur l'abondance était estimée à +50% dans de précédents travaux (Bengtsson et al., 2005). Cette révision semble être expliquée par l'évolution des méthodes de méta analyses et une couverture plus étendue des taxons ; en particulier la biodiversité des sols sur laquelle un effet positif de l'AB sont également perceptibles.

**Les pratiques réglementaires et induites en AB expliquent ces résultats.** Au premier plan, l'interdiction de PPP de synthèse, qui ont une implication majeure sur les déclinés observés des populations d'insectes et d'oiseaux. Par rapport à des engrais azotés de synthèses, les apports de matière organique ont un effet globalement positif sur la biodiversité associée. Enfin, des pratiques induites plus fréquemment mises en œuvre en AB pour répondre aux contraintes réglementaires, dont des modifications de rotations en grandes cultures, font partie des stratégies de diversifications végétales qui ont également un effet positif à la biodiversité associée. Par conséquent, les effets différenciés AB/AC sur la biodiversité sont particulièrement importants dans les parcelles de cultures en rotation, et semblent plus variables dans les cultures pérennes, qui ont un recours accru au travail du sol pour la gestion de l'enherbement et/ou mobilisent certaines substances qui posent question (spinosad par exemple). Néanmoins, les effets positifs de l'AB sont perceptibles sur cultures annuelles et pérennes, l'effet d'une conduite AB de prairies permanentes et de parcelles en maraichage reste peu documenté.

Le niveau de réponse des espèces à l'AB est variable selon les traits fonctionnels des espèces : leur niveau trophique et leur degré de mobilité. **L'effet de l'AB sur la diversité et l'abondance des plantes est le mieux documenté, et les plantes représentent le groupe ayant le niveau de réponse à l'AB le plus important.** L'effet positif de l'AB sur les plantes se répercute à des niveaux trophiques supérieurs tels que les arthropodes, les nématodes et les vers de terre, qui bénéficient de ressources plus abondantes dans les parcelles en AB. Pour des espèces ayant un certain degré de mobilité (dont les insectes volants et les oiseaux) et qui dépendent d'éléments semi-naturels pour tout ou partie de leur cycle de vie, la proximité de ces éléments dans le paysage avoisinant les parcelles agricoles a une influence importante sur la biodiversité observée dans les parcelles agricoles. Des travaux récents en écologie du paysage démontrent la contribution significative de l'hétérogénéité du paysage (composante cultivée, configuration) sur la biodiversité. Or **la réglementation AB n'incite pas de manière explicite à développer la présence d'habitats dans les systèmes de production** et la caractérisation des types et quantités d'éléments semi-naturels dans les fermes AB et AC reste un front de recherche. 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.

**Par conséquent, l'enjeu du maintien et de l'amélioration de la biodiversité dans les espaces agricoles implique de combinaison deux échelles d'actions : la réduction de l'intensité des pratiques agricoles**

**dans les parcelles agricoles, et l'augmentation de la complexité de la structure des paysages agricoles.** Or la réglementation AB n'incite pas de manière concrète et explicite à développer la présence d'habitats et de refuges et la caractérisation des types et quantités d'éléments semi naturels dans les fermes AB et AC reste un front de recherche. En revanche, il est probable que l'AB contribue à l'hétérogénéité de la composante cultivée des espaces agricoles, par des rotations plus longues et diversifiées observées dans les systèmes de cultures AB et la recherche d'autonomie alimentaire en élevage de ruminant.

Des marges de manœuvre sont possibles en AB pour réduire l'impact des pratiques agricoles et soutenir des niveaux de biodiversité supérieurs dans les espaces agricoles : la réduction du travail du sol, le développement de l'enherbement des inter-rang en cultures pérennes, et des efforts de recherche pour réduire l'utilisation de certaines substances autorisées en AB. A l'échelle des fermes, développer la présence d'éléments semi-naturels, réduire la taille des parcelles cultivées et développer la diversification végétale sont des leviers qui permettraient d'augmenter l'hétérogénéité des espaces agricoles gérés en AB, comme en AC. Enfin, à l'échelle des filières, la question du type d'alimentation animale avec recours à des surfaces importées peut être à approfondir (part de tourteaux issus de déforestation).

Au-delà des travaux visant à évaluer les effets des pratiques aux différentes échelles territoriales (parcelle, ferme, paysage), la prise en compte des externalités de l'AB sur la biodiversité à l'échelle des produits alimentaires par l'ACV est un défi méthodologique. Elle se heurte à la complexité des processus biologiques, la variabilité des réponses selon les groupes taxonomiques, mais aussi, et de manière plus triviale, à la disponibilité des données. Plus largement, elle semble également cristalliser des visions différentes autour de la biodiversité, des visions de conservation ou des approches fonctionnelles.

Évaluer de manière plus exhaustive les externalités de l'AB sur cette dimension biodiversité requiert à la fois une approche plus précise et à la fois une prise de recul sur le périmètre d'évaluation. D'une part, les mesures de richesses spécifiques à des niveaux de classification très hétérogènes selon les études peuvent par exemple masquer des modifications de communautés différentes ou la présence d'espèces rares à valeur de conservation. En ce sens, l'approche privilégiée dans cette étude par la mobilisation préférentielle de méta analyses peut être limitante dans la compréhension des mécanismes impliqués. D'autre part, il semble crucial de ne pas perdre de vue l'impact des systèmes de production dans le temps (accumulation) et dans l'espace (contamination des milieux autres que terrestres : eaux douces, marines ; impacts associés aux achats d'intrants).

# Références

- Alignier, A., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Baraibar, B., Fahrig, L., Giral, D., Gross, N., Martin, J., Recasens, J., Sirami, C., Siriwardena, G., Bøsem Baillod, A., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Badenhauer, I., Baudry, J., Bota, G., Bretagnolle, V., Brotons, L., Burel, F., Calatayud, F., Clough, Y., Georges, R., Gibon, A., Girard, J., Lindsay, K., Minano, J., Mitchell, S., Patry, N., Poulin, B., Tschamtké, T., Vialatte, A., Violle, C., Yaverscovski, N., Batáry, P., 2020. Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *J Appl Ecol* 57, 654–663. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13585>
- 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., Cylly, 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>
- Aude, E., Tybirk, K., Bruus Pedersen, M., 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99, 135–147. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00146-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00146-4)
- 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>
- Balny, P., Domallain, D., de Galbert, M., 2015. Promotion des systèmes agroforestiers : Propositions pour un plan d'actions en faveur de l'arbre et de la haie associés aux productions agricoles (No. 14094). CGAER.
- Barbaro, L., Assandri, G., Brambilla, M., Castagnyrol, B., Froidevaux, J., Giffard, B., Pithon, J., Puig-Montserrat, X., Torre, I., Calatayud, F., Gaüzère, P., Guenser, J., Macià-Valverde, F., Mary, S., Raison, L., Sirami, C., Rusch, A., 2021. Organic management and landscape heterogeneity combine to sustain multifunctional bird communities in European vineyards. *J Appl Ecol* 58, 1261–1271. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13885>
- 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>
- Bartholomé, O., Aullo, A., Becquet, J., Vannier, C., Lavorel, S., 2020. Pollinator presence in orchards depends on landscape-scale habitats more than in-field flower resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 293, 106806. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106806>
- Beaumelle, L., Giffard, B., Tolle, P., Winter, S., Entling, M.H., Benitez, E., Zaller, J.G., Auriol, A., Bonnard, O., Charbonnier, Y., Fabreguettes, O., Joubard, B., Kolb, S., Ostandie, N., Reiff, J.M., Richart-Cervera, S., Rusch, A., 2023. Biodiversity conservation, ecosystem services and organic viticulture: A glass half-full. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 351, 108474. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108474>
- Bebber, D.P., Richards, V.R., 2022. A meta-analysis of the effect of organic and mineral fertilizers on soil microbial diversity. *Applied Soil Ecology* 175, 104450. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104450>
- Beillouin, D., Ben-Ari, T., Malézieux, E., Seufert, V., Makowski, D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Glob Change Biol* 27, 4697–4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- 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. *Journal of Applied Ecology* 42, 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Berbec, A.K., Feledyn-Szewczyk, B., 2018. Biodiversity of weeds and soil seed bank in organic and conventional farming systems. Presented at the Research for Rural Development, 2018, pp. 12–19. <https://doi.org/10.22616/rrd.24.2018.045>
- Berbeć, A.K., Staniak, M., Feledyn-Szewczyk, B., Kocira, A., Stalenga, J., 2020. Organic but Also Low-Input Conventional Farming Systems Support High Biodiversity of Weed Species in Winter Cereals. *Agriculture* 10, 413. <https://doi.org/10.3390/agriculture10090413>
- Betancur-Corredor, B., Lang, B., Russell, D.J., 2022. Reducing tillage intensity benefits the soil micro- and mesofauna in a global meta-analysis. *agriRxiv* 2022, 20220266588. <https://doi.org/10.31220/agriRxiv.2022.00146>
- Birkhofer, K., Ekroos, J., Corlett, E.B., Smith, H.G., 2014. Winners and losers of organic cereal farming in animal communities across Central and Northern Europe. *Biological Conservation* 175, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.014>
- Bonfanti, J., Langridge, J., Beillouin, D., 2023. A global database to catalogue the impacts of agricultural management practices on terrestrial biodiversity. *Data in Brief* 50, 109555. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2023.109555>
- Botina, L.L., Bernardes, R.C., Barbosa, W.F., Lima, M.A.P., Guedes, R.N.C., Martins, G.F., 2020. Toxicological assessments of agrochemical effects on stingless bees (Apidae, Meliponini). *MethodsX* 7, 100906. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100906>
- Bourgeois, B., Gaba, S., Plumejeaud, C., Bretagnolle, V., 2020. Weed diversity is driven by complex interplay between multi-scale dispersal and local filtering. *Proc. R. Soc. B* 287, 20201118. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.1118>
- Briones, M.J.I., Schmidt, O., 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Glob Change Biol* 23, 4396–4419. <https://doi.org/10.1111/gcb.13744>
- Brittain, C., Bommarco, R., Vighi, M., Settele, J., Potts, S.G., 2010. Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. *Biological Conservation* 143, 1860–1867. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.029>
- Burel, F., Garnier, E., Amiaud, B., Aulagnier, S., Butet, A., Chauvel, B., Carré, G., Cortet, J., Couvet, D., Joly, P., Lescourret, F., Plantureux, S., Sarthou, J.-P., Steinberg, C., Tichit, M.,

- Vaissière, B., van Tuinen, D., Villenave, C., 2008. Chapitre 1. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité, in: ESCo "Agriculture et biodiversité." p. 140.
- Campbell, B.M., Beare, D.J., Bennett, E.M., Hall-Spencer, J.M., Ingram, J.S.I., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J.A., Shindell, D., 2017. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *E&S* 22, art8. <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>
- Chateil, C., Porcher, E., 2015. Landscape features are a better correlate of wild plant pollination than agricultural practices in an intensive cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 201, 51–57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.12.008>
- Chaudhary, A., Brooks, T.M., 2018. Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environ. Sci. Technol.* 52, 5094–5104. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>
- 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>
- Clark, M., Tilman, D., 2017. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environ. Res. Lett.* 12, 064016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6cd5>
- Cooper, J., Baranski, M., Stewart, G., Nobel-de Lange, M., Bàrberi, P., Fließbach, A., Peigné, J., Berner, A., Brock, C., Casagrande, M., Crowley, O., David, C., De Vliegheer, A., Döring, T.F., Dupont, A., Entz, M., Grosse, M., Haase, T., Halde, C., Hammerl, V., Huiting, H., Leithold, G., Messmer, M., Schloter, M., Sukkel, W., van der Heijden, M.G.A., Willekens, K., Wittwer, R., Mäder, P., 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agron. Sustain. Dev.* 36, 22. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0354-1>
- Cowie, R.H., Bouchet, P., Fontaine, B., 2022. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews* 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., Tscharntke, 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., Iverson, 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, L., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *SCIENCE ADVANCES*.
- Damiani, M., Sinkko, 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. *Environmental Impact Assessment Review* 101, 107134. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107134>
- de Graaff, M.-A., Hornslein, N., Throop, H.L., Kardol, P., van Diepen, L.T.A., 2019. Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 1–44. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.001>
- de Menthière, C., Piveteau, V., Falcone, P., Ory, X., 2023. La haie, levier de la planification écologique (No. 22114). CGAAER.
- de Ponti, T., Rijk, B., van Ittersum, M.K., 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 9.
- Diaz, S., Settele, J., Brondízio, 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.
- Döring, J., Collins, C., Frisch, M., Kauer, R., 2019. Organic and Biodynamic Viticulture Affect Biodiversity and Properties of Vine and Wine: A Systematic Quantitative Review. *Am J Enol Vitic.* 70, 221–242. <https://doi.org/10.5344/ajev.2019.18047>
- Dubois, J.-J., 2016. L'évolution des systèmes agroforestiers en France : leur rôle en agroécologie. *Pollution atmosphérique*.
- Dumont, B., Dupraz, P., Aubin, J., Benoit, M., Chatellier, V., Bouamra-Mechemache, Z., Delaby, L., Delfosse, C., Dourmad, J.-Y., Duru, M., Frappier, L., Friant-Perrot, M., Gagné, C., Girard, A., Guichet, J.-L., Havlik, P., Hostiou, N., Huguénin-Elie, O., Klumpp, K., Langlais, A., Lavenant, S., Perchec, S.L., Lepiller, O., Méda, B., Ryschawy, J., Sabatier, R., Veissier, I., Verrier, E., Vollet, D., Savini, I., Hercule, J., Donnars, C., 2016. Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe. (Synthèse de l'expertise scientifique collective). INRA, France.
- European Commission, 2022. EU Imports of organic agri-food products - Keys developments in 2021, *Agricultural Markets Briefs*.
- Fried, G., Villers, A., Porcher, E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 261, 33–44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021>
- 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>
- Gabriel, D., Sait, S.M., Hodgson, J.A., Schmutz, U., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters* 13, 858–869. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x>
- Gabriel, D., Sait, S.M., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2013. Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *J Appl Ecol* 50, 355–364. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12035>
- Galloway, A.D., Seymour, C.L., Gagher, R., Pryke, J.S., 2021. Organic farming promotes arthropod predators, but this depends on neighbouring patches of natural vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 310, 107295. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107295>
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Leonhardt, S.D., Aizen, M.A., Blaauw, B.R., Isaacs, R., Kuhlmann, M., Kleijn, D., Klein, A.M., Kremen, C., Morandin, L., Scheper, J., Winfree, R., 2014. From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 439–447. <https://doi.org/10.1890/130330>

- Garratt, M.P.D., Wright, D.J., Leather, S.R., 2011. The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141, 261–270. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.014>
- Gettinger, 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. U.S.A.* 109, 18226–18231. <https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109>
- Gibson, R.H., Pearce, S., Morris, R.J., Symondson, W.O.C., Memmott, J., 2007. Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture: a whole-farm approach. *Journal of Applied Ecology* 44, 792–803. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01292.x>
- Gong, S., Hodgson, J.A., Tschardt, T., Liu, Y., 2022. Biodiversity and yield trade-offs for organic farming 12.
- Gonthier, D.J., Ennis, K.K., Farinas, S., Hsieh, H.-Y., Iverson, A.L., Batáry, P., Rudolphi, J., Tschardt, T., Cardinale, B.J., Perfecto, I., 2014. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proc. R. Soc. B* 281, 20141358. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>
- Grooten, M., Almond, R.E.A., 2018. Rapport Planète Vivante 2018 : Soyons ambitieux. WWF-World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland.
- Gunstone, T., Cornelisse, T., Klein, K., Dubey, A., Donley, N., 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Front. Environ. Sci.* 9, 643847. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847>
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hören, 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>
- Happe, A.-K., Alins, G., Blüthgen, N., Boreux, V., Bosch, J., García, D., Hambäck, P.A., Klein, A.-M., Martínez-Sastre, R., Miñarro, M., Müller, A.-K., Porcel, M., Rodrigo, A., Roquer-Beni, L., Samnegård, U., Tassin, M., Mody, K., 2019. Predatory arthropods in apple orchards across Europe: Responses to agricultural management, adjacent habitat, landscape composition and country. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 273, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.012>
- 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>
- Henckel, L., Börger, L., Meiss, H., Gaba, S., Bretagnolle, V., 2015. Organic fields sustain weed metacommunity dynamics in farmland landscapes. *Proc. R. Soc. B* 282, 20150002. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0002>
- Imfeld, G., Duplay, J., Payraudeau, S., 2021. Prise en compte du stockage et de la disponibilité du cuivre dans les sols viticoles pour en évaluer son écotoxicité : Commentaires sur l'article de Karimi et al. (2021). *Etude et Gestion des Sols* 28, 181–185.
- Jeanerret, P., Baumgartner, D.U., Knuchel Freiermuth, R., Koch, B., Gaillard, G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators* 46, 224–231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>
- Jeanerret, 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>
- Karimi, B., Cahurel, J.-Y., Gontier, L., Charlier, L., Chovelon, M., Mahé, H., Ranjard, L., 2020. A meta-analysis of the ecotoxicological impact of viticultural practices on soil biodiversity. *Environ Chem Lett* 18, 1947–1966. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01050-5>
- 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. *Etude et Gestion des Sols* 27, 221–239.
- Karimi, B., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2021. Réponse aux commentaires de Imfeld et al. sur l'article "La biodiversité des sols est-elle impactée par l'apport de cuivre ou son accumulation dans les sols de vignes? Synthèse des connaissances scientifiques" par Karimi et al., *Etude et Gestion des Sols* 28(1), pp. 71–92. *Etude et Gestion des Sols* 28, 187–190.
- Karimi, B., Masson, V., Guillard, C., Leroy, E., Pellegrinelli, S., Giboulot, E., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2021. Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil biodiversity in vineyards. *Environ Chem Lett* 19, 2013–2030. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01155-x>
- Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T.D., Martin, E.A., DeClerck, F., Grab, H., Gratton, C., Hunt, L., Larsen, A.E., Martínez-Salinas, A., O'Rourke, M.E., Rusch, A., Poveda, K., Jonsson, M., Rosenheim, J.A., Schellhorn, N.A., Tschardt, T., Wratten, S.D., Zhang, W., Iverson, A.L., Adler, L.S., Albrecht, M., Alignier, A., Angelella, G.M., Zubair Anjum, M., Avelino, J., Batáry, P., Baveco, J.M., Bianchi, F.J.J.A., Birkhofer, K., Bohnenblust, E.W., Bommarco, R., Brewer, M.J., Caballero-López, B., Carrière, Y., Carvalho, L.G., Cayuela, L., Centrella, M., Četković, A., Henri, D.C., Chabert, A., Costamagna, A.C., De la Mora, A., de Kraker, J., Desneux, N., Diehl, E., Diekötter, T., Dormann, C.F., Eckberg, J.O., Entling, M.H., Fiedler, D., Franck, P., Frank van Veen, F.J., Frank, T., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Getachew, A., Gonthier, D.J., Goodell, P.B., Graziosi, I., Groves, R.L., Gurr, G.M., Hajian-Forooshani, Z., Heimpel, G.E., Herrmann, J.D., Huseeth, A.S., Inclán, D.J., Ingraio, A.J., Iv, P., Jacot, K., Johnson, G.A., Jones, L., Kaiser, M., Kaser, J.M., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Landis, D.A., Lavandero, B., Lavigne, C., Le Ralec, A., Lemessa, D., Letourneau, D.K., Liere, H., Lu, Y., Lubin, Y., Luttermoser, T., Maas, B., Mace, K., Madeira, F., Mader, V., Cortesero, A.M., Marini, L., Martinez, E., Martinson, H.M., Menozzi, P., Mitchell, M.G.E., Miyashita, T., Molina, G.A.R., Molina-Montenegro, M.A., O'Neal, M.E., Opatovskiy, I., Ortiz-Martinez, S., Nash, M., Östman, Ö., Ouin, A., Pak, D., Paredes, D., Parsa, S., Parry, H., Perez-Alvarez, R., Perović, D.J., Peterson, J.A., Petit, S., Philpott, S.M., Plantegenest, M., Plečaš, M., Pluess, T., Pons, X., Potts, S.G., Pywell, R.F., Ragsdale, D.W., Rand, T.A., Raymond, L., Ricci, B., Sargent, C., Sarthou, J.-P., Saulais, J., Schäckermann, J., Schmidt, N.P., Schneider, G., Schüepp, C., Sivakoff, F.S., Smith, H.G., Stack Whitney, K., Stutz, S., Szendrei, Z., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Thomson, L.J., Tricault, Y., Tsafack, N., Tschumi, M., Valantin-Morison, M., Van Trinh, M., van der Werf, W., Vierling, K.T., Werling, B.P., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Woodcock, B.A., Wyckhuys, K., Xiao, H., Yasuda, M., Yoshioka, A., Zou, Y., 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115, E7863–E7870. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>
- Katayama, N., 2019. Biodiversity and yield under different land-use types in orchard/vineyard landscapes\_ A meta-analysis. *Biological Conservation* 9.
- Katayama, N., Osada, Y., Mashiko, M., Baba, Y.G., Tanaka, K., Kusumoto, Y., Okubo, S., Ikeda, H., Natuhara, Y., 2019. Organic farming and associated management practices benefit multiple wildlife taxa: A large-scale field study in rice paddy landscapes. *Journal of Applied Ecology* 56, 1970–1981. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13446>
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A.L., Cariveau, D., Carvalho, L.G., Chacoff, N.P., Cunningham, S.A., Danforth, B.N., Dudenhöffer, J.-H., Elle, E., Gaines, H.R., Garibaldi, L.A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S.K., Jha, S., Klein, A.M., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L., Neame, L.A., Otieno, M., Park, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B.F., Westphal, C., Wilson, J.K., Greenleaf,

- S.S., Kremen, C., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol Lett* 16, 584–599. <https://doi.org/10.1111/ele.12082>
- Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Prati, D., Gossner, M.M., Alt, F., Boch, S., Gockel, S., Hemp, A., Lange, M., Müller, J., Oelmann, Y., Pašalić, E., Renner, S.C., Socher, S.A., Türke, M., Weisser, W.W., Fischer, M., Hölzel, N., 2013. Does organic grassland farming benefit plant and arthropod diversity at the expense of yield and soil fertility? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 177, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.019>
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tschamntke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries: Biodiversity effects of European agri-environment schemes. *Ecology Letters* 9, 243–254. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x>
- Knudsen, M.T., Dorca-Preda, T., Djomo, S.N., Peña, N., Padel, S., Smith, L.G., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S., Hermansen, J.E., 2019. The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. *Journal of Cleaner Production* 215, 433–443. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.273>
- Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., Cederberg, C., Herzog, F., Vale, J., Jeanneret, P., Sarthou, J.-P., Friedel, J.K., Balázs, K., Fjellstad, W., Kainz, M., Wolfrum, S., Dennis, P., 2017. Characterization factors for land use impacts on biodiversity in life cycle assessment based on direct measures of plant species richness in European farmland in the 'Temperate Broadleaf and Mixed Forest' biome. *Science of The Total Environment* 580, 358–366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.172>
- Lamichhane, J.R., Osdaghi, E., Behlau, F., Köhl, J., Jones, J.B., Aubertot, J.-N., 2018. Thirteen decades of antimicrobial copper compounds applied in agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 38, 28. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0503-9>
- Lancaster, N.A., Torres, A.P., 2019. Investigating the Drivers of Farm Diversification Among U.S. Fruit and Vegetable Operations. *Sustainability* 11, 3380. <https://doi.org/10.3390/su11123380>
- Larsen, A.E., Noack, F., Powers, L.C., 2024. Spillover effects of organic agriculture on pesticide use on nearby fields. *Science* 383, eadf2572. <https://doi.org/10.1126/science.adf2572>
- 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>
- Leifeld, J., Angers, D.A., Chenu, C., Fuhrer, J., Kätterer, T., Powlson, D.S., 2013. Organic farming gives no climate change benefit through soil carbon sequestration. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 110. <https://doi.org/10.1073/pnas.1220724110>
- 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., Isaia, 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., Pockock, 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>
- Lindner, J., Fehrenbach, H., Winter, L., Bloemer, J., Knuepfer, E., 2019. Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability* 11, 5628. <https://doi.org/10.3390/su11205628>
- Lindner, J.P., Bochum University of Applied Sciences, Koch, P., Ecolysis, Fehrenbach, H., Buerck, S., IFEU, 2022. Application de la méthode de l'indicateur BVI à Agribalyse (Rapport final).
- Liu, T., Chen, X., Hu, F., Ran, W., Shen, Q., Li, H., Whalen, J.K., 2016. Carbon-rich organic fertilizers to increase soil biodiversity: Evidence from a meta-analysis of nematode communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 199–207. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.015>
- Lori, M., Symnaczyk, 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>
- Luo, G., Li, L., Friman, V.-P., Guo, J., Guo, S., Shen, Q., Ling, N., 2018. Organic amendments increase crop yields by improving microbe-mediated soil functioning of agroecosystems: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 124, 105–115. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.002>
- MacDaniel, M., Tiemann, L.K., Grandy, S., 2013. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications* 24, 560–570. <https://doi.org/10.1890/13-0616.1>
- Mamy, L., Pesce, S., Sanchez, W., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudouin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berny, P., Bertrand, Cédric, Bertrand, Colette, Betoulle, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumot, A., Chauvel, B., Coeurdassier, M., Corio-Coste, M.-F., Coutellec, M.-A., Crouzet, O., Doussan, I., Douzals, J.-P., Faburé, J., Fritsch, C., Gallai, N., Gonzalez, P., Gouy, V., Hedde, M., Langlais, A., Le Bellec, F., Leboulanger, C., Margoum, C., Martin-Laurent, F., Mongruel, R., Morin, S., Mougou, C., Munaron, D., Néliu, S., Pelosi, C., Rault, M., Ris, N., Sabater, S., Stachowski-Haberkorn, S., Sucre, E., Thomas, M., Tournebize, J., Achard, A.-L., Le Gall, M., Le Perchec, S., Delebarre, E., Larras, F., Leenhardt, S., 2022. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques (Rapport d'ESCo). INRAE - Ifremer, France. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3657-2>
- Marie, T., Darrot, C., 2021. Enquête sociologique auprès des agriculteurs planteurs de bocage : Rapport d'étude (Rapport de Recherche). Institut Agro Agrocampus Ouest - UMR CNRS 6590 ESO.
- Martin, E.A., Seo, B., Park, C.-R., Reineking, B., Steffan-Dewenter, I., 2016. Scale-dependent effects of landscape composition and configuration on natural enemy diversity, crop herbivory, and yields. *Ecol Appl* 26, 448–462. <https://doi.org/10.1890/15-0856>
- MEA, 2005. Environmental Degradation and Human Well-Being: Report of the Millennium Ecosystem Assessment. *Population and Development Review* 31, 389–398. <https://doi.org/10.1111/j.1728-4457.2005.00073.x>
- Meemken, E.-M., Qaim, M., 2018. Organic Agriculture, Food Security, and the Environment. *Annu. Rev. Resour. Econ.* 10, 39–63. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100517-023252>
- Mir, A.R., Pichtel, J., Hayat, S., 2021. Copper: uptake, toxicity and tolerance in plants and management of Cu-contaminated soil. *Biometals* 34, 737–759. <https://doi.org/10.1007/s10534-021-00306-z>

- Moos, J.H., Schrader, S., Paulsen, H.M., 2017. Reduced tillage enhances earthworm abundance and biomass in organic farming: A meta-analysis. *Landbauforschung - applied agricultural and forestry research* 123-128. <https://doi.org/10.3220/LBF1512114926000>
- Morugán-Coronado, A., 2022. The impact of crop diversification, tillage and fertilization type on soil total microbial, fungal and bacterial abundance: A worldwide meta-analysis of agricultural sites 8.
- Müller, P., Neuhoﬀ, D., Nabel, M., Schiﬀers, K., Döring, T.F., 2022. Tillage effects on ground beetles in temperate climates: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 42, 65. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00803-6>
- Muneret, L., Mitchell, M., Seufert, V., Aviron, S., Djoudi, E.A., Pétillon, 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>
- Norton, L., Johnson, P., Joys, A., Stuart, R., Chamberlain, D., Feber, R., Firbank, L., Manley, W., Wolfe, M., Hart, B., Mathews, F., Macdonald, D., Fuller, R.J., 2009. Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 221–227. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.09.002>
- Ostandie, N., Giffard, B., Bonnard, O., Joubard, B., Richart-Cervera, S., Thiéry, D., Rusch, A., 2021. Multi-community effects of organic and conventional farming practices in vineyards. *Sci Rep* 11, 11979. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91095-5>
- 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.
- Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Néliu, 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>
- Pépin, A., Guidoboni, M.V., Jeanneret, P., Van Der Werf, H.M.G., 2023. Using an expert system to assess biodiversity in life cycle assessment of vegetable crops. *Ecological Indicators* 148, 110098. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110098>
- Petit, S., Gaba, S., Grison, A.-L., Meiss, H., Simmoneau, B., Munier-Jolain, N., Bretagnolle, V., 2016. Landscape scale management affects weed richness but not weed abundance in winter wheat fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 223, 41–47. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.031>
- Petit, S., Muneret, L., Carbonne, B., Hannachi, M., Ricci, B., Rusch, A., Lavigne, C., 2020. Landscape-scale expansion of agroecology to enhance natural pest control: A systematic review, in: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 1–48. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.001>
- Pilling, D., Bélanger, J., 2019. The state of the world's biodiversity for food and agriculture. FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Rome.
- Preux, T., 2021. Cartographie de la densité de haies en France métropolitaine. France.
- Puech, T., Mignolet, C., 2022. Caractériser la morphologie des parcelles agricoles à l'échelle de la France. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.39924>
- 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>
- Rahmann, G., 2011. Biodiversity and Organic farming: What do we know? *Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research* 61, 189–208.
- Ratto, F., Steward, P., Sait, S.M., Pryke, J.S., Gaigher, R., Samways, M.J., Kunin, W., 2021. Proximity to natural habitat and flower plantings increases insect populations and pollination services in South African apple orchards. *Journal of Applied Ecology* 58, 2540–2551. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13984>
- Reganold, J.P., Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2, 15221. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
- Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., De Carli, E., Del Moral, J.C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., Jiguet, F., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kállás, J.A., Lehtikoinen, A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P., Paquet, J.-Y., Péliissi, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikström, T., Voříšek, P., Weiserbs, A., Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 120, e2216573120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Riggi, L.G.A., Bommarco, R., 2019. Subsidy type and quality determine direction and strength of trophic cascades in arthropod food webs in agroecosystems. *Journal of Applied Ecology* 56, 1982–1991. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13444>
- Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tormos, J., Asís, J.D., 2020. Natural enemies and pollinators in traditional cherry orchards: Functionally important taxa respond differently to farming system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 295, 106920. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106920>
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Scharntke, T., Thies, C., 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming: Landscape complexity and weed species diversity. *Journal of Applied Ecology* 42, 873–882. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01072.x>
- Rundlöf, M., Bengtsson, J., Smith, H.G., 2008. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45, 813–820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01448.x>
- Samnegård, U., Alins, G., Boreux, V., Bosch, J., García, D., Happe, A., Klein, A., Miñarro, M., Mody, K., Porcel, M., Rodrigo, A., Roquer-Beni, L., Tasin, M., Hambäck, P.A., 2019. Management trade-offs on ecosystem services in apple orchards across Europe: Direct and indirect effects of organic production. *J Appl Ecol* 56, 802–811. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13292>
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Sautereau, N., Benoit, M., 2016. Quantification et chiffrage des externalités de l'agriculture biologique (Rapport d'étude). ITAB.



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., Nkwiine, 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. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 357, 108672. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108672>

Seufert, V., Ramankutty, N., 2017. Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. *Sci. Adv.* 3, e1602638. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1602638>

Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–234.

Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhauer, I., Lefebvre, G., Gauffre, 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., Tscharntke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proc Natl Acad Sci USA* 116, 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>

Sirami, C., Midler, E., 2021. Hétérogénéité des paysages agricoles, biodiversité et services écosystémiques - Analyse N°163. Centre d'études et de prospective 4.

Smith, O.M., Cohen, A.L., Reganold, J.P., Jones, M.S., Orpet, R.J., Taylor, J.M., Thurman, J.H., Cornell, K.A., Olsson, R.L., Ge, Y., Kennedy, C.M., Crowder, D.W., 2020. Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 117, 2870–2878. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906909117>

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. Agr.* 11, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2>

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

Tibi, A., Martinet, V., Vialatte, A., Alignier, A., Angeon, V., Bohan, D.A., Bougherara, D., Cordeau, S., Courtois, P., Deguine, J.-P., Enjalbert, J., Fabre, F., Fréville, H., Grateau, R., Grimonprez, B., Gross, N., Hannachi, M., Launay, M., Lelièvre, V., Lemarié, S., Martel, G., Navarrete, M., Plantegenest, M., Ravigné, V., Rusch, A., Suffert, F., Toyer, S., 2022. Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles. Synthèse du rapport d'ESCo (Synthèse). INRAE, France.

Tidåker, P., Karlsson Potter, H., Carlsson, G., Rööb, E., 2021. Towards sustainable consumption of legumes: How origin, processing and transport affect the environmental impact of pulses. *Sustainable Production and Consumption* 27, 496–508. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.01.017>

Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T.C., Westphal, C., Batáry, P., 2021. Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 36, 919–930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>

Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., Van Der Putten, W.H., Westphal, C., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87, 661–685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>

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>

UICN Comité France, OFB, MNHN, 2020. La liste rouge des espèces menacées en France : 13 ans de résultats. Paris, France.

Van der Werf, H.M.G., Knudsen, M.T., Cederberg, C., 2020. Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nat Sustain* 3, 419–425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>

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>

Venter, Z.S., Jacobs, K., Hawkins, H.-J., 2016. The impact of crop rotation on soil microbial diversity: A meta-analysis. *Pedobiologia* 59, 215–223. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2016.04.001>

Wedoux, B., Schulmeister-Oldenhove, A., 2021. Quand les européens consomment, les forêts se consomment. WWF.

Winter, S., Bauer, T., Strauss, P., Kratschmer, S., Popescu, D., Landa, B., Guzmán, G., Guernion, M., Zaller, J.G., Batáry, P., 2018. Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis 12.

Le document « Chapitre | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : la biodiversité » 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 : Bastien Dallaporta, Natacha Sautereau (ITAB)
- ▶ Relecture :
  - Marc Benoit (INRAE UMRH), ingénieur de recherche, agroéconomie, domaines d'expertise : Impact environnemental ; Agriculture biologique ; Élevage - **relecteur**
  - Christian Bockstaller (INRAE UMR LAE), ingénieur de recherche, agronomie, domaines d'expertise : Évaluation multicritère ; Système de culture - **relecteur**.
  - Vincent Bretagnolle (CNRS UMR 7372), directeur de recherche, écologie, domaines d'expertise : Pratiques agricoles ; Paysages agricoles - **expert consulté**.
  - Lucile Muneret (INRAE UMR Agroécologie), ingénieure de recherche, agronomie, domaines d'expertise : Régulation des bioagresseurs ; Paysages agricoles ; Écologie des communautés - **relectrice**.
  - Lionel Ranjard (INRAE UMR Agroécologie), directeur de recherche, écologie, domaines d'expertise : Microbiologie des sols ; Agroécologie - **relecteur**.
  - Isabelle Savini (INRAE DEPE), ingénieure de recherche, domaines d'expertise : Rédaction ; Coordination éditoriale - **relectrice**.
  - Clélia Sirami (INRAE UMR DYNAFOR), directrice de recherche, écologie, domaines d'expertise : hétérogénéité des paysages agricoles, services écosystémiques - **relectrice**.
- ▶ Relecture interne : Alix Bell, Alice Holvoet (ITAB)
- ▶ Relecture commanditaire : Noémie Quéré, Catherine Conil (MTECT)
- ▶ Conception de la publication : Elodie Weber, Stéphanie Mothes (ITAB)

Remerciements au Comité de pilotage de l'étude avec des membres des Ministères (MTECT, MASA, MSP), INRAE, INSERM, ISARA, France Stratégie, INAO, Santé Publique France, IDDRI-AsCa, SOLAGRO, Agence Bio, FNAB, Synabio

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

Edition : ITAB

Novembre 2024

Pour citer ce document : Dallaporta B., Sautereau N., 2024, "Chapitre|Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : la biodiversité", dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique", ITAB, 2024, 58p.

Licence : CC BY-NC-ND 4.0



Le document « Chapitre | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : la biodiversité » © 2024 par Bastien Dallaporta et 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](mailto:communication@itab.asso.fr)

Financé par :



**MINISTÈRE  
DE LA TRANSITION  
ÉCOLOGIQUE  
ET DE LA COHÉSION  
DES TERRITOIRES**

Liberté  
Égalité  
Fraternité

Co-financeur :

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



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

Liberté  
Égalité  
Fraternité

