



**itab**

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

# Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique



## Chapitre climat

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 l'évaluation de différentes 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 climat

Ce document constitue le chapitre "Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : atténuation du changement climatique", rédigé par Bastien Dallaporta, agronome. La rédaction de ce chapitre a bénéficié en particulier des appuis extérieurs d'experts de cette thématique : Valentin Bellassen, Thomas Nesme, Sylvain Pellerin, Hayo van der Werf (INRAE). 125 références bibliographiques ont été mobilisées et figurent dans le chapitre "Atténuation du changement climatique". Vous trouverez en fin de document une bibliographie.

Ce chapitre synthétise les principales externalités de l'agriculture biologique concernant l'atténuation du changement climatique, en référence aux pratiques principalement mises en œuvre en agriculture conventionnelle. Il concerne les effets en termes d'atténuation vis-à-vis du changement climatique.

# Table des matières

Glossaire .....	5
Table des illustrations.....	6
Préambule .....	8
I. Contexte .....	9
I.1. Élévation des températures.....	9
I.2. Contribution du secteur agricole.....	10
I.3. Contribution de la consommation alimentaire .....	12
I.4. Politiques publiques européennes et nationales.....	13
I.5. AB et atténuation du changement climatique.....	15
II. Approche par gaz à effet de serre.....	16
II.1. Émissions de protoxyde d'azote (N <sub>2</sub> O).....	16
II.1.A. Émissions par les sols agricoles.....	16
II.1.B. Gestion et stockage des déjections.....	22
II.2. Émissions de méthane (CH <sub>4</sub> ).....	24
II.2.A. Fermentation entérique.....	24
II.2.B. Gestion et stockage des déjections.....	25
II.2.C. Émissions par les sols agricoles.....	26
II.3. Émissions de dioxyde de carbone (CO <sub>2</sub> ) .....	28
II.4. Flux de carbone dans les sols.....	30
II.4.A. Stock de carbone dans les sols conduits en AB.....	34
II.4.B. Effets des amendements organiques .....	35
II.4.C. Effets de la rotation.....	37
II.4.D. Leviers mobilisables en AB .....	40
III. Émissions de GES des systèmes de production .....	42
III.1. Émissions brutes de GES à l'échelle ferme.....	42
III.1.A. Productions végétales.....	42
III.1.B. Productions animales.....	42
III.2. Changement d'affectation des terres.....	43
III.2.A. Déforestation.....	44
III.2.B. Maintien des stocks sous prairie permanente .....	46
III.3. Contribution des éléments semi-naturels au stockage de carbone.....	47
III.4. Effets de la diversification sur l'albédo.....	48
III.5. Effet spécifique des parcours des monogastriques.....	49

IV.	Impact des circuits de distribution.....	49
V.	Émissions de GES des produits alimentaires.....	52
V.1.	Des performances par unité produite variables selon les productions.....	52
V.2.	Des conclusions sensibles aux études comparatives retenues .....	55
V.3.	Limites méthodologiques associées .....	57
V.3.A.	Impacts alloués à la production des produits résiduaux organiques .....	57
V.3.B.	Prise en compte des variations de COS.....	57
V.3.C.	Méthode d'appariement des systèmes AB et AC dans les comparaisons.....	58
VI.	Impact des régimes alimentaires.....	60
VI.1.	Végétalisation des régimes et consommation de produits AB.....	61
VI.2.	Effet de la consommation de produits AB sur l'impact GES des régimes.....	61
VII.	Impacts potentiels liés à l'expansion de l'AB .....	63
VII.1.	Effets à l'échelle mondiale.....	63
VII.2.	Effets à l'échelle nationale.....	65
VII.3.	Une place pertinente de l'AB dans des scénarios intermédiaires.....	67
	Conclusion .....	69
	Références .....	71

## Glossaire

**AB** : agriculture biologique  
**AC** : agriculture non biologique, conventionnelle  
**ACV** : analyse de cycle de vie  
**ACS** : agriculture de conservation des sols  
**BI** : bas intrants  
**CAT** : changement d'affectation des terres  
**CO<sub>2</sub>** : dioxyde de carbone  
**COS** : carbone organique des sols  
**CIPAN** : couvert intermédiaire piège à nitrate  
**CH<sub>4</sub>** : méthane  
**CNUCC** : convention cadre des nations unies sur les changements climatiques  
**FE** : facteur d'émission  
**GES** : gaz à effet de serre  
**GIEC** : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat  
**HCC** : Haut conseil pour le climat  
**MO** : matière organique  
**MTECT** : Ministère de la transition et de la cohésion des territoires  
**N<sub>2</sub>O** : protoxyde d'azote  
**NRO** : nouvelles ressources organiques  
**OGM** : organisme génétiquement modifié  
**OTEX** : orientation technico-économique des exploitations  
**PAC** : Politique agricole commune  
**PSN** : Plan stratégique national  
**PRG** : potentiel de réchauffement global  
**PRO** : produit résiduaire organique  
**INRAE** : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement  
**ITAB** : Institut de l'agriculture et de l'alimentation biologiques  
**SAU** : surface agricole utilisée  
**SNBC** : stratégie nationale bas carbone  
**UE** : Union européenne  
**UGB** : Unité gros bétail  
**UTCATF** : Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et forêt

## Table des illustrations

Figure 1 : Ampleur selon laquelle les générations actuelles et futures connaîtront un monde plus chaud et différent dépend des choix actuels et à court terme .....	10
Figure 2 : Émissions par secteur en 2022 .....	11
Figure 3 : Empreinte carbone de l'alimentation des ménages en France .....	13
Figure 4 : Évolution des émissions nationales de GES selon l'approche et des trajectoires de réduction fixées par différentes SNBC pour atteindre l'objectif intermédiaire de 2030 .....	14
Figure 5 : Processus biologiques impliqués dans les émissions de N <sub>2</sub> O par les sols.....	16
Figure 6 : Composition de la dose totale d'N selon la forme des apports selon la conduite AB et AC .....	18
Figure 7 : Représentation schématique des stocks et flux d'azote de deux systèmes de culture : conventionnel et biologique.....	18
Figure 8 : Variabilité des facteurs d'émission de N <sub>2</sub> O selon la nature des engrais pour les catégories d'engrais ayant au moins 10 mesures et comparaison aux FE Niveau 1 par défaut du GIEC .....	22
Figure 9 : Différences de composition des rations animales en bovin lait, porc et volaille selon le mode de production. ....	23
Figure 10 : Consommation d'énergie par unité de surface en AB et AC pour différentes catégories de produits .....	30
Figure 11 : Carte des stocks de COS (Carbone Organique du Sol) en France sur 0-30 cm.....	31
Figure 12 : Représentation du continuum de biotransformation des matières organiques des sols. ....	32
Figure 13 : Représentation schématique de la cinétique de stockage associée à l'adoption de pratique stockante. ....	33
Figure 14 : Effet de l'AB sur différentes métriques du carbone organique des sols par rapport à l'AC (stocks, taux de séquestration, respiration du sol).....	35
Figure 15 : Évolution de 1978 à 2020 de la concentration moyenne en C du sol selon 4 pratiques de fertilisation et deux niveaux de fertilisation dans l'essai DOK en Suisse.....	36
Figure 16 : Stockage additionnel par les pratiques sur l'horizon 0-30 cm.....	41
Figure 17 : Distribution des variations de carbone organique des sols issues d'un changement d'affectation des terres, d'un changement de pratiques agricoles ou du changement climatique .....	44
Figure 18 : Variations de carbone organique des sols associées au changement d'usage des terres à l'échelle mondiale.....	45
Figure 19 : Contribution relative des différents postes aux émissions totales de GES aux portes de la ferme pour les productions animales.....	46
Figure 20 : Part des émissions de GES de chaque étape de la chaîne, par groupe d'aliment.....	50
Figure 21 : Part d'exploitations vendant en circuit court selon leur mode de production et leur spécialisation.....	51
Figure 22 : Différences d'impacts AB/AC par unité produite pour différentes productions alimentaires.....	53
Figure 23 : Différences d'impacts GES AB/AC par unité produite pour différentes productions végétales.....	54
Figure 24 : Différence relative des émissions de GES des produits biologiques par rapport aux produits alimentaires conventionnels, selon l'unité fonctionnelle retenue.....	56
Figure 25 : Décomposition de l'empreinte carbone par litre de lait en conventionnel, biologique et l'écart moyen entre systèmes comparables.....	59

Figure 26 : Différences relatives d'émissions de GES (kgCO <sub>2eq</sub> /pers/an) entre le régime actuel moyen et des modes d'alimentation durables .....	60
Figure 27 : Décomposition des écarts observés entre le premier quintile (Q1) et le cinquième quintile (Q5) de consommateurs d'aliments biologiques pour différents indicateurs environnementaux et économiques. ....	62
Figure 28 : Variation des surfaces mondiales cultivées en cas de conversion AB par rapport à la référence (100 % AC).....	65
Figure 29 : Émissions totales de GES pour l'Angleterre et le Pays de Galles liées à une production alimentaire intégralement AB ou AC.....	66
Figure 30 : Nombre de personnes pouvant être nourries avec 20 % (a) ou 60 % (b) de la SAU convertie en AB.....	68

Tableau 1 : Évolution des facteurs d'émission directe de N <sub>2</sub> O selon l'approche Niveau 1 du GIEC depuis 1996.....	21
Tableau 2 : Évolution des valeurs de PRG100 selon les rapports successifs du GIEC.....	27
Tableau 3 : Itinéraires techniques des quatre systèmes de cultures de l'essai long terme sur le site de La Cage .....	38

## 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 leur rémunération. 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 liés à 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 associées à l'application actuelle de ces méthodes d'ACV, particulièrement problématiques car elles ne prennent pas en compte l'ensemble des impacts de la production agricole sur la biodiversité <sup>2</sup> (Sautereau et al., 2021).

Au-delà de ces enjeux méthodologiques, le contexte politique sur les orientations agricoles à prendre est tendu. D'une part le renchérissement des coûts, en particulier de l'énergie, et d'autre part la guerre en Ukraine, ont remis la thématique de la « souveraineté alimentaire »<sup>3</sup> sur le devant des enjeux. Cette dernière a été régulièrement invoquée par certains acteurs pour justifier des remises en question d'orientations telles que le « *Green Deal* » (qui fixe l'ambition européenne de déployer un système alimentaire écologiquement durable) et la stratégie « *Farm to Fork* » (de la ferme à la fourchette). C'est dans ce contexte de controverses méthodologiques sur l'affichage environnemental des produits alimentaires et de vifs débats quant aux orientations politiques que le débat « *land sharing/land sparing* » a notamment été relancé. Il apparaît comme nécessaire d'actualiser l'évaluation des externalités environnementales de l'AB, positives ou négatives, commanditée par le Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (MTECT).

---

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



Il est à noter que dans cette mise à jour, le positionnement relatif de l'AB par rapport à d'autres certifications ou démarches de qualité n'est pas prévu : il s'agit bien d'identifier et d'analyser les travaux permettant de quantifier l'impact de « AB » par rapport au « non AB ». Comme pour les autres chapitres qui font l'objet de cette actualisation et en cohérence avec l'approche adoptée en 2016, l'AB est abordée à la fois comme i) un ensemble de pratiques obligatoires listées dans le règlement (avec des principes), décliné en un cahier des charges, précisé par un guide de lecture national, et ii) un ensemble de pratiques induites qui sont plus fréquemment mises en œuvre en AB qu'en AC du fait des contraintes imposées par la réglementation.

## I. Contexte

### I.1. Élévation des températures

Le rapport d'évaluation de synthèse qui clôture le 6<sup>e</sup> cycle du GIEC fait état d'une élévation du niveau moyen des températures liée à des émissions de gaz à effet de serre (GES) toujours en hausse. Les émissions de GES dues aux activités humaines sur la période 2010-2019 ont contribué au réchauffement du climat à un rythme sans précédent, avec une élévation des températures supérieure de 1,1 °C (0,8-1,3°C) à l'échelle mondiale par rapport à la période préindustrielle (1850-1900), et de 1,7°C dans le cas de la France (Ribes et al., 2022). **Les émissions anthropiques de GES ont augmenté d'environ 12 % entre 2010 et 2019 et de plus de 54 % depuis 1990.** Cette hausse d'émission de GES conduit à des impacts sur l'Homme et la nature, les communautés humaines les plus vulnérables étant celles qui ont une contribution historique plus faible à ce réchauffement mais en subissent les plus forts impacts.

Quels que soient les scénarios d'émission, le GIEC estime que le réchauffement de la planète atteindra +1,5 °C dès le début des années 2030 dans les scénarios les plus optimistes (Figure 1) et sans un renforcement immédiat des politiques publiques, cette élévation des températures atteindra +3,2°C (2,2-3,5°C) à l'horizon 2100 à l'échelle du globe. Sur un même horizon temporel, la France affronterait une élévation des températures de l'ordre de +3,8 °C (2,9-4,8 °C) jusqu'à +6,7°C (5,2-8,2°C) selon les scénarios d'émissions (intermédiaire/très élevé) (Ribes et al., 2022). Le GIEC réévalue à la hausse les risques encourus pour un même niveau de réchauffement par rapport au 5<sup>ème</sup> rapport d'évaluation de 2014 (Calvin et al., 2023). Cette augmentation inéluctable des températures engendrera plusieurs impacts, notamment sur la biodiversité (déplacement ou extinction d'espèces et développement d'espèces envahissantes), ainsi que sur les rendements et la qualité nutritive des récoltes, pouvant entraîner une augmentation des prix et de l'insécurité alimentaire.

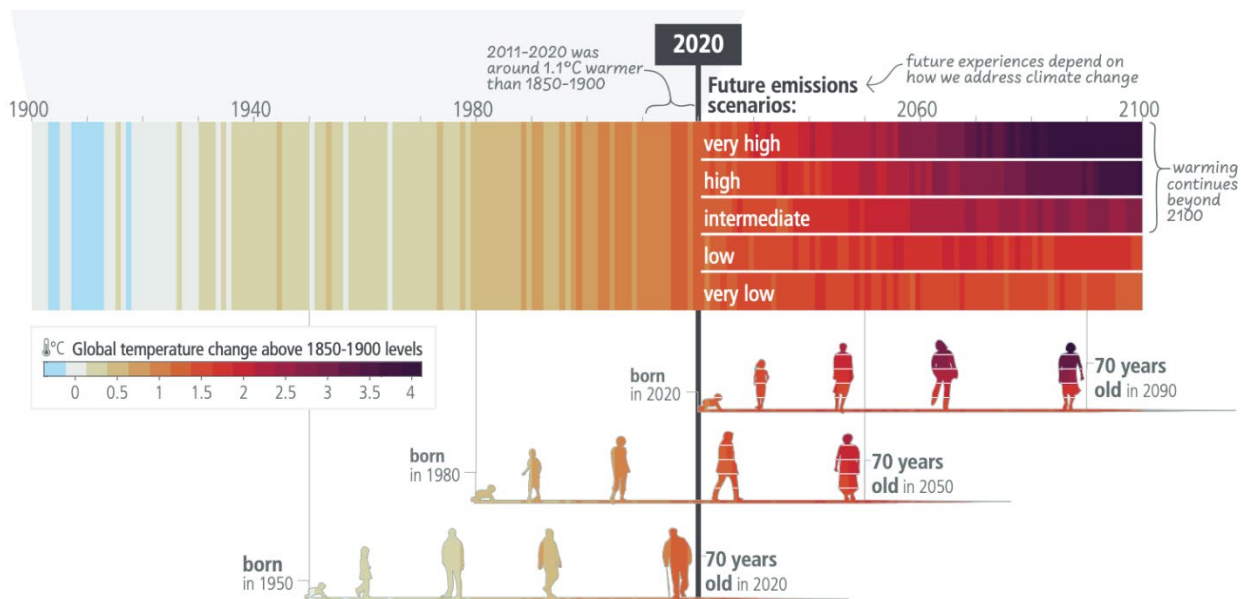


Figure 1 : **Ampleur selon laquelle les générations actuelles et futures connaîtront un monde plus chaud et différent dépend des choix actuels et à court terme.** Les changements observés (1900-2020) et projetés (2021-2100) de la température de surface mondiale (par rapport à 1850-1900), qui sont liés aux changements des conditions et des impacts climatiques, illustrent comment le climat a déjà changé et changera au cours de la vie de trois générations représentatives (nées en 1950, 1980 et 2020). Les projections futures (2021-2100) des changements de température mondiale à la surface sont présentées pour des températures très basses (SSP1-1,9), faibles (SSP1-2,6), intermédiaires (SSP2-4,5), élevées (SSP3-7) et très élevées (SSP5-8,5) (Source : Calvin et al., 2023)

## I.2. Contribution du secteur agricole

En France, le secteur de l'agriculture<sup>4</sup> contribue à hauteur d'un cinquième des émissions anthropiques sur le territoire national de métropole et d'outre-mer (20,6 % en 2020, 18,4 % en 2021) (CITEPA, 2023, 2022). Il représente le deuxième secteur le plus émetteur, après les transports (environ un tiers des émissions), et sa contribution est très proche de celle du secteur de l'industrie (Figure 2). Ce chiffre n'inclut pas les émissions de l'industrie agroalimentaire (secteur industrie), les transports associés à l'agroalimentaire (secteur transport), à la production d'intrants (secteur industrie), à l'achat d'aliments (déforestation importée).

<sup>4</sup> La Sylviculture est incluse dans ce secteur d'activité, mais sa contribution aux émissions du secteur reste très faible.

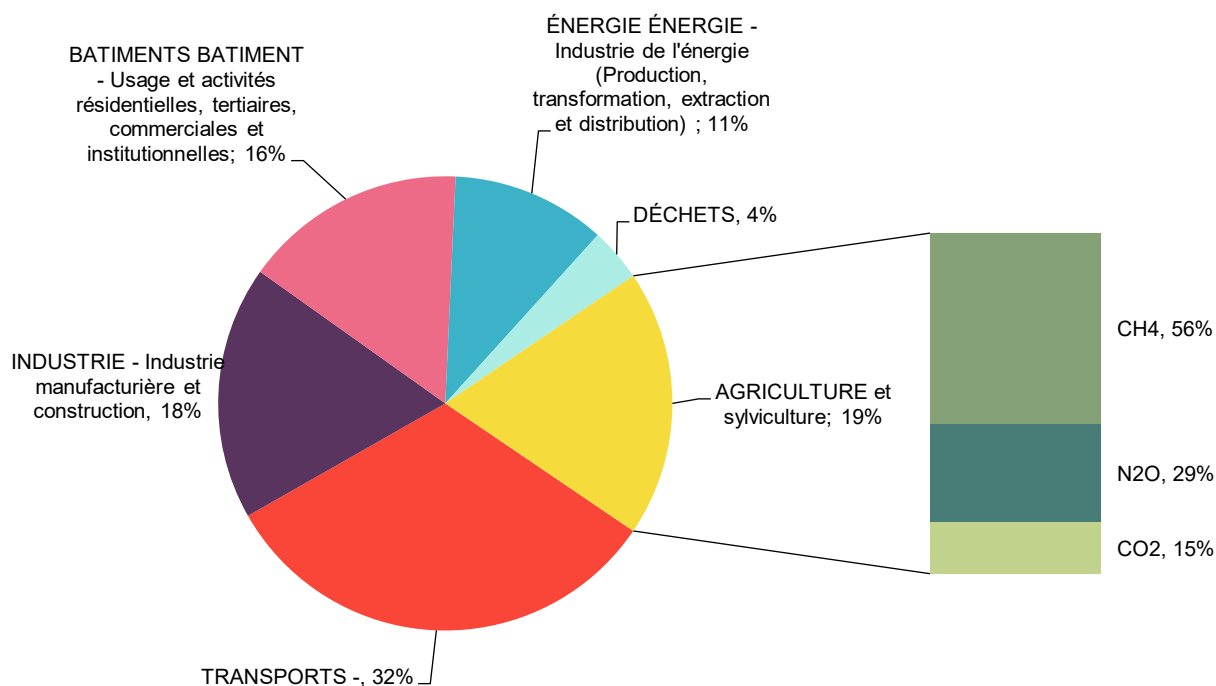


Figure 2 : Émissions par secteur en 2022 (Format SECTEN hors UTCATF) et émissions par GES du secteur agriculture (Source : (CITEPA, 2023) )

**Les émissions liées à l'agriculture se distinguent des autres secteurs par leur nature :** l'essentiel des émissions de GES de ce secteur est constitué de méthane (CH<sub>4</sub> ; 56%) et de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O ; 29 %), contrairement aux autres secteurs d'activité (transports, énergie, etc.) dont la principale source de GES est la combustion d'énergie fossile à l'origine d'émissions de CO<sub>2</sub> (CITEPA, 2023). Le secteur de l'agriculture est ainsi le secteur ayant la plus forte contribution aux émissions nationales de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O. D'une part, ces deux GES ont une contribution au réchauffement plus importante que le CO<sub>2</sub> (27,9 fois plus pour le méthane, 273 fois pour le protoxyde d'azote<sup>5</sup>) et d'autre part, ces émissions résultent de processus biologiques et biophysiques qu'il est difficile de modifier radicalement et rapidement pour réduire les émissions de GES du secteur agricole. Enfin, le caractère diffus des émissions de ces deux GES et la complexité des processus rendent parfois difficile la quantification de ces émissions, qui sont associées à de fortes incertitudes (CITEPA, 2022). Toujours dans le cas de la France, il est observé une tendance à la baisse depuis les années 1990 des émissions du secteur agriculture en France, estimée à 12% des émissions sur la période 1990-2020. Cette baisse s'explique par la diminution de la taille du cheptel bovin national (37% en bovin laitier et 14% en bovin viande) et la baisse de la fertilisation azotée sur les cultures (les émissions des engrais azotés minéraux et des engrais organiques épandus ont respectivement diminué de 21% et 4%) (HCC, 2024). **Cette baisse n'est donc pas maîtrisée :** elle n'est pas le fruit de politiques climatiques volontaristes mais la résultante de difficultés économiques du secteur.

<sup>5</sup> Les valeurs de Potentiel de Réchauffement Global (PRG) renseignées sont les valeurs PRG à 100 ans issues du 6<sup>ème</sup> rapport d'évaluation du GIEC (AR6, 2021)

Enfin, **l'agriculture est l'une des seules activités ayant la possibilité de contribuer au stockage de carbone dans les sols.** Ces flux sont comptabilisés séparément, au sein du secteur Utilisation des Terres, Changement d'Affectation des Terres et Forêt (UTCATF). Ce secteur qui inclut donc la Forêt, se comporte comme un « puits net », c.a.d. les absorptions (croissance de biomasse) sont plus importantes que les émissions de ce secteur (mortalité des arbres, artificialisation, ...). Néanmoins, la taille de ce puits reste faible au regard des émissions de tous les secteurs (il équivaut à 3,6 % des émissions nationales en 2020) et diminue depuis les années 2015 (-35 MtCO<sub>2eq</sub> en 2015 contre -14 MtCO<sub>2eq</sub> en 2020), principalement en raison de l'effet couplé de sécheresses à répétition depuis 2017 et de maladies en recrudescence (CITEPA, 2022). Enfin, les émissions de ce secteur font l'objet d'importantes incertitudes, de l'ordre de 40%, par la sensibilité du calcul aux surfaces occupées par les différents types de couverts végétaux (prairies, cultures) et l'impact de certaines pratiques agricoles sur les émissions des sols cultivés (HCC, 2024).

### I.3. Contribution de la consommation alimentaire

L'approche territoriale consiste à comptabiliser les émissions issues d'activités humaines ayant lieu dans un pays donné. Cette approche constitue un socle méthodologique commun et harmonisé qui permet notamment la réalisation et le suivi d'inventaires nationaux de GES pour les pays signataires du protocole de Kyoto (entré en vigueur en 2005) et de l'Accord de Paris (2015). Ils permettent une évaluation des contributions de chaque secteur, comme présenté précédemment.

Une autre approche, dite « consommation », vise à imputer l'ensemble des émissions de GES liées à la production et au transport d'un bien ou d'un service au consommateur final. Le calcul de cette empreinte carbone appliqué à la France renseigne donc le volume des émissions induites par la consommation en France de produits fabriqués en France et à l'étranger. A la différence des émissions territoriales, le calcul d'empreinte carbone n'est pas encadré par des normes ou des règles méthodologiques internationales ou nationales (HCC, 2020).

Différentes estimations de l'empreinte carbone de la France ces dernières années montrent qu'elle est bien plus élevée que les émissions territoriales, de 70 % selon (HCC, 2020). Bien qu'elle tende à diminuer depuis 2005, cette tendance masque une compensation de la réduction des émissions liées à la demande intérieure produite sur le territoire national (-30 % de 1995 à 2018) par une augmentation des émissions importées (+78 %) (HCC, 2020). Calculée par personne, l'empreinte carbone moyenne d'un français ou d'une française est comprise entre 9,3 tCO<sub>2eq</sub> et 11,5 tCO<sub>2eq</sub> par personne selon les années et méthodes de calcul (HCC, 2024, 2020).

L'alimentation représente 24% de cette empreinte carbone (2,1 tCO<sub>2eq</sub> par habitant<sup>6</sup>) ce qui en fait le troisième poste d'émission (Barbier et al., 2019) de la consommation des ménages, derrière les biens de consommations et les transports. 60% des émissions de l'empreinte carbone de l'alimentation ont lieu au stade de la production agricole (Figure 3), et, selon cette approche, le CH<sub>4</sub> représente 29 % des émissions et le N<sub>2</sub>O 23 % ; le CO<sub>2</sub> est le premier GES de l'empreinte carbone de l'alimentation des Français avec 46 % des émissions, qui proviennent de l'ensemble des consommations d'énergie aux différentes étapes du système alimentaire (Barbier et al., 2019).

---

<sup>6</sup> 1,9 tCO<sub>2eq</sub> selon (CGDD, 2023), et 3,35 tCO<sub>2eq</sub> selon (Malliet, 2020)

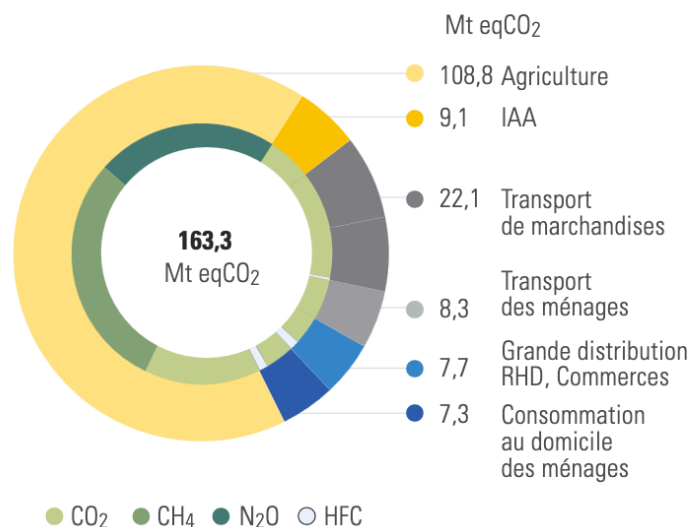


Figure 3 : **Empreinte carbone de l'alimentation des ménages en France (hors UTCATF)**, selon les principaux GES et au cours des différentes étapes du système alimentaire (Barbier et al., 2019)

L’empreinte carbone de l’alimentation permet également d’évaluer la part des émissions du système alimentaire liée aux importations. Ainsi, 46% des émissions alimentaires sont des émissions importées, dont la moitié (48%) le sont sous forme de matière première et de produits nécessaires à la production agricole, autrement dit pas de produits directement destinés au consommateur (HCC, 2023). Notons que cette empreinte carbone de l’alimentation est sous-estimée, puisqu’elle n’intègre pas les émissions du secteur UTCATF (Utilisation des terres, changement d’affectation des terres et foresterie) qui peuvent représenter entre 20% à 30% de l’empreinte carbone alimentaire des régimes européens (Poore and Nemecek, 2018), avec une forte variabilité selon les pays (17% pour la Lettonie, 43% pour les Pays-Bas) (Sandström et al., 2018).

#### I.4. Politiques publiques européennes et nationales

La France s’engage, aux côtés des autres pays signataires de l’Accord de Paris, à atteindre la neutralité carbone au cours de la deuxième moitié du 21<sup>e</sup> siècle pour limiter l’augmentation de la température moyenne à 2°C, et si possible 1,5°C. Cette neutralité carbone est définie par la loi<sup>7</sup> depuis 2019 comme « *un équilibre, sur le territoire national, entre les émissions anthropiques par les sources et les absorptions anthropiques par les puits de gaz à effet de serre* ».

L’atteinte de ces objectifs implique pour la France une division par six des émissions de gaz à effet de serre sur son territoire par rapport à 1990. La Stratégie Nationale Bas-Carbone (SNBC) de la France fixe ses objectifs climat, avec l’attribution de budgets carbone à ne pas dépasser pour différentes périodes. Après un premier budget carbone non respecté sur la période 2015-2018 et

<sup>7</sup> Loi Énergie Climat

la révision de la SNBC (SNBC 2), le deuxième budget carbone sur la période 2019-2022 semble être respecté avec une réduction moyenne de -2,1 %/an sur la période (Figure 4).

Les émissions de GES du secteur de l'agriculture diminuent à un rythme annuel moyen de -1,3 % / an (CITEPA, 2023). Ce résultat est en phase avec l'objectif national de neutralité carbone à l'horizon 2050, qui fixe une réduction de 18 % des émissions de GES du secteur en 2030 par rapport à 2015 et de 46 % à l'horizon 2050. La révision récente de la dernière SNBC (SNBC 3) indique cependant un doublement de l'effort entre 2022-2030 pour atteindre l'objectif de -55 % des émissions à l'horizon 2030 tous secteurs confondus, ce qui implique une baisse annuelle de -4,0 % / an (CITEPA, 2023).

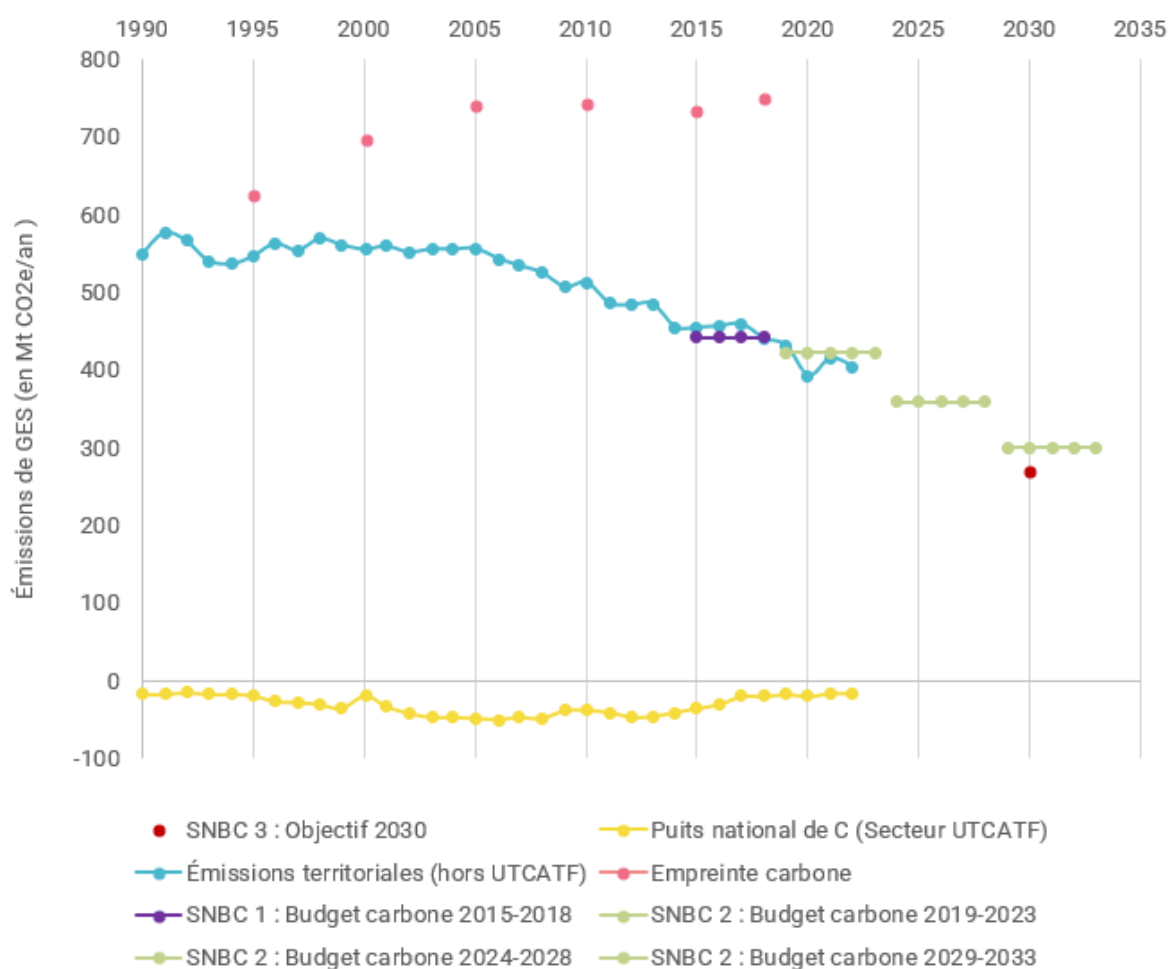


Figure 4 : Évolution des émissions nationales de GES selon l'approche (bleu : territoriale ; rose : consommation), et des trajectoires de réduction fixées par différentes SNBC pour atteindre l'objectif intermédiaire de 2030 (rouge) (CITEPA, 2023, 2020)

Le Pacte Vert européen (*Green Deal*) a quant à lui pour ambition la neutralité carbone de l'Union Européenne (UE) à l'horizon 2050, avec une cible intermédiaire de réduction des émissions nettes de GES de l'UE d'au moins 55 %<sup>8</sup>, d'ici à 2030, par rapport à 1990 (« Fit for 55 »). Dans ce cadre, la

<sup>8</sup> Anciennement une réduction de 40 % entre 1990 et 2030

stratégie « De la ferme à la table » adoptée en octobre 2021 décline cet objectif de transition vers un système agricole et alimentaire plus durable en une trentaine de textes législatifs. Cette stratégie souligne, entre autres, l'urgence de réduire l'emploi des engrais et de développer l'agriculture biologique, deux axes impactant directement les émissions de GES du secteur. La mise en œuvre française de la nouvelle mouture de la Politique agricole commune 2023-27 (PAC) à travers le Plan stratégique national (PSN) a pour ambition de contribuer à l'atteinte des objectifs du Pacte Vert, en soutenant notamment le développement de la production de légumineuses, le développement de l'agriculture biologique, la diversification des cultures, la progression du linéaire de haies et le maintien des prairies permanentes à travers plusieurs instruments dont notamment l'éco-régime.

## I.5. AB et atténuation du changement climatique

Des pistes d'amélioration existent en agriculture pour i) réduire les émissions de GES et ii) améliorer la contribution du secteur au puits national de carbone (Pellerin et al., 2020, 2013). Il est cependant encore difficile de mesurer et de comparer les résultats précis en termes d'émissions de GES pour différents systèmes de production agricole, dont l'Agriculture Biologique (AB). Cela est dû à une grande variabilité spatiale et temporelle des phénomènes d'émissions, aux nombreuses incertitudes qui existent dans les méthodes de calculs et à l'absence de données précises pour chacun des différents systèmes, tant leur diversité et leur complexité sont grandes (Guyomard et al., 2013).

L'étude de 2016 sur les externalités de l'AB concluait à un effet globalement plutôt en faveur de ce mode de production par rapport à l'agriculture conventionnelle (AC), malgré une grande variabilité des situations et des estimations, et selon les indicateurs retenus (Sautereau and Benoit, 2016). **L'étude pointait notamment que l'évaluation de l'AB sur cette dimension dépend fortement de l'unité à laquelle sont rapportées les émissions, eu égard à ses rendements plus faibles.** Ainsi elle concluait d'une part à des émissions plus faibles par unité de surface (*par hectare*), et des effets positifs non systématiques et parfois négatifs par unité produite (*par kilo, litre*), et d'autre part à un stockage de carbone positif mais non systématique voire négatif dans certains cas. Ces travaux nationaux s'inscrivent dans la continuité des conclusions établies par différentes synthèses à l'échelle internationale (Clark and Tilman, 2017; Mondelaers et al., 2009; Tuomisto et al., 2012).

Cette étude a donc pour objectif l'actualisation des connaissances des effets de l'AB sur l'atténuation du changement climatique (ou service de régulation du climat). Dans un premier temps, l'étude s'intéresse à l'AB comme mode de production agricole, elle pose l'état des connaissances sur le lien entre AB et émissions de différents GES isolés (Section 2) puis cumulés sous forme de bilan, à l'échelle ferme (Section 3). Une deuxième partie est consacrée aux produits alimentaires. Elle aborde les émissions qui ont lieu après la phase de production (Section 4), des performances de l'AB exprimées par unité produite (Section 5) ainsi que de l'impact des régimes alimentaires des consommateurs de produits AB (Section 6). Enfin, une section est consacrée aux travaux qui s'attachent à évaluer ce qu'impliquerait une conversion en AB rapide et sur de grandes surfaces (pays, monde) sur cette dimension climat (Section 7).

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, qui sont complétées par des études permettant de proposer des éléments de compréhension et d'interprétation.

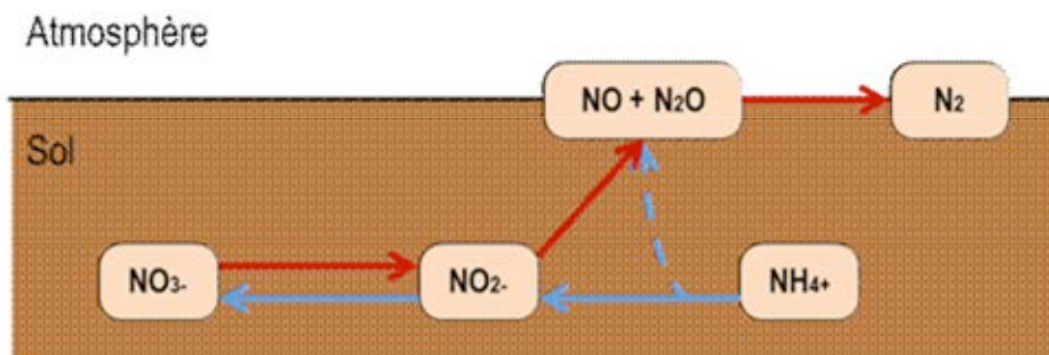
## II. Approche par gaz à effet de serre

### II.1. Émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O)

Le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) a une origine principalement agricole : 87 % des émissions nationales proviennent du secteur de l'agriculture en 2021 (CITEPA, 2023). Les émissions de protoxyde d'azote ont lieu lors des réactions de nitrification-dénitrification. Les activités agricoles ont deux principaux postes d'émissions : les émissions par les sols agricoles qui sont étroitement liées aux pratiques de fertilisation azotée et dans une moindre mesure, les émissions intervenant lors du stockage des déjections animales.

#### II.1.A. Émissions par les sols agricoles

Dans les sols agricoles cultivés, les émissions de N<sub>2</sub>O résultent des activités microbiennes en particulier de la dénitrification incomplète et dans une moindre mesure de la nitrification (Figure 5). Les émissions dites directes ont lieu lors de l'épandage des effluents minéraux ou organiques azotés, et les émissions indirectes, par la transformation de composés volatiles azotés (après lixiviation du NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans le sol puis dénitrification ; soit après volatilisation de NH<sub>3</sub>, re-déposition puis nitrification/dénitrification)



**Figure 5 : Processus biologiques impliqués dans les émissions de N<sub>2</sub>O par les sols** : nitrification (flèches bleues) globalement observée en conditions aérobies et dénitrification (flèches rouges) en conditions anaérobies (Source : (Pellerin et al., 2013))



Plusieurs paramètres peuvent influencer les émissions de N<sub>2</sub>O : i) des facteurs environnementaux (teneur en eau du sol, compacité et saturation de la porosité du sol) qui influent sur les réactions nitrification/dénitrification ii) les facteurs de gestion qui déterminent la quantité d'azote nitrique disponible dans le sol iii) les facteurs de mesures qui n'influent pas sur les émissions mais ont un impact sur l'incertitude associée aux mesures de N<sub>2</sub>O (Wang et al., 2021). La quantification de ces émissions est donc fortement influencée par différents paramètres, ce qui complique l'interprétation et la généralisation des résultats. Cette partie explore la part de variabilité dans les émissions associées aux pratiques de fertilisation (quantité et forme de l'azote épandu, azote contenu dans les résidus de culture).

### II.1.A.1) Facteurs de gestion

**Le pilotage de la fertilisation induit en AB est à l'origine de moindres émissions de N<sub>2</sub>O.** La réglementation AB indique que « la fertilité et l'activité biologiques sont préservées et augmentées par la rotation pluriannuelle des cultures légumineuses et engrais verts ou par l'épandage d'effluents d'élevage ou de matières organiques, de préférence compostés en provenance de la production biologique » (2018/848 Annexe II, Partie I, 1.9.1). Lorsque ces pratiques ne permettent pas de couvrir les besoins nutritionnels des plantes, des engrais et amendements du sol sont listés dans la réglementation AB (entre autres sous-produits animaux, matière organique issus d'élevage non bio s'ils ne viennent pas d'un élevage dit « industriel » par exemple<sup>9</sup>).

À l'échelle mondiale et européenne, les rotations en AB sont globalement plus longues, plus diversifiées qu'en AC. (Barbieri et al., 2017) ont constaté une utilisation plus fréquente de légumineuses en AB, par une plus grande proportion de prairies temporaires dans les rotations AB (luzerne) et davantage de légumineuses incluses dans les cultures fourragères, les cultures dérobées et les intercultures que dans les rotations AC<sup>10</sup>. La présence de ces légumineuses permet un recours moins fréquent aux apports exogènes azotés à la parcelle (Nowak et al., 2013; Seufert and Ramankutty, 2017), qui sont par ailleurs des intrants onéreux. Par conséquent, les apports de N aux sols sont plus faibles en AB qu'en AC, et donc aussi l'azote nitrique disponible dans le sol et les émissions de N<sub>2</sub>O associées. En Seine et Marne, dans un contexte où l'élevage est peu présent, il a par exemple été montré que 70 % de la fertilisation dans les exploitations en AB est assurée par la fixation symbiotique permise par les légumineuses (Figure 6a) (Anglade et al., 2015). Les pratiques de fertilisation en AB diffèrent donc de l'AC par la nature des apports d'azote et par un recours plus important du pilotage de la fertilisation à une échelle plus large que la parcelle, à l'échelle de la rotation (Figure 7), qui conduisent à des quantités d'N apportées réduites à l'échelle des rotations (Figure 6b).

---

<sup>9</sup> La France a précisé en 2021 la notion « effluents d'élevages industriels », qui exclut l'utilisation sur les sols AB des effluents issus d'élevages de porc en système caillebotis ou grilles intégral dépassant 3 000 emplacements pour porcs de production et 900 emplacements pour truies ou issus d'élevages de poules en cages dépassant 60 000 emplacements. Cette règle s'applique aux effluents d'élevage et aux produits fertilisants contenant des effluents d'élevage (les fumiers / les lisiers / les engrais en bouchons / les digestats / les composts) mais pas les sous-produits animaux (plume et farine de sang).

<sup>10</sup> Une description plus exhaustive des pratiques mises en œuvre en AB est disponible dans Lacarce E., Sautereau N., 2024, Chapitre | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : le sol, dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique", ITAB, 2024

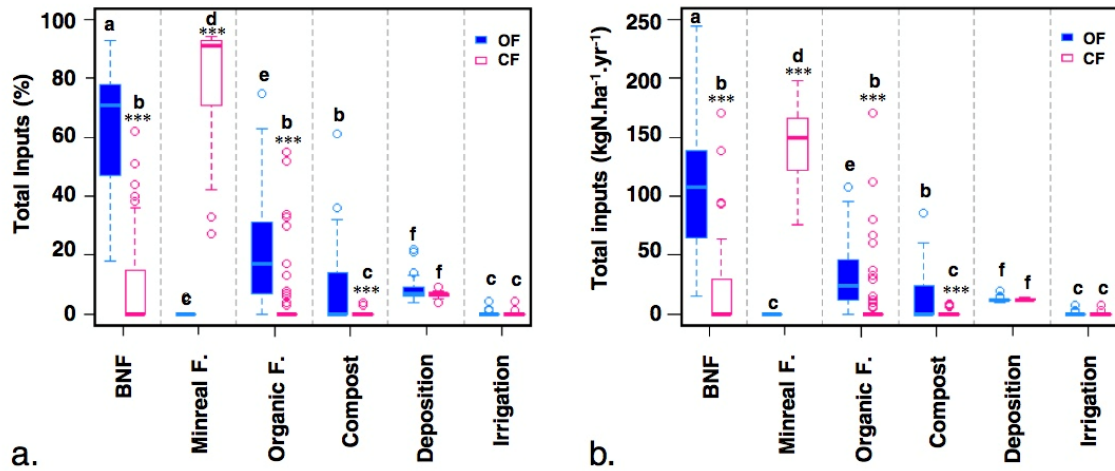


Figure 6 : Composition de la dose totale d'N selon la forme des apports selon la conduite AB (OF) et AC (CF) (Anglade et al., 2015), exprimés (a) en % (a) ou (b) en kgN<sup>ha</sup><sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. Différentes lettres indiquent des différences significatives entre les sources d'azote. Les astérisques indiquent des différences significatives entre OF et CF. BNF = Biological Nitrogen Fixation (fixation symbiotique de l'azote).

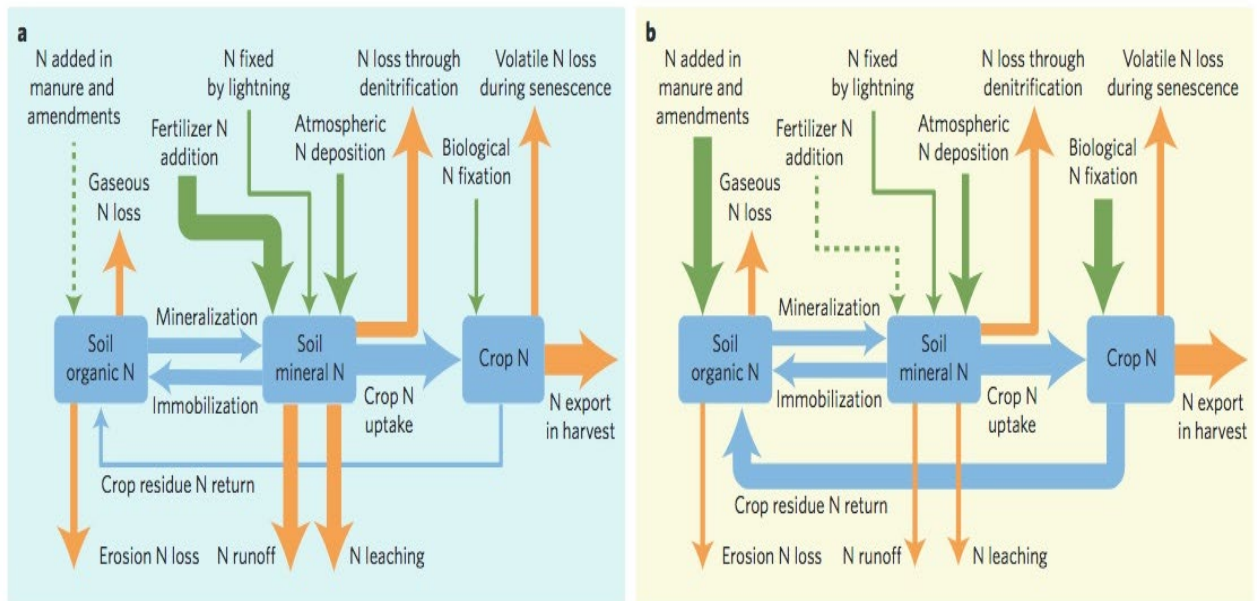


Figure 7 : Représentation schématique des stocks et flux d'azote de deux systèmes de culture : conventionnel (a) et biologique (b) (Reganold and Wachter, 2016). Les flèches représentent les flux (vert : entrées, pertes : orange, bleu : transformation). La taille des flèches est relative à la quantité de flux d'azote, les encadrés représentent les stocks et ne sont pas mis à l'échelle par rapport au pool d'azote correspondant.

## II.1.A.2) Émissions mesurées dans des parcelles conduites en AB

Les mesures d'émissions de N<sub>2</sub>O sont plus faibles sur des parcelles conduites en AB par rapport aux parcelles AC. (Skinner et al., 2014) ont comparé les émissions mesurées de GES hors CO<sub>2</sub> de parcelles appariées AB et AC. Les sols agricoles conduits en AB sont à l'origine de moindres émissions de N<sub>2</sub>O, avec un écart de **492 kCO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (±160 kCO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>)**, ce qui correspond à une réduction des pertes d'azote sous forme de N<sub>2</sub>O de l'ordre de **1,05 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>** par rapport aux parcelles conduites en AC. Cet écart moyen que l'on observe à l'échelle du jeu de données analysé tient à la prédominance de mesures issues de parcelles en grandes cultures (497 kgCO<sub>2eq</sub>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) ; des émissions comparables étant mesurées sur prairies permanentes et rizières, bien qu'une tendance à de moindres émissions soit perceptible mais repose sur un très faible nombre de comparaisons (n=3) pour ces deux types de couverts. Les plus fortes émissions issues des sols conduits en AC peuvent être associées à des quantités plus importantes de fertilisants (en moyenne **156 kgN ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> d'apport exogène et 191 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> avec les résidus de cultures ; contre en AB respectivement 89 kgN ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> et 123 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>**). En grandes cultures, ces moindres émissions mesurées de N<sub>2</sub>O s'expliquent donc par des doses d'azote plus faibles en AB qu'en AC.

Si ces données proviennent essentiellement d'Europe et d'Amérique du Nord, l'échantillon reste faible (70 comparaisons, 12 études) et ne couvre pas une grande diversité de contextes pédoclimatiques. Les mesures disponibles et traitées par (Skinner et al., 2014) sont issues de parcelles converties en AB depuis 9 ans, en moyenne à l'échelle du jeu de données. Or, les mesures de N<sub>2</sub>O issues de l'essai DOK (Suisse) soutiennent l'hypothèse **d'émissions dégressives dans le temps après la mise en place d'une conduite AB**. Il s'agit d'un essai longue durée établi en 1978 qui étudie l'effet de différents types de fertilisation. L'essai est composé de quatre systèmes de culture caractérisés par des rotations de culture identiques (7 ans : (1) ensilage de maïs, engrais vert de crucifère, (2) soja, (3) blé d'hiver et engrais vert (4) pomme de terre, (5) blé d'hiver, (6/7) prairie temporaire graminée légumineuse) et des pratiques de fertilisation différentes (conventionnelle minérale, conventionnelle avec couplage minéral et fumier et lisier, biologique : organique sous forme de lisiers et fumiers, biodynamique : organique via lisiers et fumiers compostés, et un témoin non fertilisé). Les mesures de N<sub>2</sub>O sur deux années et 35 ans après la mise en place des systèmes de culture confirment des émissions plus faibles (-40,2 %) dans les deux modalités conduites en bio par rapport aux modalités conventionnelles (Skinner et al., 2019). Selon les auteurs, **l'adaptation des communautés microbiennes au mode de production** expliquerait les différences d'émissions plus importantes dans cet essai (35 ans après la mise en place de la conduite AB) par rapport aux résultats issus de la méta analyse de (Skinner et al., 2014) (parcelles converties depuis 9 ans en moyenne).

## ENCART MÉTHODOLOGIQUE

### Évolution des facteurs d'émission de N<sub>2</sub>O associés aux engrais

**Des évolutions méthodologiques récentes portant sur l'estimation des émissions de N<sub>2</sub>O sont susceptibles d'impacter les références établies en AB.**

Sans recours à des mesures de N<sub>2</sub>O ou à l'usage de modèles en capacité de considérer d'autres paramètres et conformément aux recommandations du GIEC, les émissions de protoxyde d'azote sont classiquement calculées à partir d'une relation linéaire à partir de l'azote disponible sur la parcelle sous différentes formes (apports d'engrais, légumineuses, résidus de cultures, déjections au pâturage). Une fraction de l'azote total (appelée facteurs d'émissions FE par la suite) est émise sous forme de N<sub>2</sub>O, par des émissions directes ou indirectes.

Cette approche simplifiée (Niveau 1) est mobilisée dans différents outils d'évaluation à différentes échelles (produit, système de production) et les FE font l'objet de mises à jour régulières par le GIEC (Tableau 1). Entre 1996 et 2006 par exemple, le GIEC ne recommandait plus de FE à partir des émissions de légumineuses. Entre 2006 et 2019, le GIEC dans la dernière version du raffinement méthodologique, recommande désormais des FE différenciés selon la forme de l'apport d'azote pour approcher les émissions directes de N<sub>2</sub>O, et mobilise désormais un FE réduit pour des formes organiques, et augmenté pour l'azote minéral. Ces évolutions sont en lien avec différentes méta-analyses qui ont montré qu'un FE de Niveau 1 de 1% était trop élevé pour estimer les émissions de N<sub>2</sub>O par les sols agricoles fertilisés par des engrais organiques (Charles et al., 2017; Hergoualc'h et al., 2021). Ainsi, **le caractère récent de cette mise à jour et la mobilisation répandue de cette approche de Niveau 1 dans différents outils est ainsi susceptible d'influer sur les évaluations comparatives AB/AC, en faveur de l'AB.**

Il n'a pas été identifié d'études portant sur la sensibilité des performances comparatives AB/AC selon l'évolution de ces FE, par culture et selon leur niveau de fertilisation. Une évaluation de l'effet de cette mise à jour sur les émissions de N<sub>2</sub>O exprimées par unité produite a néanmoins été conduite sur les productions végétales de la base de données Agribalyse (Ayari and Auberger, 2022). Il en ressort sur l'ensemble des productions végétales que cette mise à jour n'a pas d'impact sur les productions AC mais entraîne une diminution de la moyenne des émissions totales de N<sub>2</sub>O de 17% pour les cultures AB. L'absence d'augmentation des émissions des productions AC est contre intuitive puisque le FE des engrais minéraux a été rehaussé en 2019. Il s'explique probablement par la présence de légumineuses ou de prairies dans le jeu de données, qui sont fertilisées dans des proportions variables sous forme organique en conventionnel, masquant probablement à l'échelle du jeu de données l'effet de cette mise à jour sur des cultures qui reçoivent des quantités importantes d'engrais minéraux en AC (par exemple le blé).

Source d'azote	GIEC 1996	GIEC 2006	GIEC 2019		
			Agrégé	Désagrégé - climat humide	Désagrégé - climat sec
Engrais minéral	1,25% (0,25-2,25)	1,00% (0,3-3)	1,0% (0,1-1,8)	1,6% (1,3-1,9)	0,5% (0,0-1,6)
Engrais organique				0,6% (0,1-1,1)	
Résidus des légumineuses et des autres cultures				0%	
Fixation symbiotique	-	2% (0,7-6)	0%	0%	0%
Déjections au pâturage (bovins, volaille et suidés)	-	1% (0,3-3)	0,3% (0,0-1,0)	-	-

Tableau 1 : Évolution des facteurs d'émission directe de N<sub>2</sub>O selon l'approche Niveau 1 du GIEC depuis 1996 (Source : IPCC, 2019, 2006)

**La littérature reste partagée quant à la pertinence du recours à cette approche simplifiée en AB.** Dans le cas des engrais de synthèse, les émissions mesurées de N<sub>2</sub>O sont principalement déterminées par la quantité d'apport d'azote ce qui justifie l'utilisation de cette relation (Skinner et al., 2014). Dans le cas d'engrais organiques en revanche, (Skinner et al., 2014) n'observent pas cette relation, compte tenu de la moindre disponibilité de l'azote sous cette forme. (Charles et al., 2017) concluent que les facteurs d'émission de N<sub>2</sub>O associés aux apports d'azote sous forme organique sont davantage expliqués par d'autres facteurs : la nature des apports (ratio C /N), les propriétés du sol (texture, drainage) ou encore des facteurs climatiques. (Charles et al., 2017) observent par exemple des FE 2,8 fois plus élevés en moyenne dans les sols à texture fine que dans les sols à texture grossière. Enfin, d'autres auteurs suggèrent que la réponse des émissions de N<sub>2</sub>O selon la quantité d'azote apportée suit une relation de type exponentielle (Shcherbak et al., 2014), ce qui tendrait à rehausser la contribution au réchauffement de doses totales d'azotes plus élevés.

Il est par ailleurs important de noter les fortes incertitudes qui sont associés à ces FE, incertitudes qui ne sont pas considérées dans les évaluations (Figure 8).

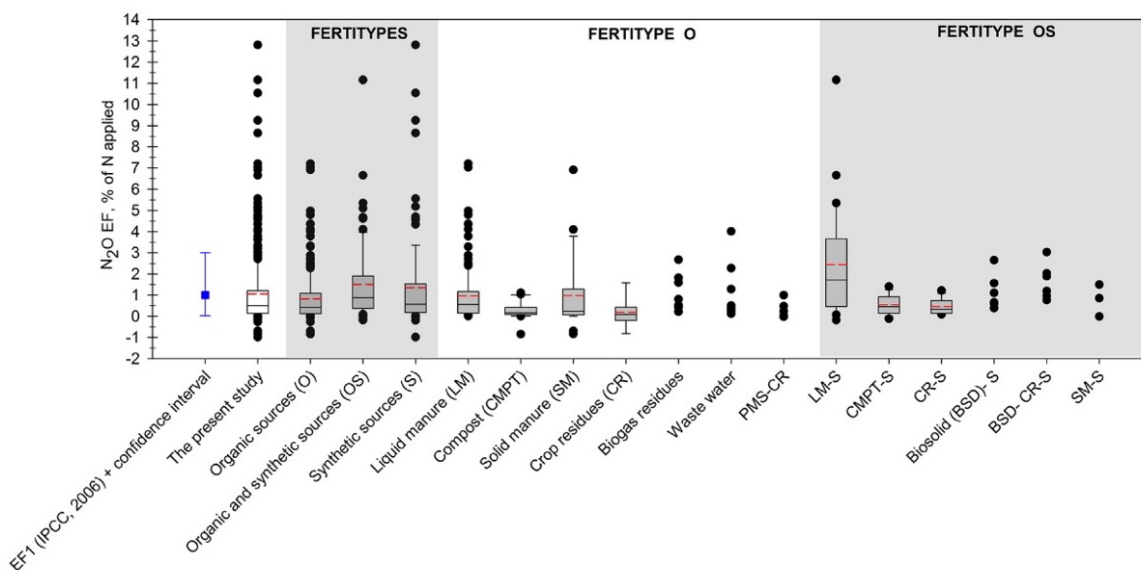


Figure 8 : Variabilité des facteurs d'émission de  $N_2O$  selon la nature des engrais pour les catégories d'engrais ayant au moins 10 mesures et comparaison aux FE Niveau 1 par défaut du GIEC (EF1 sur graphique). (Charles et al., 2017). La ligne noire des box plots représente la valeur médiane, et la ligne en pointillé rouge la valeur moyenne.

## II.1.B. Gestion et stockage des déjections

Les émissions associées à la gestion des effluents interviennent en bâtiment, pendant et après le stockage des effluents ou au pâturage. Elles proviennent de l'azote contenu dans la ration, non fixé par l'animal et excrété sous différentes formes : par voie fécale (sous forme relativement stable) et urinaire (sous forme d'urée) (Pellerin et al., 2013).

Dans des systèmes de litières accumulées, les effluents sont mélangés à la litière et s'accumulent pendant plusieurs semaines ; le niveau d'oxygène diminuant à mesure que la profondeur de la litière augmente, il conduit à une dégradation aérobie/anaérobie de la matière organique, à l'hydrolyse de l'urée, et à des processus de nitrification-dénitrification à l'origine d'émissions de  $N_2O$ . Au cours du stockage, l'azote organique subit une dégradation en ammonium par des bactéries et des champignons, dont une partie de cet azote est perdue par volatilisation ( $NH_3$ ) ou est convertie en  $N_2O$  par nitrification et la dénitrification.

Les mesures des émissions de  $N_2O$  provenant des effluents solides d'élevage restent rares dans la littérature, et les références acquises varient selon le type de gestion associée (par exemple, la fréquence et la quantité de substrat ajouté à la litière, le temps d'accumulation, le type d'animal, le système d'alimentation). De manière générale, les pertes de  $N_2O$  au cours du processus de transformation sont influencées i) par des facteurs physiques et chimiques liés à la phase de stockage et ii) des facteurs qui augmentent la teneur initiale en azote (Almeida et al., 2022). Peu d'éléments viendraient étayer l'hypothèse d'une gestion différenciée des effluents d'élevage en AB par rapport à l'AC, et donc il est très improbable que la certification AB ait une influence sur ces facteurs physiques et chimiques liés à la phase de stockage. En revanche, la réduction des

apports protéiques dans les rations animales est un levier pour limiter la teneur en azote des effluents et ainsi réduire les émissions de N<sub>2</sub>O (Pellerin et al., 2013) et l'hypothèse d'effet de pratique induite en AB peut être formulée.

Particulièrement en bovin lait, des différences de rations établies entre conduite d'élevages AB et AC vont dans le sens d'une **teneur plus faible en azote dans les rations ingérées**. (Gaudaré et al., 2021) montrent que ces différences de rations sont principalement observées **en bovin lait, avec une plus grande part de produits fourragers dans les rations (76 % en AB, 60 % en AC)** au détriment des concentrés, compte tenu a) des exigences de la réglementation biologique qui fixent une part minimale de fourrage dans l'alimentation des ruminants et b) de la faible disponibilité d'aliments concentrés biologiques (diversité plus faible et prix plus élevés que pour les aliments conventionnels) (Figure 9).

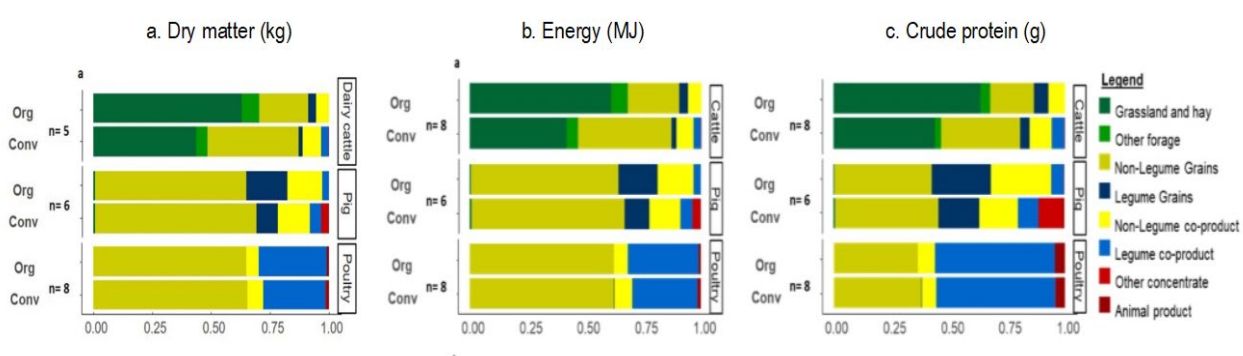


Figure 9 : Différences de composition des rations animales en bovin lait, porc et volaille selon le mode de production (Gaudaré et al., 2021). Les barres horizontales représentent la part de chaque catégorie d'aliments en pourcentage de la ration alimentaire totale exprimée a) matière sèche, b) énergie, c) protéines. Org et Conv font respectivement référence à l'AB et l'AC. Le nombre d'études à la base de chaque comparaison est indiqué à gauche des barres horizontales.

Or les changements dans la nature (type de fourrage, quantité de concentrés) et la composition (matière sèche, teneur en azote) **des rations peuvent influencer la composition des excréments et les émissions associées tant en stabulation que pendant les phases de stockage**. En bovin lait, (Edouard et al., 2019) ont montré que les différences de teneur en protéines brutes entre une ration pauvre en azote (12 % de protéines brutes) et plus riche (18 % de protéines brutes) induisent des différences importantes dans la teneur en azote des urines (presque trois fois plus élevée pour la ration à 18 %). La réduction de la teneur en protéines brutes de 17,5 % à 15,0 % est à l'origine d'une réduction de la perte d'azote gazeux provenant du fumier de litière profonde stocké pendant sept semaines, respectivement de 10,6 % à moins de 1 % de l'azote initialement contenu dans les rations (Külling et al., 2001).

**Cet effet du régime alimentaire sur les émissions de N<sub>2</sub>O peut être masqué par des approches simplifiées**, comme le recours à une méthode de Niveau 1 (Vibart et al., 2021), qui ne permet pas d'intégrer des différences de composition des rations. Bien qu'il n'a pas été recherché l'étendue d'un usage de ces méthodes de Niveau 1 sur ce poste d'émission, (Meier et al., 2015) montrent que ne pas considérer l'influence de différences de composition sur l'excrétion d'azote tend à surestimer les émissions issues des déjections lors de comparaison de systèmes allaitants biologiques et conventionnels. Sur la base d'un travail antérieur qui estimait par une approche de

Niveau 1 une quantité d'azote excrétée de 33 kgN.an<sup>-1</sup> par UGB, indifférenciée selon le mode de production (Alig et al., 2012), (Meier et al., 2015) ont recalculé les quantités d'azote excrétées à partir des différences de rations (teneur en protéines brutes). En bovin viande AC, les auteurs obtiennent une quantité d'azote excrétée supérieure (44 kgN.an<sup>-1</sup>) à celle des bovins viande AB (34 kgN.an<sup>-1</sup>). Du fait d'un âge d'abattage plus élevé en AB, les pertes d'azote par les déjections sont plus importantes par kilo de poids vif, mais l'écart AB/AC n'est que de +18% en AB par rapport à l'AC quand ces différences de rations sont prises en compte, contre +44% sans prise en compte.

## II.2. Émissions de méthane (CH<sub>4</sub>)

Le méthane représente près de 56 % des émissions de GES du secteur agricole (CITEPA, 2023). Il est principalement issu de l'élevage des ruminants (65 % des émissions de méthane sur le territoire français), par la fermentation entérique et de la gestion des déjections. Dans une moindre mesure, des émissions ont lieu sur les sols cultivés.

### II.2.A. Fermentation entérique

Le méthane issu de la fermentation entérique est un coproduit de la fermentation microbienne des glucides dans le réticulo-rumen en condition anaérobie. La fermentation de la matière organique dans le rumen par des microorganismes génère de l'hydrogène (H<sub>2</sub>), que d'autres microorganismes spécialisés, les archées méthanogènes, combinent avec du CO<sub>2</sub> pour produire du CH<sub>4</sub>.

La réglementation AB implique pour les systèmes d'élevage de ruminants une alimentation qui « repose sur une utilisation maximale des pâturages », « un accès au pâturage dès que les conditions le permettent » et garantit qu'au moins 60 % de la matière sèche composant la ration quotidienne des herbivores provient de fourrages grossiers (frais, séchés ou ensilés) (2018/848, Annexe II). Des différences de composition de rations AB/AC pour les systèmes d'élevage de ruminants sont principalement observées en bovin lait (Gaudaré et al., 2021; Van Wagenberg et al., 2017).

**Or ces régimes alimentaires riches en fibres (i.e. à plus faible digestibilité) sont à l'origine d'émissions plus importantes de CH<sub>4</sub> que d'autres régimes** (Doreau et al., 2017, 2011; Gerber et al., 2013). L'augmentation de la part de concentrés dans la ration conduit à des émissions réduites de méthane, en modifiant le type de fermentation opérante (transition d'une fermentation à base de fibres vers la fermentation de l'amidon). Les effets sont perceptibles quand les quantités de concentrés sont supérieures à 35 à 40 % de la matière sèche ingérée (Gerber et al., 2013), or on a vu plus haut que le pourcentage de fourrages grossiers en AB était de 76 % versus 60 % pour l'AC en bovin lait.

L'effet des concentrés sur les émissions de méthane est variable selon le niveau d'ingestion, le type de grain, la digestibilité des fibres (Gerber et al., 2013). Bien que l'ajout de concentré augmente la productivité et réduise l'intensité des émissions, **l'effet n'est pas systématiquement significatif lorsque les émissions associées à la production des concentrés sont prises en compte** (Doreau et al., 2017).

Pour des rations reposant sur les fourrages, l'amélioration de la qualité des fourrages constitue le principal levier. Les déterminants principaux sont i) le stade de récolte : plus précoce, il permet



d'augmenter la teneur totale en glucides solubles et une plus faible lignification des parois cellulaires végétales, ii) les espèces composant les fourrages (Eugène et al., 2021). Les émissions de méthane de rations mobilisant l'herbe pâturée restent moins étudiées que des rations à l'auge (Vargas et al., 2022).

D'autres leviers permettent de réduire les émissions de méthane issus de la fermentation entérique, par supplémentation. L'ajout de composés lipidiques permet de réduire la population microbienne méthanogène et le substrat fermentescible en réduisant la dégradabilité de la matière organique des fibres. La faisabilité de ce levier dépend du coût de mise en œuvre ainsi que des effets antagonistes sur la productivité (Gerber et al., 2013). L'ajout d'accepteurs d'électrons dans la ration, par exemple de nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), permet de capter les molécules de  $\text{H}_2$  et de modifier le devenir de la réaction ( $\text{NH}_3$  au lieu de  $\text{CH}_4$ ). Ce levier a montré in vivo des effets importants de réduction de méthane, mais les effets sur la santé des animaux restent mal documentés. Leur utilisation en tant qu'ingrédient est réglementée (2 % de la matière sèche ingérée) pour éviter une intoxication de l'animal. Les ionophores (monensin) ont une incidence sur le type de fermentation et sur la communauté bactérienne du rumen. Leur ajout peut présenter des effets modérés (pour des rations riches en céréales) à faibles (rations au pâturage) et ne sont pas autorisés dans l'UE (Gerber et al., 2013). Les ajouts de tanins ou de saponins dans les rations ont des effets positifs ou équivalents, les effets étant variables selon les études en fonction du type et de la concentration des tanins dans la ration (Gerber et al., 2013). Les bénéfices tirés des effets des plantes à tanins reposent sur des données expérimentales, davantage de données sont nécessaires pour évaluer pleinement leurs effets (selon leur variété et leurs effets à long terme dans les rations) (Eugène et al., 2021). **Ainsi, hormis l'ajout de tanins dans les rations animales des ruminants, les autres leviers par supplémentation mobilisent des molécules qui ne sont pas autorisées par la réglementation AB.**

## II.2.B. Gestion et stockage des déjections

Les émissions de  $\text{CH}_4$  sont liées aux conditions anaérobies auxquelles sont exposées les déjections animales. Elles résultent donc plus de la gestion des déjections, des pratiques d'élevage qu'au fonctionnement de l'animal et concernent principalement les élevages bovins et porcins. La plupart des émissions de  $\text{CH}_4$  résultant du fumier sont produites dans des conditions anaérobies pendant le stockage, et très peu proviennent de l'épandage (Gerber et al., 2013). Plusieurs leviers permettent de réduire les émissions à l'étape du stockage, principalement en limitant le contact direct des effluents avec l'air pour limiter leur volatilisation.

**Le stockage et la gestion des fumiers sous forme solide plutôt que liquide peuvent réduire les émissions de  $\text{CH}_4$  mais peuvent augmenter la formation de  $\text{N}_2\text{O}$ .** Le stockage sous forme liquide et en conditions anaérobies est le plus émetteur de  $\text{CH}_4$ . Le compostage permet une baisse d'émission de 30 % par rapport à un stockage simple en cuve et 70 % par rapport à un stockage en tas. Une autre option qui présente d'importantes réduction de méthane (40 %) consiste à couvrir les tas ou cuves à l'aide de bâches ou croutes formées naturellement. Ces deux options sont cependant à nuancer puisqu'elles induisent une augmentation des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  (Doreau et al., 2017). L'option la plus prometteuse pour réduire les émissions de méthane issu de la gestion et du stockage des déjections semble être la méthanisation. La méthanisation permet une réduction de près de 85 % des émissions de  $\text{CH}_4$ , contribue à diminuer les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et produit en parallèle de l'énergie, ce qui permet de diminuer la consommation énergétique externe de l'élevage et par conséquent de réduire son empreinte carbone (Pellerin et al., 2013).

Comme pour les émissions de  $N_2O$ , **peu d'éléments viennent étayer l'hypothèse d'une gestion différenciée des effluents d'élevage au bâtiment en AB par rapport à l'AC**. Cependant, le recours au pâturage et des durées de pâturage plus longues en AB, plutôt établies en bovin lait, tendent à réduire les volumes de déjections à gérer. Les émissions de  $CH_4$  liées aux déjections lors du pâturage sont plus faibles que des émissions émises par des stockages prolongés dans des fosses à lisier ou en litières accumulées. Un autre élément peut tenir à la taille des fermes : plus les exploitations seront grandes plus elles évolueront vers des systèmes lisiers potentiellement émetteurs de  $CH_4$ .

### II.2.C. Émissions par les sols agricoles

Les sols cultivés peuvent être à l'origine de flux de méthane, dans des proportions infimes en France. Ces émissions concernent principalement les rizières. Les sols inondés créent des conditions anaérobies propices à la production de  $CH_4$  par les micro-organismes méthanogènes. Peu d'études ont cherché à comparer les émissions selon la conduite AB/AC des sols cultivés. Dans leur méta-analyse portant sur les émissions de GES issus des sols agricoles conduits en AB et AC, (Skinner et al., 2014) n'identifient que quatre études comportant des mesures de flux annuels de méthane, dont trois qui indiquaient plutôt une tendance à l'absorption de méthane par les sols, avec des ordres de grandeur comparables selon la conduite (AB :  $20,2 \text{ kgCO}_{2\text{eq}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  ; AC :  $18,0 \text{ kgCO}_{2\text{eq}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ). La dernière étude montrait des émissions bien plus importantes en AB ( $6023 \text{ kgCO}_{2\text{eq}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  contre :  $4857 \text{ kgCO}_{2\text{eq}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  en AC). La conduite des rizières en AB aurait tendance à augmenter les émissions de  $CH_4$  par l'apport de C contenu dans les matières organiques facilement décomposables. En situation d'apports compostés, la réduction de la fraction labile du carbone contribue à réduire les émissions de méthane de manière non négligeable (25% selon (Jeong et al., 2018)). Néanmoins, (Leon, 2024) montre des émissions de  $CH_4$  plus faibles dans des rizières conduites en AB par rapport à une conduite AC, avec une différence d'émission de 36% par unité de surface, calculée à partir de 8 études. (Leon, 2024) suggère une adaptation et une amélioration de la qualité des sols suite aux apports organiques, par le constat d'émissions dégressives selon le temps écoulé depuis la conversion (jusqu'à 15 ans après la conversion).

## Focus

### PRG du méthane

Les mesures des concentrations des différents GES dans l'atmosphère ne constituant pas un moyen directement et facilement utilisable, la communauté scientifique a recours au Potentiel de Réchauffement Global<sup>11</sup> (PRG). Le PRG est un indice qui permet la comparaison d'impacts de différents GES sur le changement climatique, ces GES ayant des propriétés physiques différentes (forçage radiatif, durée de vie). Il permet de convertir des émissions directes de différents GES en "équivalent CO<sub>2</sub>" (CO<sub>2eq</sub>). La littérature fait état d'un questionnement autour du PRG du CH<sub>4</sub>.

Dans le cadre de la CCNUCC et du Protocole de Kyoto (entré en vigueur en 2005), la période de référence a été fixée par convention à 100 ans. Depuis, le PRG<sub>100</sub> est la métrique utilisée pour établir cette conversion d'émission de différents GES en équivalent CO<sub>2</sub>, par exemple dans le cadre d'inventaires nationaux de GES. Dire que le PRG<sub>100</sub> du CH<sub>4</sub> est de 25 revient à dire que si l'on regarde à 100 ans, une tonne de méthane émise aujourd'hui aura le même impact que 25 tonnes de dioxyde de carbone. Les valeurs des PRG<sub>100</sub> pour différents GES sont régulièrement mis à jour dans des rapports successifs du GIEC, selon l'actualisation des connaissances scientifiques (Tableau 2). Notons que d'autres métriques existent (Global Temperature Potential (GTP) ; une mesure du changement de température à la fin de cette période -toujours par rapport au CO<sub>2</sub>-) ou d'autres horizons temporels sont mobilisables (PRG<sub>20</sub>, PRG<sub>500</sub> ans) et ont un effet considérable sur l'évaluation de la contribution relative des différents GES au réchauffement.

<b>Substance</b>	<b>PRG (4<sup>e</sup> rapport, 2007)</b>	<b>PRG (5<sup>e</sup> rapport, 2014)</b>	<b>PRG (6<sup>e</sup> rapport, 2023)</b>
<i>Horizon</i>	<i>100 ans</i>	<i>100 ans</i>	<i>100 ans</i>
CO <sub>2</sub>	1	1	1
CH <sub>4</sub>	25	28	27,9
N <sub>2</sub> O	298	265	273
NF <sub>3</sub>	17200	16100	25200
SF <sub>6</sub>	22800	23500	17400

Tableau 2 : Évolution des valeurs de PRG100 selon les rapports successifs du GIEC (CITEPA, 2023)

Dans le cas du CH<sub>4</sub>, il se distingue des autres GES par sa plus courte durée de vie dans l'atmosphère (environ 12 ans) par rapport au N<sub>2</sub>O et CO<sub>2</sub>, respectivement de 121 ans et entre 300 à 1000 ans). Dans le cas de GES à durée de vie plutôt longue, les émissions annuelles engendrent une accumulation dans l'atmosphère sur de longues périodes. Dans le cas de GES à courte durée de vie et sous condition de stabilité des émissions sur une durée de 12 ans, la quantité totale de ce GES dans l'air reste également stable. La dégradation des molécules émises en début de période devient progressivement (au-delà de 12 ans) plus importante que les émissions récentes.

Par conséquent, certains auteurs questionnent la pertinence d'un PRG<sub>100</sub> pour des GES ayant des durées de vie courtes. (Allen et al., 2018; Lynch et al., 2020) proposent d'intégrer cette dynamique en mobilisant une alternative au PRG et au GTP, avec le GWP\* (GWP-star) ou PRG\* (PRG étoile) qui reflète l'équivalence entre un niveau d'émission de méthane et les émissions cumulatives de CO<sub>2</sub> en termes de réponse sur le climat. Les métriques telles que le PRG\* cherchent à rapprocher l'effet

<sup>11</sup> Global Warming Potential - GWP

cumulatif sur le réchauffement d'une diminution (resp. augmentation) pérenne des émissions de gaz à courte durée de vie à une élimination (resp. émission) ponctuelle de CO<sub>2</sub> (CITEPA, 2023). Dans cette configuration, ça ne serait pas tant le niveau annuel d'émission qui importe mais leur évolution.

Dans ses recommandations parues en 1996 et 2006, le GIEC préconisait d'utiliser le PRG 100 ans, en rappelant qu'il s'agit d'une convention, et qu'il n'y a pas de raison objective de retenir cette métrique plutôt qu'une autre. Dans ses nouvelles lignes directrices, le GIEC (2019) ne recommande plus de métrique spécifique pour calculer les émissions en équivalents CO<sub>2</sub> (CITEPA, 2023). L'AR6 du Giec4 précise que pour un secteur émetteur multi-gaz (à l'instar du secteur agricole), la contribution estimée des émissions au réchauffement de surface est améliorée en utilisant de nouvelles approches telles que le PRG\* (ou GWP\*) qui sont conçues pour mieux relier les taux d'émission de gaz à courte durée de vie aux impacts en termes de réchauffement de surface, notamment lorsque ces émissions se stabilisent ou diminuent.

Le choix d'une métrique et de l'horizon de temps a donc une réelle importance dans la hiérarchie des différents GES, l'utilisation d'une autre métrique peut conduire à des priorisations différentes. **Il n'en demeure pas moins que la réduction des émissions de méthane reste un puissant levier à court terme**, c'est aussi une conséquence de sa courte durée de vie.

Cependant, l'actuel PRG, en rendant visible son puissant forçage radiatif à court terme, peut masquer l'incidence sur le plus long terme d'émissions à un instant t d'autres GES à durée de vie plus longue, tels que le N<sub>2</sub>O et le CO<sub>2</sub>. Dans le cas de l'AB qui **présente des émissions réduites de N<sub>2</sub>O et de CO<sub>2</sub>, le choix d'une métrique a probablement une incidence sur l'écart des systèmes AB/AC, puisque les émissions de CH<sub>4</sub>, équivalentes ou supérieures en AB**, tendent à masquer les différences d'émissions observées sur le N<sub>2</sub>O et CO<sub>2</sub>. On mesure que le choix de l'une ou l'autre des métriques peut avoir une incidence forte sur les résultats finaux et sur les conclusions apportées, surtout quand il s'agit de décisions concernant l'orientation de systèmes de production ou le choix d'options de réduction (Gac et al., 2020).

### II.3. Émissions de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>)

Les émissions de CO<sub>2</sub> du secteur agriculture sont principalement liées aux consommations d'énergie fossile. Classiquement sont distinguées les émissions directes, liées aux consommations d'énergie sur le site de production (fioul, gaz, électricité) des émissions indirectes, associées à l'utilisation d'énergie pour la fabrication et le transport des intrants.

Les performances de l'AB vis-à-vis de la consommation **d'énergie directe sont globalement i) plus élevées que celles de l'AC, compte tenu des opérations de travail du sol plus fréquentes en AB, ii) inférieures pour la consommation d'énergie indirecte, par l'interdiction d'utiliser des engrais de synthèse** (Guyomard et al., 2013; Sautereau and Benoit, 2016). La fabrication d'engrais azotés minéraux par le procédé Haber-Bosch étant particulièrement énergivore (énergie fossile), elle est à l'origine d'émissions indirectes. La **synthèse de l'azote représente** près de 1,1 % de la demande énergétique mondiale **et 50 % de l'énergie du secteur agricole mondial** (Smith et al., 2015). L'énergie nécessaire à la fabrication d'une unité d'engrais est variable selon les procédés. Piringer and Steinberg (2006) retiennent des valeurs moyennes de consommation énergétique de 51,4 GJ pour la production d'une tonne

d'azote (42,8 - 60), 7,6 GJ.t<sup>-1</sup> (2,11 ; 13,1) pour le phosphore et 8,5 GJ.t<sup>-1</sup>(4,6-12,4) pour la potasse. Autrement dit, la quantité d'énergie primaire dépensée pour la fabrication d'1 kg d'azote minéral représente l'équivalent de la quantité d'énergie primaire fournie par 1,5 à 2,1 L d'essence <sup>12</sup>.

La fabrication en France des engrais de synthèse a généré en 2020 environ 2,5 MtCO<sub>2eq</sub> en 2020. Ces émissions sont affectées au secteur de l'industrie et non au secteur de l'agriculture ; elles représentent l'équivalent de 3,3% des émissions du secteur agriculture (76,5 MtCO<sub>2eq</sub> en 2021 ; (CITEPA, 2023)). Il est important d'ajouter que la majorité des engrais de synthèse consommés en France sont importés (plus de 80% en 2022), et donc des émissions liées à leur synthèse, sont également importées (HCC, 2024). Par ailleurs, une partie de ses importations provient de pays en dehors de l'Union Européenne qui présentent des mix énergétiques plus émetteurs de GES.

Différentes revues et méta-analyses concluent que les émissions de CO<sub>2</sub> à l'échelle des exploitations en AB sont plus faibles qu'en AC lorsqu'elles sont rapportées à l'hectare (Guyomard et al., 2013; Sautereau and Benoit, 2016) ; ceci étant principalement justifié par **la compensation en AB des plus fortes émissions directes de CO<sub>2</sub> par de plus faibles émissions indirectes de CO<sub>2</sub>**. Ces conclusions ne sont toutefois pas systématiques, (Smith et al., 2015) reportent que cette compensation n'opère pas toujours et notamment dans le cas de certaines productions végétales dont les itinéraires techniques en AB ont recours à un désherbage mécanique important. Néanmoins, **près de 80 % des comparaisons montrent des consommations d'énergie totale (directe et indirecte) par unité de surface inférieures en AB (Figure 10).**

---

<sup>12</sup> *Équivalence obtenue pour 1 EQF (Équivalent Litre de Fioul) = 34,8 MJ.*

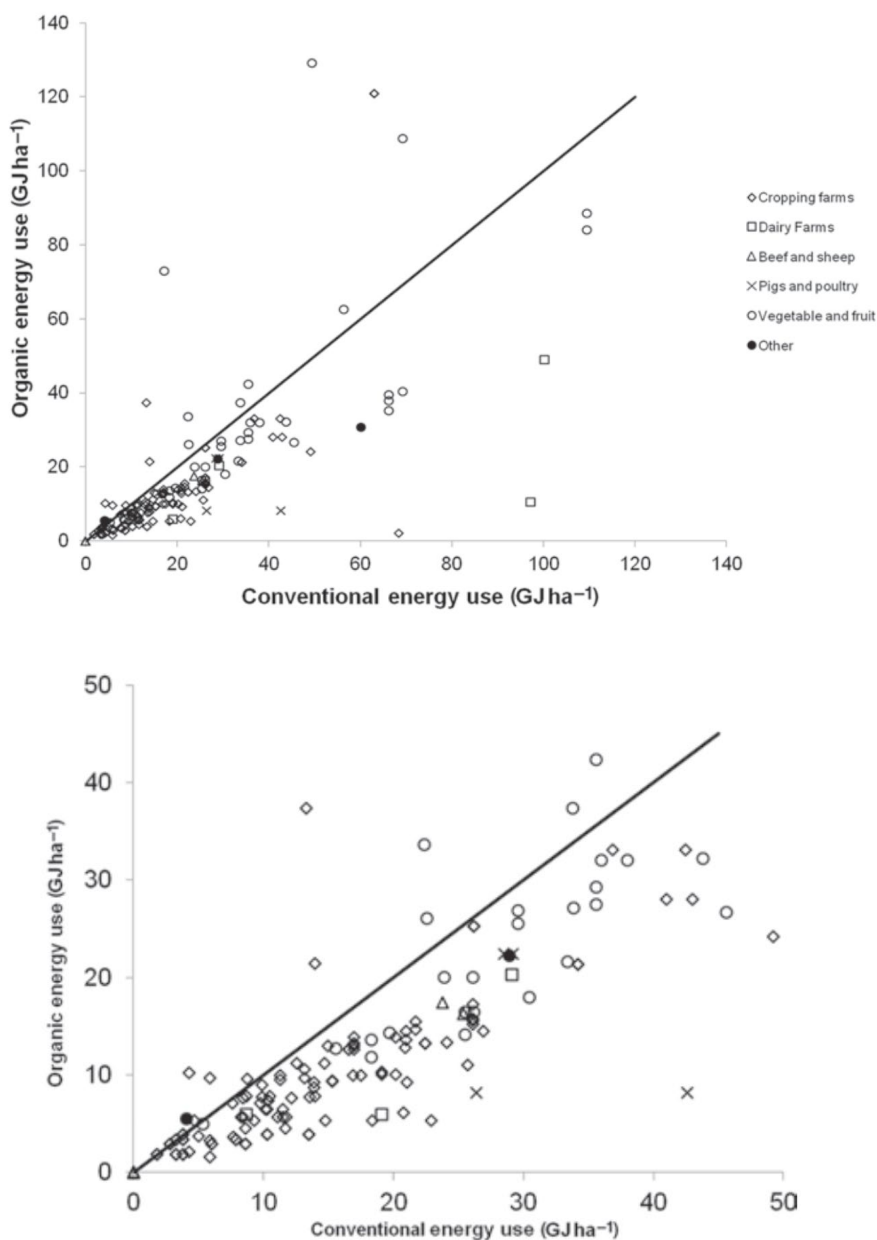
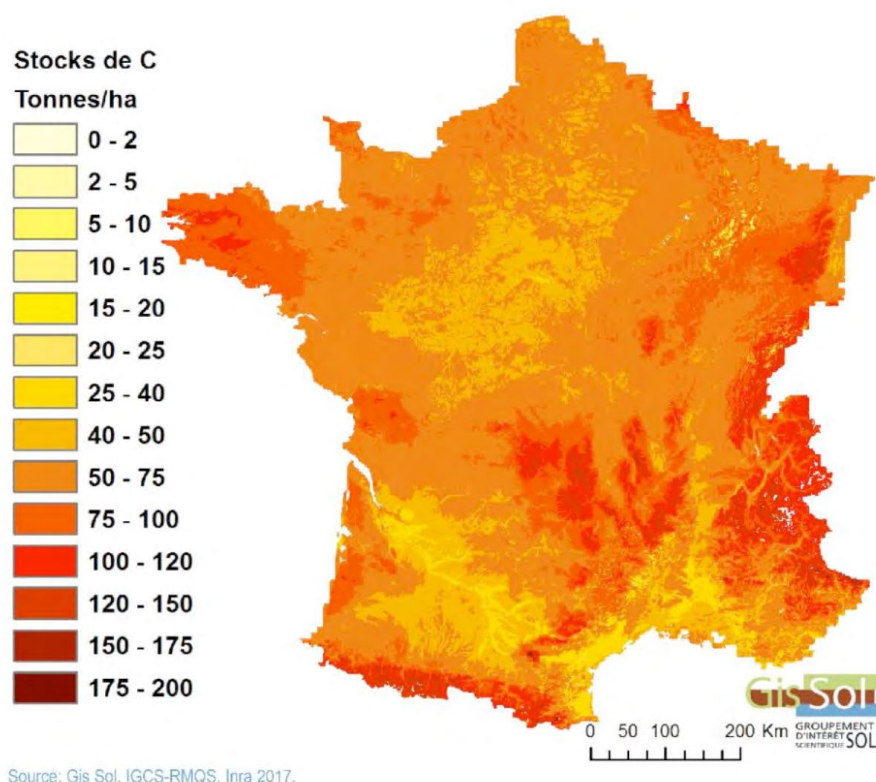


Figure 10 : Consommation d'énergie par unité de surface en AB et AC pour différentes catégories de produits (Smith et al., 2015). Lecture du graphique : les performances de l'AB sont meilleures qu'en AC pour des productions situées sous la ligne. NB : la ligne ne représente pas une courbe de tendance mais une aide à la lecture ( $x=y$ ). La figure de dessous est un focus sur l'intervalle 0-50  $GJ \cdot ha^{-1}$

## II.4. Flux de carbone dans les sols

À l'échelle planétaire, les quantités de carbone présentes dans le sol sont plus importantes que le carbone contenu dans l'atmosphère ou dans la biomasse des plantes. La quantité totale de carbone contenue dans une couche donnée de sol (« stock » par la suite), est d'environ 1500 GtC (500-3000) à 1m de profondeur (Jobbagy and Jackson, 2000), les stocks sont plus importants dans certains écosystèmes peu ou pas gérés par l'Homme (forêts boréales, permafrost, zones humides), et pour certains types de sols des horizons plus profonds (3m, 11m) peuvent contenir des stocks significatifs.

En France, le stock total de carbone organique dans l'horizon 0-30 cm des sols (hors surfaces artificialisées) est de l'ordre de 3,58 GtC (Pellerin et al., 2020), il est plus important sous forêts ( $81,0 \pm 35,4 \text{ tC.ha}^{-1}$ ) et prairies permanentes ( $84,6 \pm 35,0 \text{ tC.ha}^{-1}$ ) que sous grandes cultures ( $51,6 \pm 16,2 \text{ tC.ha}^{-1}$ ) (Pellerin et al., 2020). La variation géographique observée de ces stocks de carbone est la résultante du mode d'occupation (prairies permanentes, grandes cultures), du type de sol et du climat. Par exemple, les stocks supérieurs à  $100 \text{ tC.ha}^{-1}$  observés sur le Massif Central s'expliquent par l'effet combiné du climat (faibles températures, pluviométrie élevée), la prédominance des prairies permanentes et de la forêt, et l'influence de la minéralogie (Figure 11).



Source: Gis Sol, IGCS-RMQS, Inra 2017.

Figure 11 : Carte des stocks de COS (Carbone Organique du Sol) en France sur 0-30 cm ((Pellerin et al., 2020) d'après Mulder et al., 2016)

Les sols présentent un gradient décroissant de concentration en C depuis la surface (quelques pourcents massiques) jusqu'à environ 1 m de profondeur (moins de 1%). Les horizons profonds (plus profonds que 30 cm) sont peu étudiés en comparaison des horizons de surface. Le renouvellement du carbone y est plus lent et donc le carbone présent plus ancien. Toutefois, ces horizons sont eux aussi influencés par les pratiques agricoles : jusqu'à 1 m de profondeur, environ 20 à 25% du stock de carbone ayant moins de 50 ans est présent dans les horizons plus profonds (entre 30 et 100cm). Les stocks de carbone dans les sols sont limités en taille, on parle de stock à l'équilibre lorsque le flux entrant (par les apports de carbone) est égal au flux sortant (par minéralisation, perte sous forme dissoute ou érosion). Puisque le phénomène est réversible, un régime stationnaire implique à la fois un stock à l'équilibre et le maintien d'un flux d'apport invariant dans le temps. **L'enjeu de premier ordre** vis-à-vis de l'atténuation du changement climatique **consiste donc à maintenir les stocks de C actuel.**

Le carbone organique des sols provient de petites molécules organiques (MO) issues de la transformation de la biomasse végétale (majoritairement souterraine) ou de la biomasse des microorganismes. La biodiversité du sol joue un rôle essentiel dans le continuum des MO dans le sol. La biomasse des microorganismes contribue au pool de MO des sols, et cette biomasse représente la principale source des composés organiques stabilisés à long terme par rapport aux végétaux. La faune et les microorganismes du sol sont également impliqués dans la transformation et la minéralisation des MO des sols (Figure 12). L'association de la MO aux matières minérales (notamment via la rétention à la surface des argiles) et la protection physique qui en résulte la rendent moins accessible aux décomposeurs. Dans le sol, des processus de transfert (au sein du profil, par l'eau ou par la faune) et d'interaction avec les minéraux redistribuent ces molécules organiques et/ou les soustraient plus ou moins durablement à l'action des micro-organismes.

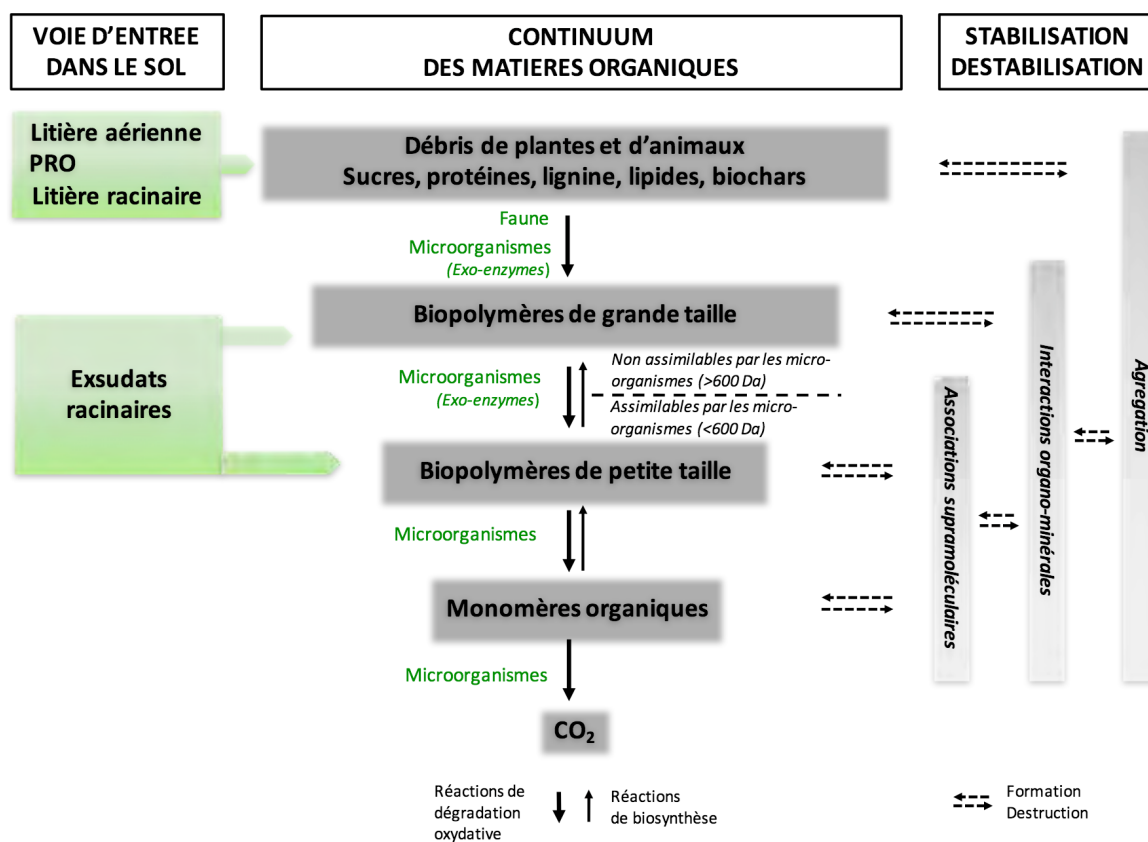


Figure 12 : Représentation du continuum de biotransformation des matières organiques des sols ((Pellerin et al., 2020) adapté de Lehmann et Kleber, 2015). Les flèches pleines représentent les processus biotiques, les flèches en pointillé représentent des processus abiotiques.



**Le second enjeu consiste à augmenter le stock de carbone dans le temps (« stockage » par la suite).** À l'échelle mondiale, un calcul plutôt optimiste<sup>13</sup> indiquait qu'un stockage équivalent à une augmentation de 0,4% (4 pour mille) par an des stocks de carbone permettrait de compenser l'équivalent des émissions anthropiques annuelles (rapport de 9,4 GtC par 2400 GtC) (Minasny et al., 2017).

Dans le cas de la France, un stockage de cet ordre de grandeur sur 0-30cm de sol et pour des surfaces non-artificialisées reviendrait à compenser l'équivalent de 12% des émissions annuelles de GES et 19% à 1m de profondeur (Pellerin et al., 2020). Pour augmenter le stockage sur un même mode d'occupation des sols, la mise en place de certaines pratiques peuvent aboutir à un stockage dit additionnel : il représente la différence de stock de C dans un sol avec et sans mise en place d'une pratique. La quantification du stockage additionnel est donc propre à un site donné (climat, type de sol et stock initial), à une profondeur de sol et dépend du temps écoulé selon la différenciation des pratiques. La plupart des pratiques additionnelles stockantes consistent à accroître les entrées de carbone dans les sols, et dans une moindre mesure<sup>14</sup> à limiter les pertes de carbone par minéralisation.

L'augmentation du stock de carbone des sols par adoption de pratiques additionnelles stockantes i) n'est possible que pendant une durée limitée, jusqu'à l'atteinte du stock à l'équilibre (Figure 13) ii) est réversible si les pratiques stockantes sont abandonnées. Enfin, le changement climatique peut limiter le bénéfice attendu du stockage additionnel de carbone dans les sols, par la réduction de la production de biomasse ou par l'accélération de la minéralisation sous l'effet de l'augmentation de la température.

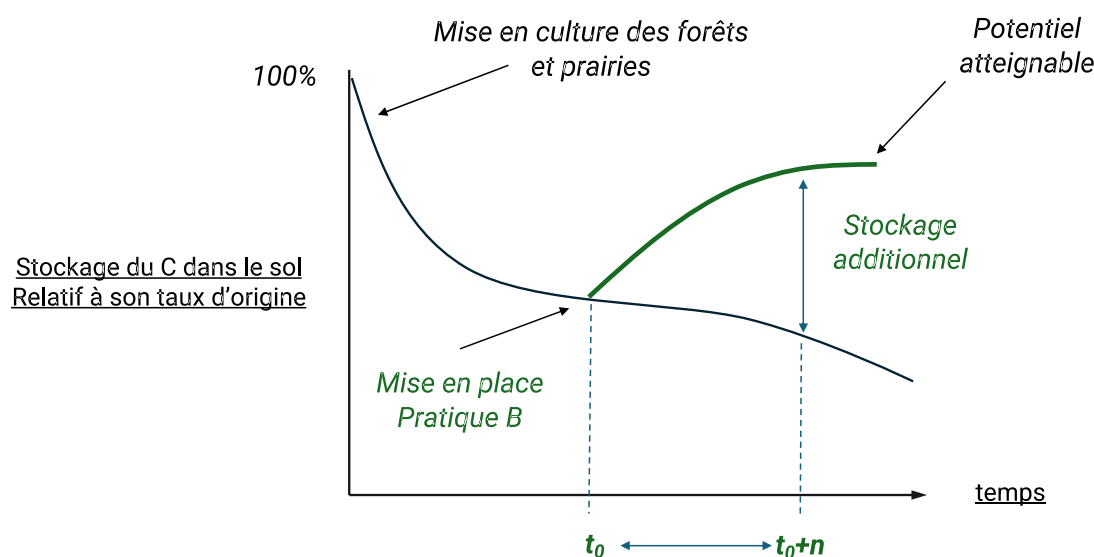


Figure 13 : Représentation schématique de la cinétique de stockage associée à l'adoption de pratique stockante (Source : auteurs).

<sup>13</sup> Optimiste puisque les valeurs de stocks de carbone à l'échelle mondiale sont de 2400Gt à 1m de profondeur, d'une part la valeur du stock est supérieure à la médiane de 1500 Gt, et d'autre part influencer des stocks de C sur l'horizon de 1m sur un pas de temps court est discutable

<sup>14</sup> Moins de leviers disponibles et effets moins importants que l'augmentation des apports de carbone.

Malgré toutes les limites et incertitudes, l'ordre de grandeur de ce potentiel est significatif au regard des autres flux de GES induits par les activités humaines et mérite donc d'être considéré, parmi d'autres, en tant que levier d'atténuation du changement climatique pour tendre vers la neutralité carbone.

Face à ces deux enjeux, le service de régulation du climat (Atténuation) peut-être décomposé en deux sous-services : le service lié au capital stocké et le service lié au stockage. Cette section est consacrée au lien entre AB et flux de carbone dans les sols cultivés, pour un même mode d'occupation des sols, c'est-à-dire à savoir si et comment l'AB permet une accumulation de carbone organique des sols (COS) par rapport à une conduite AC. Ce préambule illustre également les précautions méthodologiques qui doivent-être prises dans les comparaisons. La question du lien entre AB et maintien des stocks de COS dans les sols est discutée dans la Section III.2.

#### II.4.A. Stock de carbone dans les sols conduits en AB

**Les données mesurées de stocks de C sont supérieures dans les sols conduits en AB par rapport à leurs homologues conventionnels.** En comparant des parcelles appariées AB/AC principalement en zone tempérée (74 études, 204 comparaisons), (Gattinger et al., 2012) concluaient pour les sols conduits en AB à des stocks de COS significativement supérieurs ( $+3,50 \pm 1,08 \text{ tC.ha}^{-1}$ ), et à une évolution positive et significative de la teneur en carbone ( $+18 \pm 6 \%$ ), et du stockage ( $0,45 \pm 0,21 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ), ce dernier étant plus marqué dans les 10 premières années de conduite en AB. Ces mesures proviennent essentiellement de terres arables sur un horizon médian de 0-15cm.

Différentes méta-analyses plus récentes confirment ces conclusions. Sur le même jeu de données, (O. M. Smith et al., 2019) concluent à des stocks de COS (+11 %) et une teneur en C (+13 %) supérieurs dans les sols AB. En complétant le jeu de données traité par ces auteurs de 27 nouvelles études, (García-Palacios et al., 2018) concluent à une forte probabilité d'obtenir des indicateurs améliorés en AB (stocks de COS +69 %, stockage +92 %) sur un horizon moyen de 0-18cm (**Figure 14**). (Beillouin et al., 2023) concluent à un effet important de l'AB sur l'évolution des stocks de COS (+35 % ; CI (+11 ; +64)). Les différences de mesure de carbone dans ces différents travaux sont principalement expliquées par des écarts conséquents d'apports de carbone entre les modalités AB/AC (qualifiés de « disproportionnés » selon (Leifeld and Fuhrer, 2010)), (Leifeld et al., 2013) soulignaient d'une part que 92 % des sites en AB étudiés par (Gattinger et al., 2012) recevaient des apports exogènes de C contre seulement 27 % des sites en AC, et d'autre part que les modalités AB en recevaient, en moyenne, près de quatre fois plus, sous différentes formes (engrais, compost).

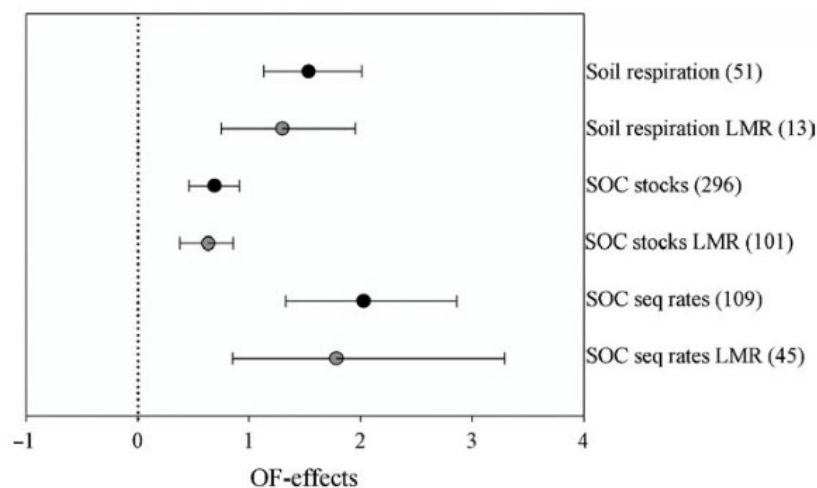


Figure 14 : Effet de l'AB sur différentes métriques du carbone organique des sols par rapport à l'AC (stocks, taux de séquestration, respiration du sol) (García-Palacios et al., 2018). Les données sont des différences moyennes mesurées dans les exploitations agricoles du monde entier. Cercles noirs : différences moyennes pour l'ensemble des données, cercles gris : uniquement pour les sites recevant des apports d'engrais plafonnés à l'équivalent des apports de 1 UGB/ha (Low Manure Rate - LMR). Les barres autour des moyennes sont des intervalles de confiance à 95 % ; lorsqu'elles ne recoupent pas 0 l'effet de l'AB et AC est significatif. Le nombre de mesures est indiqué entre parenthèses.

## II.4.B. Effets des amendements organiques

La littérature montre que les apports de carbone issus des amendements organiques expliquent en grande partie cet écart mesuré de stocks de C entre parcelles AB/AC (Kirchmann et al., 2016; Leifeld et al., 2013).

Des applications prolongées et importantes d'amendements organiques dans des conditions agro-climatiques différentes conduisent à des augmentations du COS (stocks et/ou teneur selon les études) (Diacono and Montemurro, 2010). Par rapport aux témoins non fertilisés ou aux parcelles recevant uniquement des engrais minéraux synthétiques azotés, ces apports augmentent le COS initial de manière importante (entre + 20 et +90 %) après des durées d'application variables (3-60 ans), la plupart des augmentations étant comprise entre 20 et 45 %. Dans leur méta-analyse basée sur 130 observations sur 49 sites à l'échelle mondiale, (Maillard and Angers, 2014) ont quantifié la réponse des stocks de COS à l'épandage de fumier sur des périodes allant de 3 à 82 ans. L'effet d'apports répétés d'engrais organiques explique selon les auteurs au moins 53 % des variations de stocks de C observés avec des parcelles fertilisées sous forme minérale ou bien des témoins non fertilisés. En moyenne, la fraction de C issue de fumier (principalement bovin dans l'échantillon) restant dans le sol a été estimée à  $12 \pm 4$  % pour une durée moyenne d'application de 18 ans. Les auteurs retiennent un facteur de variation relative du stock de COS de +26 % pour des durées d'application supérieures à 20 ans. En climat méditerranéen, (Aguilera et al., 2013) ont mis en évidence une augmentation du stock de COS de l'ordre de 23,5 % par l'application d'amendements organiques avec un stockage moyen de COS de  $4,81 \text{ tCO}_{2\text{eq}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  calculé pour une durée moyenne de 7,9 années.

À partir de ces études, il semble qu'il existe un consensus sur le fait que les amendements organiques conduisent, en moyenne, à une augmentation relative des stocks de COS dans les couches arables (environ 20-30 cm) d'environ 25 % sur une période de 20 ans (Guenet et al., 2021).

L'essai long terme DOK, qui compare à rotation équivalente l'impact de différentes pratiques de fertilisation, montre également l'effet de la forme des apports et de la quantité de ces apports sur l'évolution du COS. Après 21 années de conduite, (Fließbach et al., 2007) montrent l'absence de différences sur la teneur en C des sols selon une conduite AB ou AC pour une forme et une quantité d'apports organiques équivalente.

Au terme de 42 ans de conduite, la plus forte évolution est observée sur le système conduit en biodynamie avec des apports importants d'engrais organique sous forme compostée (équivalent à 1,4 UGB.ha<sup>-1</sup>, avec une augmentation de +35,84 mgC.kgsol<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>). À quantité équivalente d'engrais organique (l'équivalent de la production de 1,4 UGB.ha<sup>-1</sup>) mais sous une forme non compostée, les systèmes AB et AC conduisent à une augmentation de la teneur en carbone, plus réduite (respectivement +9,17 mgC.kgsol<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, et +1,68 mgC.kgsol<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>). Les autres systèmes qui mobilisent des quantités réduites d'engrais organiques (0,7 UGB.ha<sup>-1</sup>) aboutissent à un déclin de la teneur en C du sol, l'état de dégradation étant le plus marqué pour le témoin non fertilisé (Figure 15).

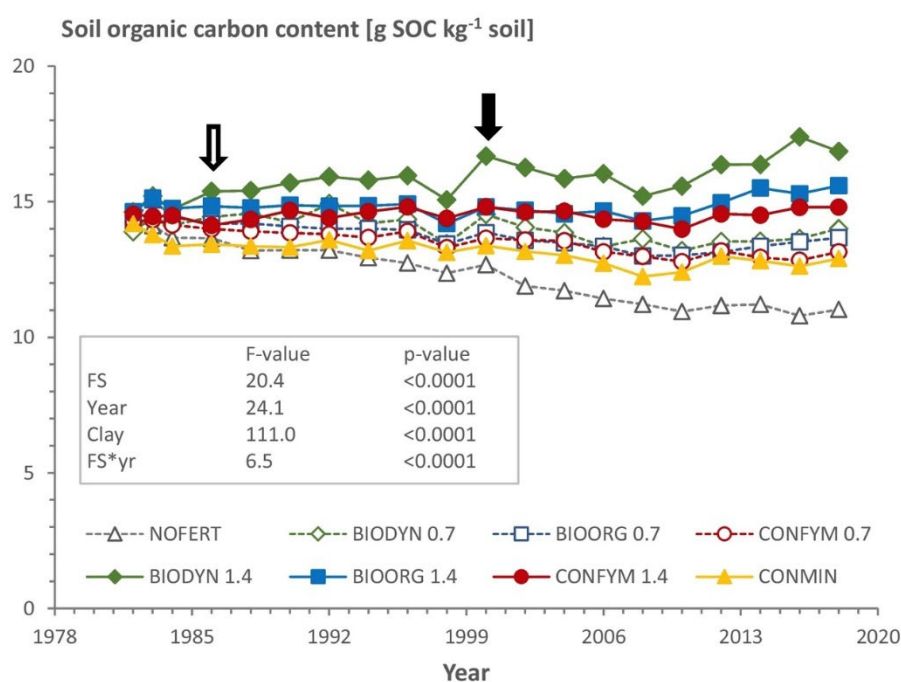


Figure 15 : Évolution de 1978 à 2020 de la concentration moyenne en C du sol selon 4 pratiques de fertilisation et deux niveaux de fertilisation dans l'essai DOK en Suisse (Krause et al., 2022) NOFERT : pas de fertilisation, CONMIN : pas de fertilisation organique, CONFYM : fertilisation minérale et organique, BIOORG : fertilisation organique à base de fumier mûré et lisier, BIODYN : fertilisation organique à base de fumier composté et lisier). 1.4 et 0.7 font référence aux quantités de fumure correspondant aux équivalents produits par 1,4 ou 0,7 UGB/ha. La flèche évidée indique la première année où BIODYN 1.4 > CONMIN ou NOFERT significativement et la flèche pleine, l'année où BIODYN 1.4 > CONFYM 1.4).

**Malgré l'effet significatif des apports d'engrais organiques sur l'augmentation du COS (stockage), la contribution de cette pratique au service d'atténuation du changement climatique (séquestration) est discutable, selon l'échelle considérée et leur devenir alternatif.** Ce flux de carbone ne correspond pas à un transfert net de carbone de l'atmosphère au sol, mais un transfert latéral d'un site producteur d'engrais à un site qui mobilise ces matières

à des fins de fertilisation (Powlson et al., 2011). Autrement dit, dans la plupart des situations, les engrais organiques en provenance d'élevages auraient été restitués au sol, ailleurs. En France, (Nowak et al., 2013) avaient montré qu'environ 23 % des intrants d'azotés sur une ferme AB proviennent d'une ferme AC, illustrant que certains systèmes de production AB se comportent comme des puits d'effluent d'élevage. Ce point illustre qu'un stockage ne correspond pas systématiquement à une séquestration de COS ; il est bien souvent mentionné dans la littérature pour nuancer l'effet de l'AB sur la séquestration de COS.

Cette limite peut être nuancée selon les territoires et la répartition spatiale des élevages AB dans des territoires spécialisés. Dans les pays développés, il est documenté que i) la spécialisation des productions dans les territoires entraîne une séparation des zones à forte densité d'élevage et des zones orientés vers la production de céréales ii) que la densité importante de l'élevage entraîne des problèmes de pertes azotées dans l'environnement. À propos du carbone, il est possible de supposer que les stocks à l'équilibre sont atteints plus rapidement dans les régions d'élevage compte tenu des apports importants de C par les effluents d'élevage. Ceci reviendrait à dire que ces transferts latéraux de C, entre des zones d'élevage et des zones spécialisées en productions végétales, contribuent indirectement à la séquestration du C par une redistribution spatiale des flux de C.

#### II.4.C. Effets de la rotation

En dépit de cette contribution principale et significative des apports de carbone exogène au stock de carbone mesuré dans les parcelles AB, des augmentations des stocks de COS sont également perceptibles lorsque l'on compare les exploitations conventionnelles et biologiques avec de faibles apports de PRO de fumier (définis comme inférieurs aux apports provenant d'1 UGB/ha ; voir LMR - Low Manure Rate – sur **Figure 14**) (García-Palacios et al., 2018; Gattinger et al., 2012). Pour ce sous-échantillon, les teneurs en COS sont significativement supérieures (de  $0,13 \pm 0,09\%$  points), ainsi que les stocks de C ( $2,16 \pm 1,65 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) mais le stockage n'est lui plus significativement supérieur à celui des sols en AC ( $0,27 \pm 0,37 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ). Les différences de rotations **sont susceptibles d'induire à long terme une augmentation du stock de COS dans la couche supérieure du sol des parcelles conduites en AB**. L'effet d'une succession culturale sur le stockage de carbone est principalement déterminé par le niveau de flux de carbone entrant dans les sols et la nature de ces résidus (ratio C/N) (King and Blesh, 2018). Conjugué ou non à des engrais organiques, l'effet des rotations en AB sur le stockage de COS est documenté par de nombreux essais de long terme.

L'essai de long terme de l'Institut Rodale initié en 1981 aux USA ont mis en évidence un stockage plus élevé dans les sols dans une rotation AB fertilisée par engrais vert (culture dérobée de vesce velue) par rapport à une rotation conventionnelle, de l'ordre de +7 % (profondeur de 0 à 30 cm), avec d'une part une teneur en C initiale équivalente entre les rotations et d'autre part des apports de C similaires sur les 22 années de conduite (Pimentel et al., 2005). Dans cet essai, la modalité conventionnelle est une rotation de 5 ans (maïs, maïs, soja, maïs, soja) et la modalité AB avec engrais vert une rotation de 5 ans (couvert de vesce, maïs, couvert de seigle, soja, blé d'hiver). Dans les deux modalités, les auteurs notent que **la quantité de C restituée par la biomasse aérienne** est comparable ( $9 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ), concluant que la modalité AB présente **une meilleure rétention de ce C dans les sols** que la modalité conventionnelle. Des résultats similaires sont observés aux États-Unis sur trois essais de long terme (Delate et al., 2015).

En France, sur le site de La Cage, (Autret et al., 2016) ont étudié l'effet de trois systèmes de culture alternatifs dont un AB sur l'évolution des stocks de COS. Dans cet essai de long terme, la référence conduite en conventionnel (AC) est une rotation culturale de 4 ans (colza, blé d'hiver, pois de printemps, blé d'hiver) à laquelle sont comparés trois systèmes de culture alternatifs : bas intrants (BI), AB, ACS qui se distinguent par les pratiques mises en œuvre (travail du sol, protection des cultures, fertilisation) allant jusqu'à des modifications de rotations (AB, ACS). **Le système de culture en AB présente la particularité de ne recevoir aucun apport d'engrais organique exogène** : la fertilisation est assurée par une luzerne conduite en engrais vert, une coupe sur trois est exportée (ou quatre selon les années). Les différents d'itinéraires techniques sont synthétisés **Tableau 3**.

	Conventionnel (AC)	Bas intrants (BI)	Agriculture de conservation (ACS)	Agriculture Biologique (AB)
<b>Labour</b>	Chaque année	Une année sur deux	Pas de labour	Chaque année
<b>Fertilisation</b>	143 kgN/ha/an	114 kgN/ha/an	104 kgN/ha/an	10 kg N/ha/an (<2009)
<b>Protection des cultures</b>	Intervention systématique	Intervention si seuils dépassés	Intervention si seuils dépassés	Pas d'intervention
<b>Rotation culturale</b>	Blé d'hiver > Colza > <b>CIPAN</b> > Blé d'hiver > pois printemps >	Blé d'hiver > Colza > <b>CIPAN</b> > Blé d'hiver > pois printemps >	<u>1998 &gt; 2007 :</u> Blé d'hiver > <b>CIPAN</b> > Maïs > <b>CIPAN</b> > Blé d'hiver > <b>CIPAN</b> > pois printemps > <b>CIPAN</b> <u>2008 &gt; 2014</u> Blé d'hiver > <b>couvert</b> > Maïs > <b>couvert</b> > Blé d'hiver > <b>couvert</b> > pois printemps > <b>Couvert</b>	<u>1998 &gt; 2002</u> Blé d'hiver > Colza > Blé d'hiver > pois printemps > > Luzerne <u>2003 &gt; 2014</u> Blé d'hiver > Blé d'hiver > Luzerne (2 ans)
<b>Gestion des résidus</b>	Laissés au sol	Laissés au sol	Laissés au sol	Laissés au sol

Tableau 3 : Itinéraires techniques des quatre systèmes de cultures de l'essai long terme sur le site de La Cage (Autret et al., 2016) CIPAN : Avoine ou vesce ou moutarde blanche Couvert : Luzerne fétuque

Sur l'horizon 0-30 cm, les principales évolutions de stock de carbone au terme des 16 années concernent les systèmes ACS (+24 %, +10,0 tC.ha<sup>-1</sup>) et AB (+12 % ; +4,4 tC.ha<sup>-1</sup>), les autres systèmes de présentant pas d'évolution significative de COS (AC, BI).

Pour le système de culture ACS, l'évolution du stock de COS n'est que partiellement imputable au non-labour (20 % du C stocké selon les auteurs), et principalement aux apports de C supérieurs dans ce système (5,41 tC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) par rapport aux autres systèmes de cultures (AC : 4,09 tC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> ; BI : 3,81 tC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> ; AB : 2,87 tC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>). En AB, les apports de C sous forme d'engrais vert

par la luzerne représentent 37 % des apports totaux de carbone en AB, avec une **contribution significative de la biomasse racinaire aux apports de C permis par la luzerne (45 %)**. Cet essai montre que cette évolution du stock de COS **dépend du type de résidus et de la présence de couverts pluriannuels dans la rotation**. Par ailleurs, concernant le système conduit en AB, les auteurs formulent quatre hypothèses pour expliquer cette augmentation de stock de COS :

- ▶ Une différence de stocks de COS au moment de la mise en place de l'essai qui expliquerait une plus grande distance à l'état d'équilibre dans ces parcelles conduites en AB, mais le caractère non significatif de cette différence fait que cette hypothèse semble peu probable selon les auteurs.
- ▶ La présence de couverts pluriannuels dans la rotation, l'utilisation de variétés ou d'espèces avec une **importante masse racinaire dans la rotation** permet par exemple de déposer le carbone plus en profondeur dans le profil, là où le turnover des éléments est moins important, favorisant ainsi un stockage pérenne du carbone (Peixoto et al., 2022). **L'effet de la présence de luzerne dans les rotations n'est pas systématique**. Au Canada, Bell et al. (2012) n'ont trouvé aucune différence significative dans les stocks de COS de 0 à 30 cm sur des rotations intégrant une luzerne. Quel que soit le mode de production, AB ou AC, les rotations intégrant une luzerne présentaient, au bout de 18 ans de conduite, moins de C dans des horizons superficiels ou profonds qu'une rotation de cultures annuelles, respectivement  $-16 \text{ tC.ha}^{-1}$  et  $-10 \text{ tC.ha}^{-1}$ . Dans cet essai, il est probable que les luzernes aient moins contribué à la restitution de C, par i) une exportation systématique des coupes ii) leur courte durée (luzerne présente sur 1,5 ans) et iii) une plus faible fréquence de coupe et donc un renouvellement des racines plus faible (Autret et al., 2016). **Ces modalités de conduite des luzernes semblent également avoir une incidence sur la distribution du carbone dans le profil de sol**, bien que les données soient plus rares sur des horizons  $> 30 \text{ cm}$ . (Bell et al., 2012) montraient que des systèmes conduits en AB ont des stocks de C du sol inférieurs de  $28 \text{ tC.ha}^{-1}$  dans tout le profil (0 à 120 cm) et  $7 \text{ tC.ha}^{-1}$  de moins dans l'horizon 0-30 cm que les systèmes gérés de manière conventionnelle. La part de C dans l'horizon 0-30 cm par rapport à l'ensemble du profil était plus élevée dans les sols en AB (46 %) par rapport à la gestion conventionnelle (42 %). Aux États-Unis également, un essai a montré que cette accumulation semble se concentrer sur les horizons superficiels, probablement lorsque la luzerne ne dure pas plus de 2 ans (Blanco-Canqui et al., 2017).
- ▶ **Un apport de C issu des racines supérieur en AB** en raison d'une croissance plus importante des racines dans des conditions limitées en nutriments. Une étude portant sur 24 parcelles suisses cultivant du blé en AC, AB et semis direct, indique que les pratiques AB expliquent plus du tiers de la variation de la biomasse racinaire mesurée (+40 %) et plus de la moitié de la variation du ratio biomasse racinaire/aérienne (ou R/F, +60 %) dans l'ensemble des horizons (jusqu'à 75 cm) (Hirte et al., 2021). Cette biomasse racinaire et le R/F reposent essentiellement sur les horizons agronomiques ( $< 25 \text{ cm}$ ) où ces indicateurs sont fortement corrélés à la biomasse d'adventices et à la teneur en C des sols et de façon négative au niveau de fertilisation azotée minérale. Dans les horizons plus profonds, les conditions pédoclimatiques jouent un rôle prépondérant, avec une contribution majeure des précipitations et de la texture du sol. **Ainsi d'après les auteurs, la conduite en AB explique une part de la biomasse racinaire mesurée et du développement racinaire dans les horizons superficiels des sols cultivés, par la contribution des adventices et un développement racinaire plus important des céréales cultivées pour compenser la dilution des nutriments dans le sol**. Cette biomasse racinaire accrue contribue à augmenter

les apports de C dans les horizons superficiels, et cela même pour des rendements de récolte moindre (Hirte et al., 2021).

**Par des rendements inférieurs en AB, la production et la restitution de résidus de culture est moindre qu'en AC.** Par conséquent, les systèmes AB peuvent présenter une diminution du stock de C par rapport à l'AC dans des situations où la quantité de C entrant dans les sols conduits en AB (exogènes via les PRO ou associés à la restitution de biomasse par les résidus de culture ou engrais verts) est inférieure à la restitution de C par les résidus de récolte, plus importante en AC du fait des rendements supérieurs. Toutefois, comme précédemment exposé, cette comparaison de restitution de C entre mode de production doit inclure à l'échelle de rotation la restitution de résidus par les pluriannuelles (comme le montre l'essai de (Autret et al., 2016)), la restitution de C par la biomasse adventice (Hirte et al., 2021), et des différences de restitutions de C par la biomasse souterraine des cultures selon les pratiques de fertilisation (Hirte et al., 2021).

#### II.4.D. Leviers mobilisables en AB

L'analyse bibliographique conduite dans le cadre de l'étude INRAE (Pellerin et al., 2020) recense les pratiques additionnelles stockantes, définies comme ayant à la fois un effet bénéfique sur la quantité de carbone organique des sols mais ne présentant pas d'effets antagonistes sur d'autres GES ou d'autres postes d'émission. Les travaux de simulation conduits dans la seconde partie de l'étude ont permis d'estimer le potentiel de stockage additionnel lié à l'adoption de nouvelles pratiques ou à leur extension, par rapport au stockage (ou déstockage) qui aurait été observé avec la poursuite des pratiques agricoles actuelles (Figure 16).

L'AB peut représenter un frein à l'adoption de certains leviers :

- ▶ Le développement du semis direct en AB reste un défi agronomique. L'effet du passage au semis direct sur le stockage additionnel reste toutefois un sujet controversé dans la littérature, (Pellerin et al., 2020) précisant que l'effet sur le stockage s'avère finalement plus faible que ce que les résultats jusqu'alors acquis semblaient suggérer, notamment lorsque l'on considère la totalité du profil de sol.
- ▶ La mobilisation de nouvelles ressources organiques (NRO) et l'apport au sol de matières organiques exogènes, autres que les effluents d'élevages, peut être contraint par la réglementation AB. Les produits et substances autorisées en AB doivent être inscrits sur des listes limitatives (RUE 2023/2229). L'utilisation des boues de station d'épuration, des boues issues d'industries agro-alimentaires y sont interdites, et les biodéchets compostés ou fermentés autorisés si d'origine végétale ou animale, collectés séparément à la source.

A contrario, les autres leviers montrent **qu'un potentiel de stockage additionnel est possible en AB**, par le développement de strates arborées au sein ou aux abords des parcelles, l'insertion de prairies temporaires dans des successions n'en contenant pas ou par allongement de la durée de ces prairies dans des successions en contenant déjà.



Concernant l'enherbement de l'inter-rang des vignobles, bien que plusieurs études internationales suggèrent que cette pratique est plus répandue en AB qu'en AC (Katayama, 2019; Winter et al., 2018), 36 % du vignoble français et 38 % de celui conduit en mode biologique ne présente aucun enherbement dans les inter-rangs, illustrant le potentiel d'un développement de ce levier en AB comme en AC.

#### Stockage additionnel par pratique (horizon 0-30 cm)

	Stockage additionnel par ha d'assiette Horizon 0-30 cm kgC/ha/an	Assiette Mha	Stockage additionnel France entière Horizon 0-30 cm MtC/an	Stockage additionnel, rapporté au stock du mode d'occupation du sol correspondant %/an
<b>En grandes cultures et prairies temporaires</b>				
Extension des cultures intermédiaires	+126	16,03	+2,019	
Semis direct	+60	11,29	+0,677	
Nouvelles ressources organiques	+57	1,46	+0,084	
Insertion et allongement de prairies temporaires	+127	6,63	+0,840	
Agroforesterie intraparcélaire	+207	5,33	+1,103	
Haies	+17	8,83	+0,150	
<b>Total grandes cultures</b>			<b>+4,873<sup>2</sup> (85,6%)</b>	<b>+5,1</b>
<b>En prairie permanente</b>				
Intensification modérée	+176	3,94	+0,694	
Remplacement fauche-pâturage	+265	0,09	+0,023	
<b>Total prairies permanentes</b>			<b>+0,717 (12,6%)</b>	<b>+0,9</b>
<b>En vignoble</b>				
Enherbement	+182	0,56	+0,103	
<b>Total vignoble</b>			<b>+0,103 (1,8%)</b>	<b>+3,7</b>
<b>En forêt</b>				
Pas de pratique plus stockante que les pratiques actuelles identifiées	-	-	-	-
<b>Total forêt</b>			<b>-</b>	<b>-</b>
<b>Total France</b> (hors surfaces artificialisées et divers)			<b>5,693 (100%)</b>	<b>+1,8</b>

Figure 16 : Stockage additionnel par les pratiques sur l'horizon 0-30 cm (Pellerin et al., 2020)

## III. Émissions de GES des systèmes de production

Dans cette partie, nous passons en revue les éléments de quantification des émissions à l'échelle des exploitations agricoles, unité de gestion des pratiques, et de mise en œuvre de modes de production, toujours par unité de surface. L'analyse des effets du mode de production (AB/AC) sur différentes émissions de GES a montré des effets contraires selon les GES. L'estimation du potentiel de réchauffement à l'échelle de l'exploitation impose donc de raisonner en prenant en compte l'ensemble des GES, le stockage carbone, et le système de production dans son intégralité. Nous étudierons ensuite d'autres enjeux climatiques rarement intégrés dans le périmètre des outils d'évaluation environnementale à l'échelle des exploitations agricoles.

### III.1. Émissions brutes de GES à l'échelle ferme

#### III.1.A. Productions végétales

Les références sur les performances GES à l'échelle des systèmes de production AB exprimées par unité de surface sont rares et anciennes dans la littérature scientifique et inégalement documentées selon les productions. Quelques références **dans la littérature grise montrent des émissions brutes plus faibles par unité de surface.**

Concernant les exploitations de grandes cultures, (Bochu et al., 2008) avaient montré des émissions brutes en moyenne plus faibles dans les exploitations de grandes cultures AB (1,46 contre 3,66 tCO<sub>2eq</sub>.haSAU<sup>-1</sup> en AC) sur un 950 exploitations dont 274 exploitations AB, non représentatives de l'ensemble des exploitations françaises. Des comparaisons établies en productions végétales à l'échelle mondiale montrent de meilleures performances en AB dans la plupart des cas. (Boschiero et al., 2023) ont observé dans 82% des comparaisons des émissions réduites en AB, l'écart médian étant variable selon les catégories de produits (de l'ordre de 50% pour les céréales ou fruits).

#### III.1.B. Productions animales

En élevage de ruminants, l'évaluation de 22 élevages bovins spécialisés allaitant AB dans des contextes variés<sup>15</sup> par (Chambaut et al., 2011) a montré des émissions brutes légèrement réduites en AB (4,4 contre 5,0 tCO<sub>2eq</sub>.haSAU<sup>-1</sup> en AC) et une empreinte nette des ateliers réduites, en intégrant le stockage de carbone par les sols agricoles (1,1 contre 1,4 tCO<sub>2eq</sub>.haSAU<sup>-1</sup> en AC).

Pour les systèmes laitiers évalués par (Chambaut et al., 2011) (18 en AC et 28 en AB), les différences d'émissions brutes sont plus prononcées (5,0 contre 6,3 tCO<sub>2eq</sub>.haSAU<sup>-1</sup> en AC) mais les empreintes nettes comparables (1,0 contre 1,1 tCO<sub>2eq</sub>.haSAU<sup>-1</sup> en AC). Dans cette étude, un stockage forfaitaire de 0,5 tC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> est retenu pour les prairies permanentes ce qui est une valeur haute dans la littérature étudiée dans (Pellerin et al., 2020)

---

<sup>15</sup> Les exploitations étudiées sont présentes en Pays de la Loire, Basse-Normandie, Bretagne, Vosges, Cantal, Haute-Loire, Aveyron et Loire.

En bovin lait, la synthèse des CAP2ER réalisés entre 2013 et 2021 attribue des émissions brutes moyenne de 5,2 tCO<sub>2eq</sub>.haSAU<sup>-1</sup> pour les ateliers laitiers AB en France, contre 8,1 tCO<sub>2eq</sub>.haSAU<sup>-1</sup> sur l'ensemble des diagnostics disponibles (dont 7% des ateliers en AB)<sup>16</sup>

Bien que la production de références à l'échelle d'exploitations agricoles soit particulièrement encouragée ces dernières années, il n'a pas été identifié i) de synthèses nationales récentes à l'échelle d'exploitations agricoles pour d'autres productions ii) présentant des résultats selon le mode de production. **Il y a donc un enjeu à poursuivre la production et la capitalisation des références à l'échelle des exploitations AB en France.**

### III.2. Changement d'affectation des terres

Comme précédemment évoqué (→[Flux de carbone dans les sols](#)), le maintien des stocks de COS est un enjeu de premier ordre. La transition d'un mode d'occupation des sols vers un autre, c'est-à-dire le **changement d'affectation des terres (CAT par la suite), induit soit un déstockage, soit une accumulation de COS selon la nature de la transition.** Le CAT serait le principal facteur de variation de COS à l'échelle mondiale, devant l'effet du changement climatique et l'effet des pratiques sur un même mode d'occupation des sols (**Figure 17**). Cette source d'émission, non comptabilisée dans l'empreinte carbone de notre alimentation, peut y contribuer à hauteur de 20% selon (Poore and Nemecek, 2018). Or, par les achats d'aliments, les systèmes d'élevage peuvent être à l'origine d'émissions indirectes liées au CAT à deux titres i) la dépendance à des aliments dont la production est responsable de la destruction d'écosystèmes éloignés, dont les forêts (Dumont et al., 2016) ii) l'achat d'aliments qui proviennent de terres arables induisant des variations de stocks de carbone, supplémentaires à celles observées sur la SAU des exploitations. Ces émissions indirectes associées à des variations de carbone dans les sols ou la biomasse aérienne, ne sont pas considérés dans les bilans GES disponibles à l'échelle des fermes.

---

<sup>16</sup>[https://idele.fr/?eID=cmis\\_download&oID=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F65acdd90-943c-4b23-8c9b-151499b5f007&cHash=e191cd6b973dbafed299b4ff4023a2c4](https://idele.fr/?eID=cmis_download&oID=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F65acdd90-943c-4b23-8c9b-151499b5f007&cHash=e191cd6b973dbafed299b4ff4023a2c4)

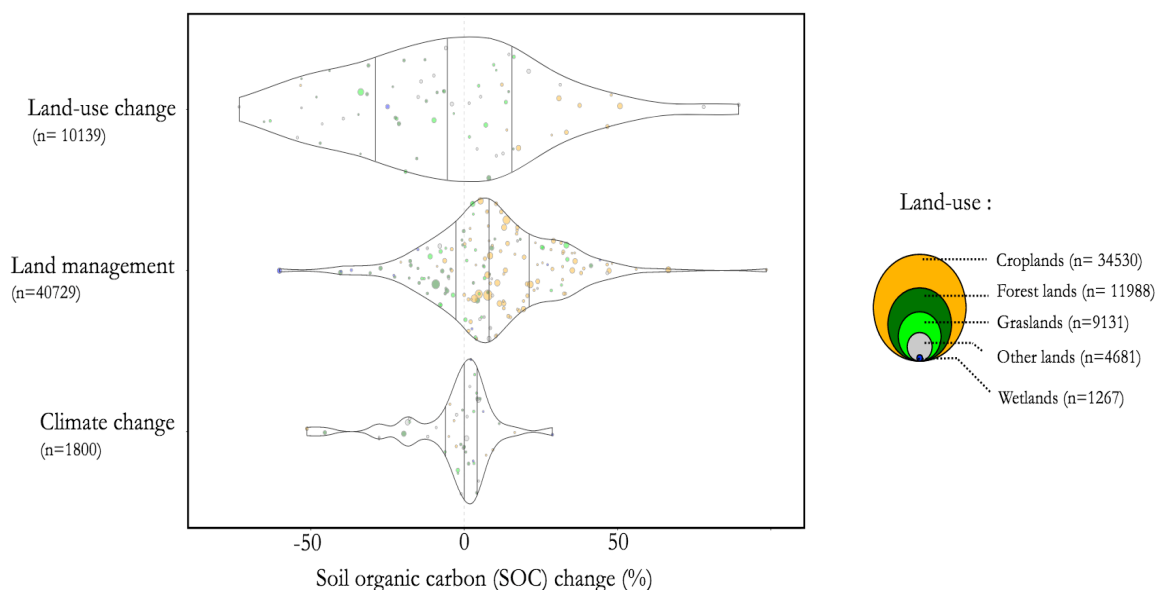


Figure 17 : **Distribution des variations de carbone organique des sols issues d'un changement d'affectation des terres, d'un changement de pratiques agricoles ou du changement climatique** (Beillouin et al., 2023). Chaque point représente une taille moyenne de l'effet par mode d'occupation des sols et pour chaque composante. La couleur du point renseigne le mode d'occupation avant changement d'affectation des terres. La taille des points est proportionnelle au nombre de données appariées utilisé pour calculer la taille d'effet. Les aires de distributions sont segmentées selon les quantiles (25 %, 50 %, 75 %).

### III.2.A. Déforestation

Le CAT à partir de forêt est à l'origine d'émissions de GES par les pertes du carbone contenu dans la biomasse aérienne (par exemple dans le cas d'une combustion) et par le déclin du COS associé à la conversion (de forêts en cultures dans l'exemple de la déforestation), de l'ordre de 25 % dans le cas de la conversion de forêts en cultures (Figure 18) (Beillouin et al., 2023). Par l'extension des surfaces cultivées, l'agriculture est le principal moteur de la déforestation observée à l'échelle mondiale, elle serait responsable de près de 90 % de la déforestation observée entre 1990 et 2020 selon la FAO, dont un tiers de la production issue de ces surfaces est destiné à l'exportation (HCC, 2024). La demande française en produits agricoles importés concerne principalement le soja à destination de l'alimentation animale, les deux tiers des importations proviennent du Brésil, pays pour lequel 35 % des volumes de soja importés présentent un risque élevé d'exposition à la déforestation (HCC, 2024). À l'échelle de l'UE, 76 % des émissions totales liées au CAT des pays sont liées aux importations d'huiles végétales et de graines oléagineuses, principalement de soja.

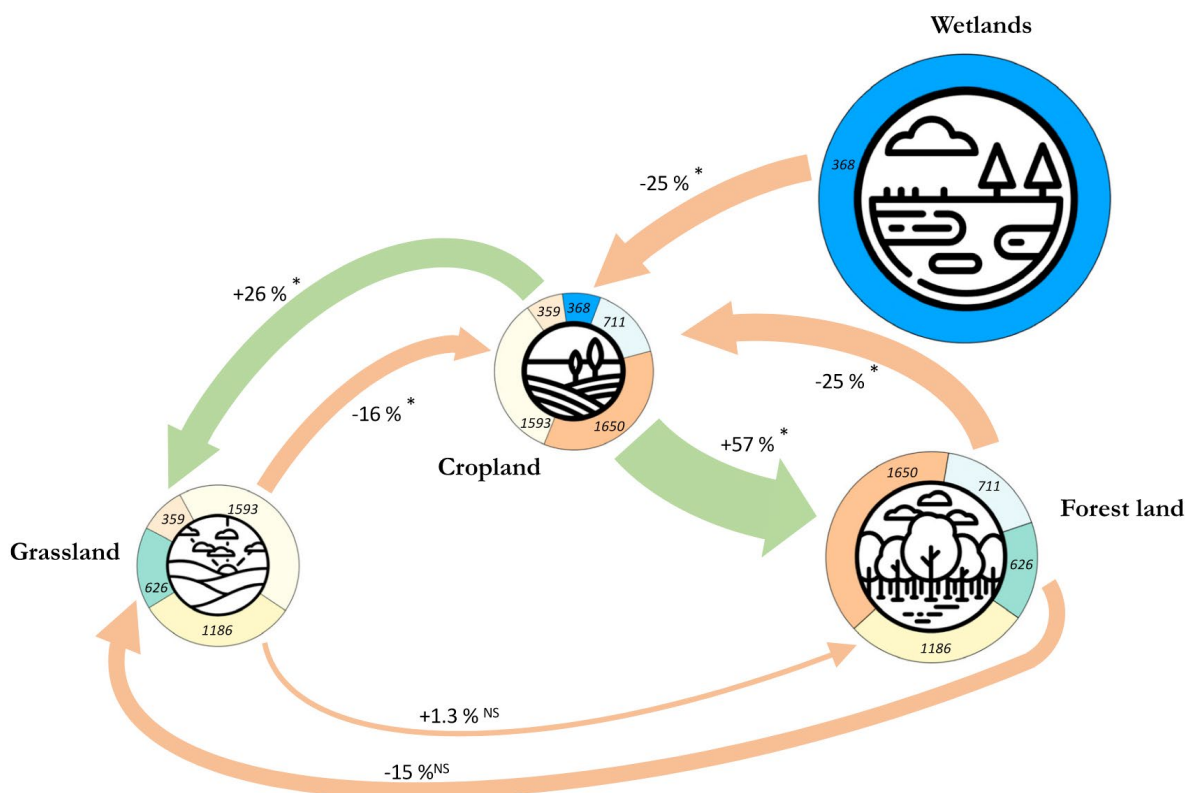


Figure 18 : Variations de carbone organique des sols associées au changement d'usage des terres à l'échelle mondiale (Beillouin et al., 2023). Le sens des flèches indique le type de conversion, la taille est proportionnelle à la variation et la couleur induit une augmentation (verte) ou une perte (orange). Les pourcentages renseignent sur la taille de l'effet, l'astérisque indique lorsque les variations sont significatives. Les nombres dans les disques autour de chaque catégorie correspondent au nombre de données appariées pour calculer les variations de stock de carbone. La taille des pictogrammes est proportionnelle au stock initial sous les différentes catégories (Forêt, prairies, etc.).

### 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. 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)**. À ces contraintes réglementaires s'ajoute le coût des aliments AB. 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 % de la matière sèche composée d'aliments biologiques, on peut émettre l'hypothèse que la réglementation AB limite la contribution indirecte des élevages au front de déforestation amazonien.

En revanche, la faible disponibilité nationale et européenne de matières premières riches en protéines végétales fait que l'AB repose sur des importations non négligeables. Ces importations européennes de tourteau de soja AB sont plutôt issues de l'Inde et de 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 déforestation. La prise en compte ou non de ces

émissions dans les bilans GES à l'échelle des fermes est susceptible d'affecter les productions monogastriques, comme le montre la figure 19, mais aussi certaines filières laitières. À notre connaissance, les outils GES développés en ruminant en France ne considèrent pas ce poste d'émissions indirectes.

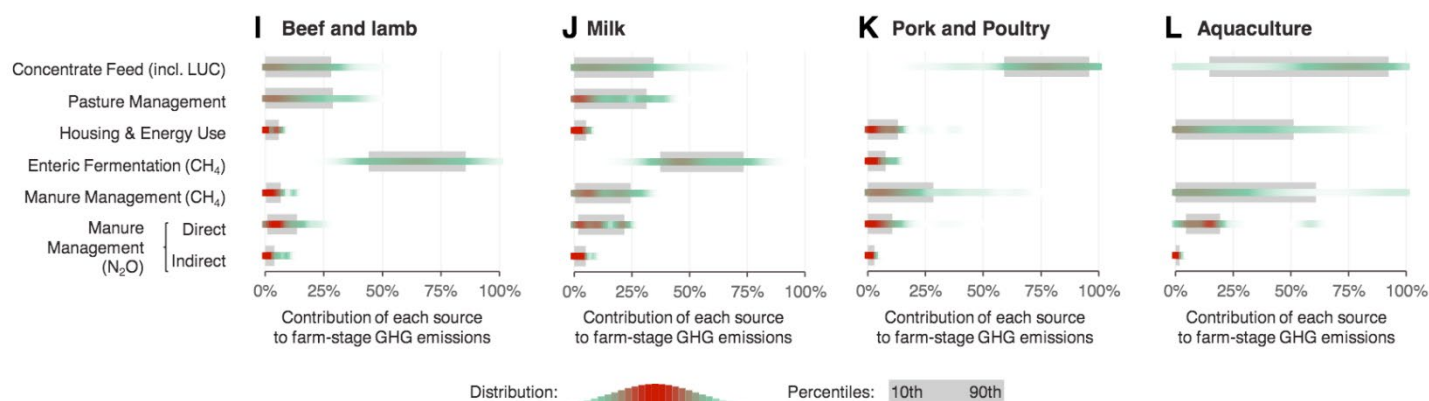


Figure 19 : Contribution relative des différents postes aux émissions totales de GES aux portes de la ferme pour les productions animales (Poore and Nemecek, 2018). Les barres grises englobent les valeurs comprises entre les 10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> percentiles. Les faisceaux verts représentent la distribution des valeurs. La figure originale présente cette distribution pour d'autres catégories de produits.

### III.2.B. Maintien des stocks sous prairie permanente

Maintenir les stocks de COS plus élevés pour les modes d'occupation de type forêt ou prairie permanente est donc un enjeu de premier ordre, puisque leur retournement conduirait à transformer ce stock en émissions de GES. Cet enjeu n'étant pas transposable sous forme de flux de GES, il ne figure pas dans les bilans établis à l'échelle des exploitations agricoles.

En encadrant une alimentation des ruminants qui « repose sur une utilisation maximale des pâturages », « un accès au pâturage dès que les conditions le permettent » et garantit qu'au moins 60 % de la matière sèche composant la ration quotidienne des herbivores provient de fourrages grossiers (frais, séchés ou ensilés) (2018/848, Annexe II), la réglementation AB soutient la valorisation de l'herbe dans les systèmes d'élevage, dont une partie peut provenir de prairies permanentes.

Néanmoins, compte tenu du coût très élevé des concentrés AB et du principe de lien au sol dans la réglementation, **la part de PP dans la SAU des exploitations AB n'est pas toujours plus importante que dans les systèmes conventionnels**. En France, (Dakpo et al., 2013) observent une part de PP moins importante dans la SAU d'exploitations ovines conduites en AB par rapport à des systèmes ovins herbagers AC. Dans cette étude, la recherche d'autonomie alimentaire en AB, notamment en concentrés, fait que les systèmes AB ovins étudiés consacrent une plus grande proportion de leur assolement aux cultures par rapport à ces systèmes herbagers AC.

Par ailleurs, **le recours accru à l'herbe par la réglementation AB peut se traduire par un développement des prairies temporaires et non nécessairement par le maintien ou le développement des surfaces en prairies permanentes**. En France en bovin lait, (Lambotte et al., 2023) ne distinguent qu'une légère différence de la part de prairies permanentes dans la SAU

selon le mode de production (AB : 45 % ; AC : 36 %) mais observent une **part plus élevée de prairies temporaires dans les rotations AB (AB :72 % AC :49 %)**.

Ainsi, le maintien des surfaces en PP dans les exploitations est un enjeu qui n'est pas transposable sous forme de flux et n'apparaît pas dans des outils déployés en France à l'échelle des exploitations agricoles. Si la réglementation AB soutient l'utilisation de l'herbe et du pâturage, des travaux supplémentaires de caractérisation à l'échelle des fermes sont nécessaires pour conclure sur le lien entre fermes AB et l'enjeu de maintien des surfaces en prairies permanentes.

### III.3. Contribution des éléments semi-naturels au stockage de carbone

À l'échelle des systèmes de production, la présence de certains éléments naturels peut contribuer à l'augmentation du puits de carbone. Les haies, définies comme étant des alignements d'arbres et d'arbustes en périphérie des parcelles agricoles, ainsi que les bandes enherbées sont les éléments les plus documentés dans la littérature, et ont un impact positif sur le stockage de COS (Pellerin et al., 2020). Sur la base des études retenues dans leur revue de littérature, (Pellerin et al., 2020) retiennent un stockage additionnel de 0,75 tC.ha de haies<sup>-1</sup> (0,49-1,02 tC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) pour une profondeur moyenne de 40cm, une densité moyenne de 739 arbres/km et un âge moyen de 26,6 ans pour des haies implantées sur des parcelles cultivées en grandes cultures.

Dans le cas de rotations avec prairies temporaires, compte tenu des stocks de COS plus proches des stocks à l'équilibre qu'en rotation de grandes cultures, l'implantation de haies conduirait à un stockage additionnel réduit ; (Pellerin et al., 2020) proposent de retenir une valeur indicative de 220 kgC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. En France, leur densité est très hétérogène selon les régions (Preux, 2021) et s'accompagne d'une grande diversité de type de haies<sup>17</sup>, bien que leur composition spécifique et type de gestion auraient peu d'influence sur le taux de carbone stocké dans le sol sous la haie, qui serait plutôt fonction de leur âge<sup>18</sup>.

#### La littérature disponible ne permet pas de conclure de manière générique à des différences de densité de haies à l'échelle de ferme selon le mode de production.

En Angleterre, des auteurs ont montré une plus grande part d'éléments semi-naturels dans les fermes AB que dans celles en AC, intégrant des haies ou des surfaces boisées (Gibson et al., 2007; Norton et al., 2009).

Sur un échantillon de 204 fermes étudiées en Europe et en Afrique, comprenant huit systèmes de production dans le Sud-Ouest de la France (Schneider et al., 2014) concluent à une absence de différences de proportions d'éléments semi-naturels dans la SAU entre les fermes AB et AC. En bovin lait à l'échelle nationale, (Lambotte et al., 2023) ont montré que les mètres linéaires de haies ne sont pas significativement différents entre fermes AB (n=72) et leurs équivalents conventionnels (respectivement 80 ml.ha<sup>-1</sup> contre 107 ml.ha<sup>-1</sup>). Une enquête sociologique auprès

---

<sup>17</sup> La typologie des haies réalisée par l'AfacAgroforesteries (2017) fait état de 22 types de haies observés sur l'ensemble du territoire métropolitain

<sup>18</sup> Projet CARBOCAGE - (Colombie et al., 2020)

des agriculteurs planteurs de haies en Bretagne a montré une surreprésentation des producteurs en AB dans l'échantillon (45 % contre 13 % parmi les agriculteurs bretons) ; l'étude conclut qu'en moyenne, les agriculteurs AB plantent davantage de mètres linéaires que les agriculteurs conventionnels au cours de leur carrière, et ce pour toutes les OTEX, à l'exception de l'OTEX porcin (de Menthière et al., 2023; Marie and Darrot, 2021).

Fin 2023, des travaux conduits par l'OFB (Office Français de la Biodiversité) dans le cadre de l'affichage environnemental d'État en vue de l'ajout d'un indicateur sur les infrastructures agro-écologiques ont été effectués sur les haies, à partir du croisement de trois couches cartographiques<sup>19</sup>. Les résultats montrent que les parcelles Bio présentent **en moyenne davantage de haies pour 15/20 groupes de cultures**, et autant de haies (- de 10 % de différence) pour 5/20 groupes de cultures (Fourrage, Prairies permanentes, Prairies temporaires, Fruits à coque, Oliviers).

### III.4. Effets de la diversification sur l'albédo

Au-delà de la composante biogéochimique du changement climatique (les émissions de GES), l'agriculture peut contribuer sur la composante biophysique par l'effet du couvert cultivé sur le réfléchissement du rayonnement. L'albédo est une valeur physique qui représente la fraction de la lumière réfléchiée par une surface, allant de 0 à 1 (100 % de la lumière est réfléchiée). Mis à part quelques exceptions pédologiques, les sols laissés nus ont un albédo plus faible que des sols couverts, ils contribuent davantage à la réflexion des rayonnements vers l'atmosphère et donc au réchauffement. À l'échelle de la parcelle et au sein d'une année culturale, l'albédo varie selon les cultures, la phénologie des espèces et les pratiques agricoles, en particulier de l'espèce cultivée après la récolte bien que les données mesurées répondent également au type de sol ainsi qu'à la météo (Sieber et al., 2022). En ce sens, l'utilisation de couverts et de pluriannuelles dans les rotations constitue un levier d'atténuation supplémentaire (Martin et al., 2020).

En France, des simulations à l'échelle de l'exploitation ont montré que l'albédo moyen d'un assolement augmente avec la proportion de surface en herbe, suggérant une contribution supérieure à l'atténuation du changement climatique des systèmes reposant sur l'herbe (Mischler et al., 2022). À l'échelle européenne, l'insertion de couverts d'une durée de trois mois entre une céréale d'hiver et un semis de printemps sur 5 % de la surface de l'UE (22 % de la SAU) représenterait l'équivalent de 0,74 % des émissions annuelles européennes, avec un potentiel plus élevé en France (Carrer et al., 2018).

On peut émettre l'hypothèse d'une couverture du sol en tendance plus importante en AB : dans les rotations de grandes cultures et en élevage par la présence plus fréquente de pluriannuelles dans les rotations. **Des travaux de caractérisations complémentaires sont cependant nécessaires pour conclure sur la contribution de l'AB à cette composante biophysique.**

---

<sup>19</sup> Les trois cartes sont : RPG niveau 1 (parcelles totales, cultures principales par parcelle, France métropolitaine, millésime 2021), CartoBio (Agence bio (parcelles en AB) ; Dispositif de suivi des bocages (BD Haie)- DSB de l'IGN/OFB (haies) : <https://geoservices.ign.fr/bdtopo#telechargementsshpreg> (la BD HAIE est contenue dans la BD TOPO, dossier « Occupation du Sol »)



### III.5. Effet spécifique des parcours des monogastriques

En volaille de chair et poules pondeuses, la réglementation AB indique que les élevages doivent disposer de parcours, pour permettre un accès à un espace de plein air continu pendant la journée, au moins un tiers de leur vie (2018/848, Annexe II). La réglementation limite la densité de volailles pour réduire l'impact sur les sols (surpâturage, tassement) et précise également que ces parcours doivent être « *attractifs par une végétation composée d'une grande variété de végétaux* ». Cette réglementation a été récemment renforcée par l'obligation de disposer d'équipement ou d'abris (dont arbres et arbustes) répartis de façon à maximiser l'exploration par les volailles (2020/464, Article 16). Il n'a pas été identifié de littérature portant sur l'évolution du carbone organique des sols sur ces espaces. (Meda et al., 2012) avaient mis en évidence que les quantités de N<sub>2</sub>O et CH<sub>4</sub> dépendaient de l'exploration des parcours par les volailles, avec une part des déjections émises sur le parcours variable selon les périodes de croissance de différentes bandes (6 % hiver printemps, 47 % été automne). Les auteurs concluaient à un bilan GES négatif sur la partie parcours de l'élevage (-2,6 tCO<sub>2eq</sub>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>), bien que cette estimation ne tienne pas compte de la dynamique à long terme du carbone dans les sols.

**Ainsi, bien que la réglementation aille dans le sens d'une plus étroite contribution des parcours à l'augmentation du COS par leur végétalisation ou boisement, il n'a pas été identifié d'autres références disponibles dans la littérature.**

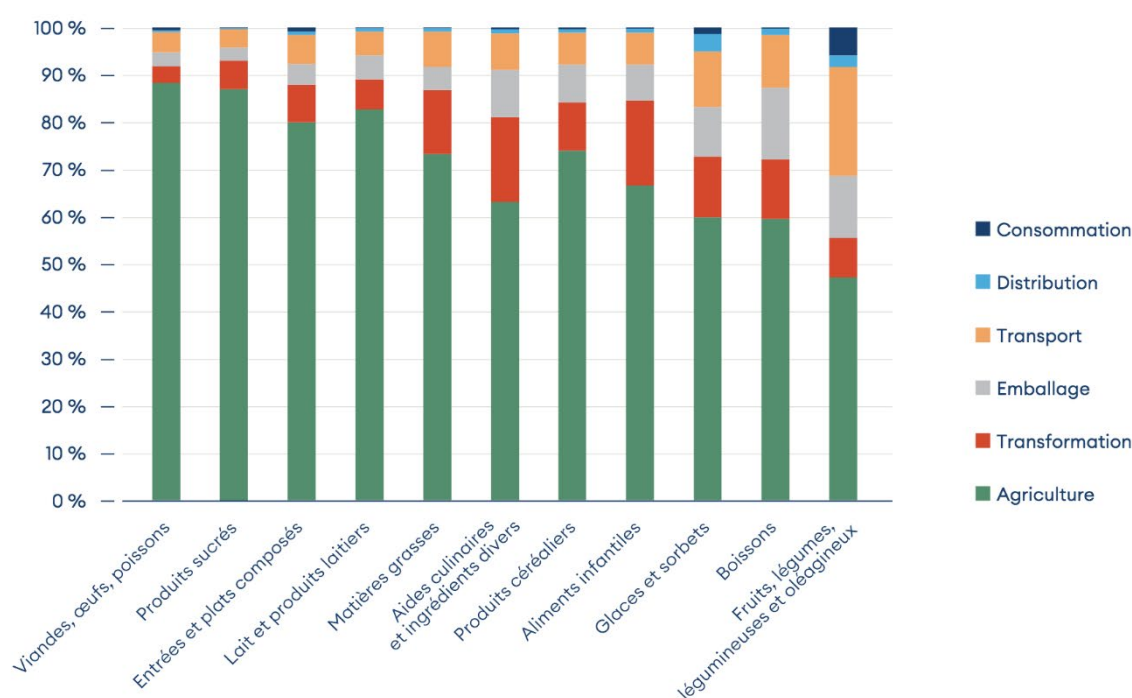
## IV. Impact des circuits de distribution

**La plupart des émissions ont lieu au stade des exploitations agricoles.** Ces émissions représentent les deux tiers de l'empreinte carbone de l'alimentation en France (Barbier et al., 2019), 61% de l'empreinte carbone moyenne des produits alimentaires et jusqu'à 81% si l'on inclut la déforestation (Poore and Nemecek, 2018). Concernant le transport des produits alimentaires, il pourrait représenter l'équivalent de 5% des émissions de GES à l'échelle mondiale selon (Crippa et al., 2021), bien que des travaux récents tendent à **rehausser la contribution des émissions de GES associées au transport** à l'échelle mondiale (20% selon (Li et al., 2022) et, à l'échelle de la France, **20% de l'empreinte carbone** de l'alimentation des français (Barbier et al., 2019). Les autres étapes (la transformation, l'emballage, et le stockage) nécessitent des matériaux ou de l'énergie à l'origine d'émissions supplémentaires de GES, principalement sous forme de CO<sub>2</sub> et dans des proportions variables selon les produits (Figure 20).

**Les circuits courts permettent une réduction de la distance parcourue, mais présentent de moindres économies d'échelle.** La distance parcourue par un produit alimentaire (« Food Miles ») ne se révèle pas comme un bon indicateur pour les émissions de GES. Les moyens de transports mobilisés (trains, cargos) peuvent exploiter des économies d'échelle et être relativement moins polluants sur de longues distances que les petits camions sur des distances plus courtes, à l'exception d'un transport par avion (Stein and Santini, 2022). Les déplacements d'un consommateur sur plusieurs points de vente peuvent être plus émetteurs que les émissions de distribution à grande échelle. Par exemple, (Coley et al., 2009) ont montré au Royaume-Uni qu'un consommateur qui parcourt plus de 7 km de distance aller/retour pour acheter des légumes biologiques est susceptible d'émettre autant par kilo que les émissions induites par un système

de livraison à domicile, reposant sur un système d'entreposage frigorifique, d'emballage et de transport vers une plateforme régionale puis de la plateforme jusqu'au consommateur.

A noter également que les économies d'émissions d'un transport plus court peuvent être compensées par un mode de production plus émetteur en GES. Ainsi (Meisterling et al., 2009) ont montré qu'un kg de pain AC qui n'a pas voyagé a une empreinte carbone équivalente à un kg de pain produit en AB qui serait vendu à 420 km du lieu de production; les émissions associées au transport sur une distance de 420 km compensent l'écart d'émission sortie ferme par kg de pain entre un mode de production AB et AC. Cette distance calculée est ici aussi sensible en particulier aux FE retenus pour le N<sub>2</sub>O, à la prise en compte ou non du stockage de carbone dans la phase de production, et au mode de transport (la distance de 420 km est établie pour un transport 50/50 camion/train).



Source : Ademe, Agribalyse 3.1.1 (calcul 2023)

Figure 20 : Part des émissions de GES de chaque étape de la chaîne, par groupe d'aliment (Source : données ADEME, Agribalyse 3.1.1 : Traitement HCC, 2024)

**Il est observé en France un lien plus étroit entre AB et circuits courts qu'en AC.** En France en 2020, **53% des exploitations bio** pratiquent les circuits courts (circuit de distribution entre le producteur et le consommateur impliquant maximum un intermédiaire), **contre 19% pour les conventionnels** (Recensement Agricole, 2020). Dans toutes les filières, les fermes bio sont en proportion plus nombreuses à vendre en circuit court (Figure 21). Peu d'études centrées sur la comparaison environnementale des exploitations agricoles incluent la phase de commercialisation, et différencient le circuit court du circuit long, d'autant que de nombreuses exploitations utilisent plusieurs circuits de commercialisation.

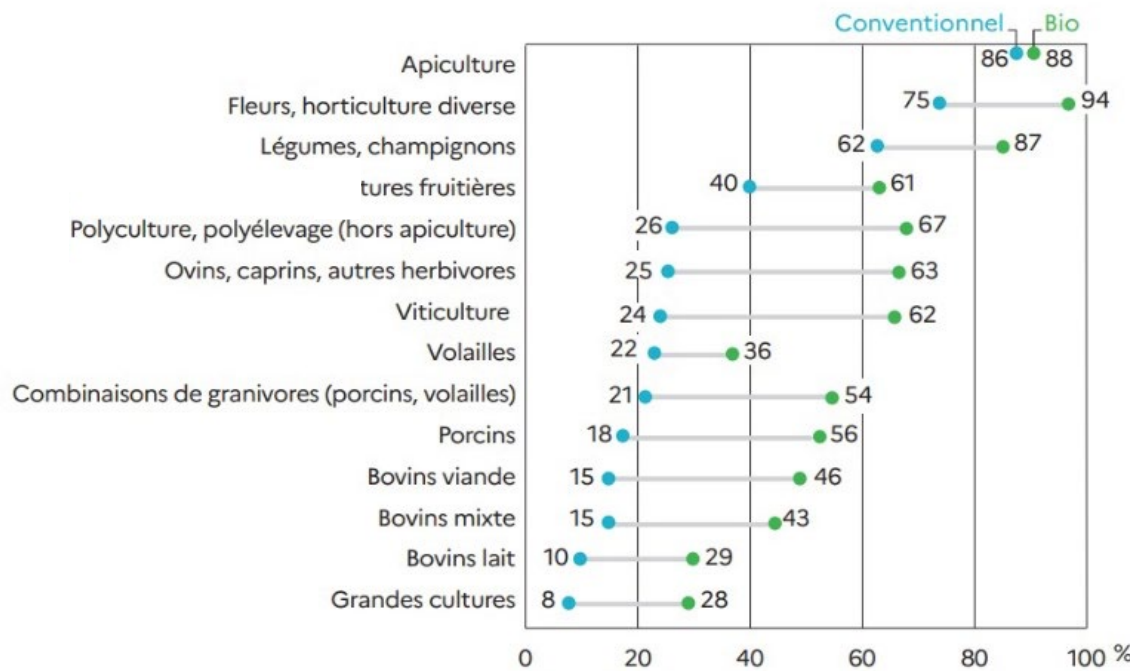


Figure 21 : Part d'exploitations vendant en circuit court selon leur mode de production et leur spécialisation. Les points verts correspondent aux pourcentages pour les produits bio, les points bleus aux pourcentages pour les produits conventionnels (Source : Recensement agricole, mobilisée dans l'étude « Circuits courts » de l'Agence Bio, 2023)

Selon l'ADEME<sup>20</sup>, les circuits plus courts peuvent néanmoins contribuer à limiter l'impact GES de l'alimentation de différentes manières :

- ▶ En réduisant l'emballage et le conditionnement des produits,
- ▶ En limitant le gaspillage alimentaire sur la chaîne de distribution par la valorisation de produits « hors calibres » ou présentant des défauts esthétiques. Le gaspillage alimentaire concerne 25 à 30% de la production alimentaire, et représenterait en Europe 15 à 16 % des émissions de GES de l'ensemble de la chaîne alimentaire (Scherhauser et al., 2018).
- ▶ En limitant les émissions de GES sur les étapes de conservation par le raccourcissement du délai entre la production et la consommation. Toutefois, les procédés de transformation et de conservation utilisés dans les processus artisanaux sont généralement moins optimisés que dans les industries agroalimentaires, dès lors que les impacts sont ramenés à l'unité produite.

<sup>20</sup> <https://librairie.ademe.fr/consommer-autrement/1883-alimentation-les-circuits-courts-de-proximite.html>

## V. Émissions de GES des produits alimentaires

Dans ce chapitre, les références acquises en AB issues d'études qui mobilisent une méthode en Analyse du Cycle de Vie (ACV) sont discutées. 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>21</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. Pour préciser le cadre de la standardisation de la méthode, la norme ISO 14040 spécifie les principes et le cadre applicables à la réalisation d'analyses du cycle de vie, mais ne décrit pas en détail la technique de l'ACV, ni les méthodologies spécifiques de chacune de ses phases<sup>22</sup>. Ainsi, la comparabilité des résultats d'ACV est rendue difficile par la multitude d'options méthodologiques laissées par cette norme (Rogissart et al., 2019).

A noter que le cadre méthodologique de l'ACV s'est jusqu'à récemment focalisé sur les impacts négatifs sans intégrer les externalités positives liées au fonctionnement des agro-écosystèmes (van der Werf et al., 2020). C'est le cas notamment du stockage du carbone qui n'est encore pas, ou très peu, intégré dans les bases de données ACV.

**La littérature montre que les performances GES de l'AB exprimées par unité produite sont plus contrastées que lorsqu'elles sont exprimées par unité de surface.** Des rapports antérieurs concluaient à des bénéfices de l'AB par rapport à l'AC qui s'annulent voire s'inversent lorsque l'on passe d'une expression par unité de surface à une unité produite (Guyomard et al., 2013 ; Sautereau et Benoit, 2016). Selon (Mondelaers et al., 2009) l'AB émet en moyenne davantage par unité de produit, mais selon (Clark and Tilman, 2017) les différences ne sont pas significatives. **La raison principalement évoquée est la plus faible productivité des systèmes AB.** D'autres auteurs quant à eux, se refusent à conclure suites aux limites méthodologiques induites par ces comparaisons (Meier et al., 2015). Enfin, d'autres travaux récents concluent à une meilleure performance de l'AB quelle que soit l'unité fonctionnelle (Boschiero et al., 2023; Chiriaco et al., 2022). Les conclusions divergentes appellent à considérer ces comparaisons à un grain plus fin d'analyse.

### V.1. Des performances par unité produite variables selon les productions

**La littérature indique que les bénéfices de l'AB sur la dimension climatique sont très variables selon les catégories de produits.** Toujours par unité produite, (Tuomisto et al., 2012) concluent que l'AB serait nettement plus performante (*respectivement moins performante*) dans le cas des productions végétales -hors olive et céréales- (*porc*). Pour les autres catégories de produits, les auteurs observent des médianes inférieures pour la viande bovine et l'olive,

---

<sup>21</sup> En agriculture, le champ d'étude peut aller jusqu'à la sortie de ferme ou jusqu'au consommateur.

<sup>22</sup> <https://www.iso.org/fr/standard/37456.html>

supposant une légère tendance à de meilleures performances en AB, et des médianes supérieures pour le lait et les céréales. (Lee et al., 2015) ont montré que de meilleures performances en AB sont susceptibles d'être obtenues pour les grandes cultures, les produits laitiers, et de moins bonnes pour les produits viandes, les fruits et les légumes. Selon (Clark and Tilman, 2017), dans seulement deux catégories de produits les émissions sont significativement différentes entre les modes de production, inférieures pour les fruits et supérieures pour les produits animaux hors viande (produits laitiers et œufs) (Figure 22). Les travaux de (Bellassen et al., 2021) semblent montrer que les produits végétaux biologiques ont une empreinte carbone inférieure à celle de leur référence conventionnelle, tandis que les produits biologiques d'origine animale ont une empreinte carbone similaire, voire supérieure. Les autres catégories de produits étudiées dans ces différentes études ne montrent pas de différences significatives selon le mode de production.

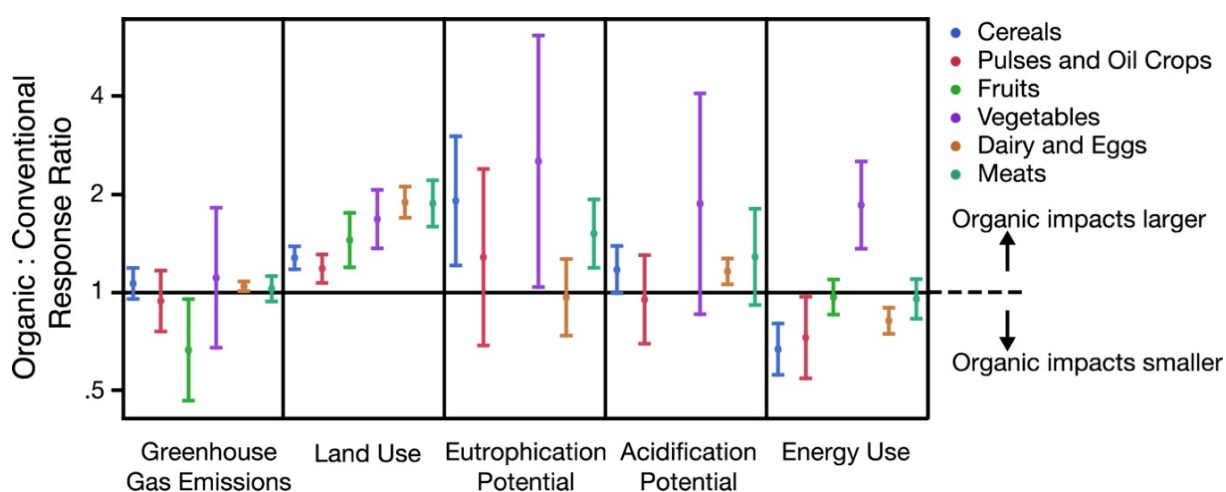


Figure 22 : Différences d'impacts AB/AC par unité produite pour différentes productions alimentaires (Source : (Clark and Tilman, 2017)). Les différences d'impact sont calculées selon le ratio AB/AC sur une échelle logarithmique base 2, pour chaque donnée appariée. Lecture du graphique : un ratio supérieur à 1 indique un impact plus important en AB. Les barres expriment la distribution des valeurs (moyenne et écart-type). Sur la dimension GES : Nombre d'études : 44 ; nombre de comparaison : 46.

**Des travaux récents semblent confirmer la tendance d'une meilleure performance des productions végétales conduites en AB lorsque ces performances sont exprimées par unité produite.** La méta-analyse de (Boschiero et al., 2023) portant sur 77 études comparatives ACV principalement en Europe (57 % des données) concluent à de meilleures performances GES en AB dans la plupart des cas (73 % des cas ; 61 études, 121 comparaisons), en dépit d'un écart moyen de rendement de 22 %. Au sein des différentes catégories, certaines cultures présentent des impacts plus importants par unité produite, c'est le cas du coton ou du riz (Figure 23), expliqué pour ce dernier par des émissions de méthane supérieures par une gestion différenciée des résidus de cultures restitués et émissions associées aux apports de fumier en condition anaérobie. Il apparaît que les écarts les plus importants concernent les céréales : le paramètre du différentiel de rendement retenu pour les comparaisons est très déterminant dans les études.

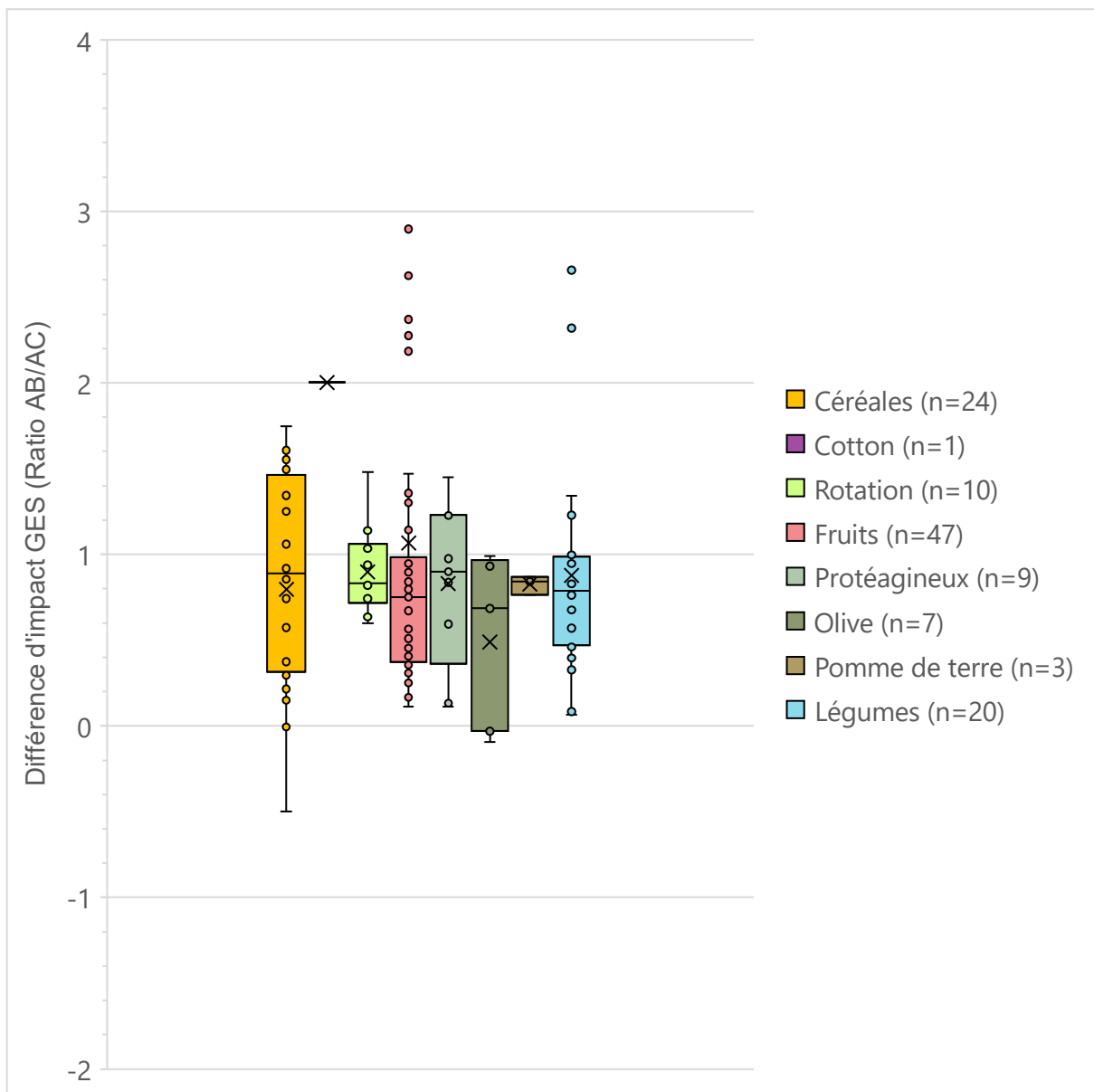


Figure 23 : Différences d'impacts GES AB/AC par unité produite pour différentes productions végétales (Source :D'après (Boschiero et al., 2023)). Les différences sont calculées selon le ratio : Émissions AB/Émissions AC, pour chaque donnée appariée. Lecture du graphique : un ratio supérieur à 1 indique un impact plus important en AB. (N = 61 ; n=121) (N : nombre d'études, n : nombre de comparaisons).

**Il n'a pas été identifié de travaux équivalents en productions animales.** Les différentes études existant par type de production animale concluent à des émissions légèrement plus faibles pour l'AB :

- En bovin viande, (De Vries et al., 2015) concluent à de moindres émissions par unité produite en moyenne pour des productions biologiques (-7% par unité ; 3-15 %), à partir de quatre études traitant de comparaisons AB/AC à la sortie de la ferme. La tendance observée est la résultante d'une compensation des émissions de CH<sub>4</sub> plus importantes en AB, par des émissions réduites en CO<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O. À l'échelle de l'échantillon traité dans l'étude, les auteurs identifient i) la viande issue de troupeaux laitiers comme ayant un plus faible impact compte tenu de l'allocation des impacts au lait et ii) que la finition à base de concentrés, plus rapide

que dans des systèmes à base de fourrages grossiers ou d'herbe, tend à réduire l'impact GES, bien que la prise en compte du stockage de carbone soit variable selon les études.

- ▶ En porc, les aliments représentent le principal poste d'émission. Une étude en Suède montre des émissions équivalentes (7,1 kgCO<sub>2eq</sub>/kg) pour deux modes de production AB/AC, avec une contribution comparable du stade de production dans l'intégralité des chaînes de production (67/68 %) (Zira et al., 2021). Les auteurs expliquent ces émissions comparables par une compensation des émissions évitées liées aux fertilisants minéraux par des plus faibles rendements dans la production de l'alimentation végétale, une plus grande ingestion et une consommation plus élevée de carburants liées à davantage d'opérations mécaniques en AB. Les différences de logements induits par la réglementation AB n'ont pas d'impact sur les émissions de GES par unité produite selon (Rudolph et al., 2018). Les auteurs montrent que pour différents modes de logement des porcs, les performances GES sont comparables aux références AC disponibles (de l'ordre de 2 kgCO<sub>2eq</sub>/kg).
- ▶ Dans le cas de la production ovine, absente des jeux de données mobilisés dans ces méta analyses, (Dakpo et al., 2013) ont montré à partir d'échantillon de 1250 données (combinaison années-élevage) en ovin-viande en France une différence moyenne significative (-5%) entre la viande AB et AC (AB : 31.1 kgCO<sub>2eq</sub>/kg carcasse ; AC : 32.7 kgCO<sub>2eq</sub>/kg carcasse). Les émissions de GES par kg carcasse en ovin sont négativement corrélées à la productivité numérique (nombre d'agneaux produits par brebis et par an), bien que la relation ne soit pas linéaire : à partir d'un seuil identifié par les auteurs de 135 -140% de productivité numérique (soit 1,35 à 1,4 agneaux par brebis), les émissions de GES par kg carcasse ont tendance à se stabiliser. Concernant le stockage de carbone, les conclusions peuvent s'inverser selon la manière de le prendre compte et d'intégrer ou non les variations de COS liées aux surfaces qui produisent les aliments achetés.
- ▶ Dans le cas de la production bovin lait en France, (Lambotte et al., 2023) ne montrent **pas de différences significatives d'émissions brutes de GES par litre produit** (AC : 1,21 kgCO<sub>2eq</sub>.L<sup>1</sup> de lait corrigé ; AB : 1,21 kgCO<sub>2eq</sub>.L<sup>1</sup>) (voir Section V.3.C).

## V.2. Des conclusions sensibles aux études comparatives retenues

Pour éviter que la productivité masque les impacts environnementaux par un effet de dilution dans les évaluations des systèmes AB/AC, (van der Werf et al., 2020) recommandent l'emploi conjugué des deux unités fonctionnelles, par unité de produit et de surface.

À partir d'une revue quantitative portant sur 200 études, (Chiriaco et al., 2022) ne retiennent que 27 études qui expriment les émissions de GES par unité produite et par unité de surface (ou renseignant les données permettant de calculer l'équivalent, par exemple le rendement). En comparant les ratios d'émission AB/AC **pour 41 produits regroupés en 5 catégories (fruits, protéagineux, céréales, légumes, produits d'élevage), les auteurs concluent à une tendance en faveur de l'AB quelle que soit l'unité fonctionnelle mobilisée (-43 % par unité de surface, -12 % par unité produite)**. L'amplitude de ces écarts reste toutefois très variable selon les catégories de produits et selon l'unité fonctionnelle (Figure 24).

- ▶ Par unité de surface, une grande variabilité des performances est observée pour les protéagineux (-59 % à +91 %) et dans une moindre mesure les céréales (-65 % à +9 %), catégories qui contiennent les deux seuls produits alimentaires ayant une moindre

performance en AB par unité de surface : le pois (+39 % et +91 % à partir de deux études en Grèce) et le riz (+9 % à partir d'une étude en Espagne). Pour les autres catégories et produits alimentaires, les performances de l'AB par unité de surface sont meilleures avec une médiane d'émissions inférieures, de 43 %.

- ▶ Par unité produite, toutes les catégories contiennent des produits dont les déclinaisons en AB ont de moindres performances (Figure 24). Les catégories des protéagineux (-41 % à +45 %), des céréales (-42 % à +59 %) et des produits animaux (-48 % à +73 %) présentent la plus grande variabilité. Certains produits sont identifiés par les auteurs comme étant moins performants sur cette dimension GES : la tomate (+22 %), la viande de porc (+73 %) et les œufs (+17 %).

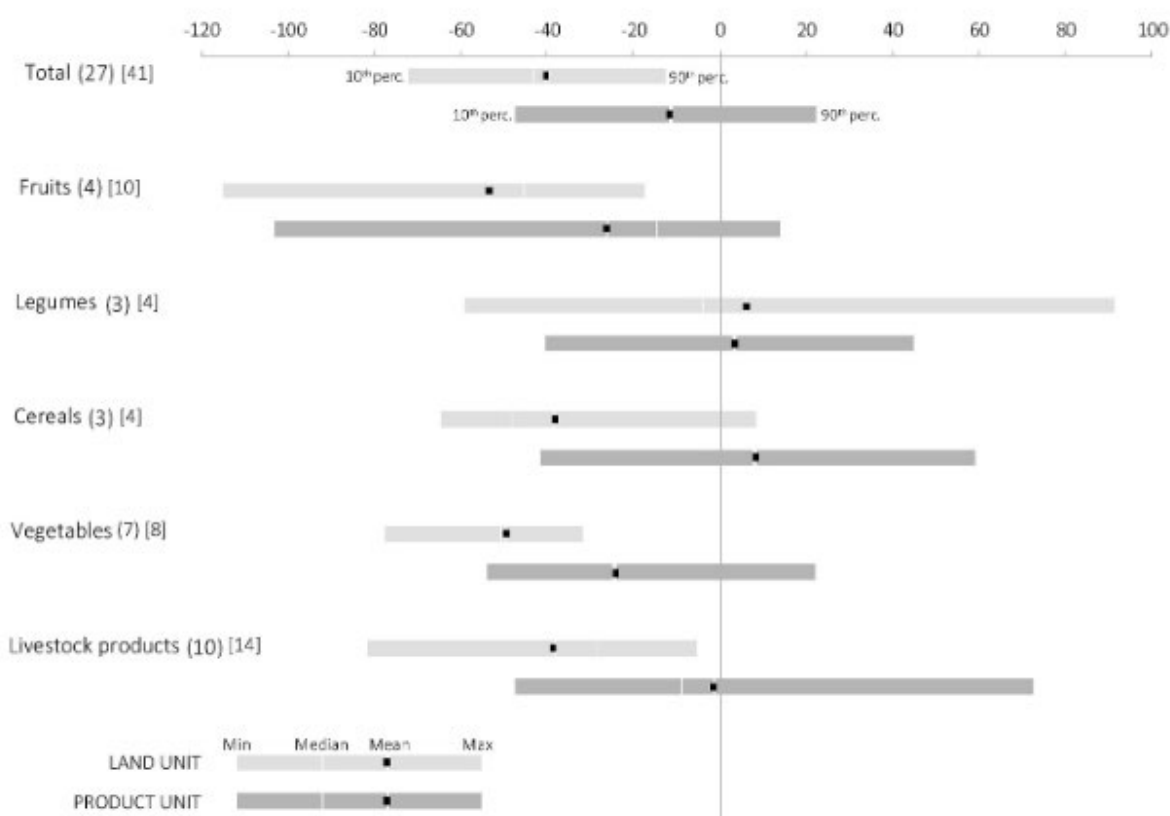


Figure 24 : Différence relative des émissions de GES des produits biologiques par rapport aux produits alimentaires conventionnels, selon l'unité fonctionnelle retenue (Chiriaco et al., 2022). Les valeurs négatives (positives) représentent un avantage du mode de production AB (AC). Entre parenthèses : nombre d'études, Entre crochets : nombre de produits alimentaires. Les extrémités des barres représentent les valeurs min et max (pour « Total » les 10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> percentiles, trait clair : valeur médiane, carré : valeur moyenne).



### V.3. Limites méthodologiques associées

Les périmètres et règles d'allocation des impacts aux différents co-produits peuvent être hétérogènes selon les études compilées dans ces méta analyses.

#### V.3.A. Impacts alloués à la production des produits résiduaux organiques

En AB comme en AC, les engrais organiques sont généralement considérés comme des déchets, ce qui implique que les émissions de GES liées à leur fabrication sont nulles pour l'utilisateur de ces déchets. Pour les fumiers par exemple, il est généralement admis d'imputer les émissions liées à leur stockage aux fermes d'élevage et celles liées à leur épandage aux cultures. Lorsque la valeur économique du fumier est faible, voire négative, ce choix semble raisonnable, mais la valeur économique varie selon les contextes géographiques et dans le temps, par exemple à la suite d'une augmentation du coût de l'énergie des engrais de synthèse. Quand un engrais prend plus de valeur, il semble raisonnable de le considérer comme un co-produit du système d'élevage. La revue établie par (Boschiero et al., 2023) seulement quatre études sur les 77 analysées considèrent les engrais organiques mobilisés en AB comme des coproduits, avec pour conséquence une augmentation de l'impact GES par unité produite des productions végétales de 2 à 12 %. Les performances de l'AB, en particulier en production végétales, sont très sensibles à la qualité (déchet, produit) et aux règles d'allocation attribuées aux engrais organiques.

#### V.3.B. Prise en compte des variations de COS

**La prise en compte ou non des variations de stocks de carbone des sols est un enjeu en ACV.** Si les méthodologies actuelles d'analyse du cycle de vie (ACV) visent à intégrer cet enjeu, la prise en compte des variations de COS n'est pas intégrée dans l'ensemble des comparaisons et des références produites.

En productions végétales, (Boschiero et al., 2023) identifient également une prise en compte de ce flux dans seulement quelques études (moins de dix sur les 61 retenues sur la dimension climat). Plusieurs études mettent en évidence que leur prise en compte tend à modifier les conclusions sur les performances de l'AB par unité produite, pour certaines productions. En cultures pérennes, (Aguilera et al., 2015) mettent en évidence en Espagne que la séquestration du carbone compense 9 à 102 % des émissions dans les productions AB étudiées avec une moyenne de 38 % et une forte variabilité selon les types de fruits.

En **bovin lait**, (Knudsen et al., 2019) indiquent une réduction de l'empreinte carbone de **5 à 18 %** lorsque les variations de stocks de carbone dans les sols sont intégrées dans le périmètre de l'évaluation. (Lambotte et al., 2023) en France, obtiennent une empreinte carbone réduite de **19 %** (voir *+dLuc* et *+Practices* dans figure 25 et, plus largement la discussion autour de cet article). Si les ordres de grandeur sont comparables entre ces deux études, elles i) diffèrent par leur manière d'estimer les variations de stocks de carbone sur les exploitations, ii) n'incluent pas les émissions associées à un changement d'usage des terres lié à la production de certains aliments achetés, dont les tourteaux de soja dont les origines varient selon les modes de production (origine Brésil dans le cas conventionnel et Chine en AB dans Knudsen et al., 2019). Ceci pointe la nécessité d'aboutir à des méthodologies communes pour établir des comparaisons. Concernant les autres productions animales, ces éléments sont susceptibles d'impacter les références disponibles : i) en

monogastriques compte tenu du poids des aliments dans les émissions globales, ii) en ruminants pour des systèmes dont les rations sont à base de fourrages grossiers.

### V.3.C. Méthode d'appariement des systèmes AB et AC dans les comparaisons

Enfin, ces études reposent sur des jeux de données limités. D'une part, le faible nombre de références limite la généralité des résultats et d'autre part, **le choix des « équivalents » conventionnels** pour établir les comparaisons n'est pas toujours explicite dans les études existantes (Lambotte et al., 2023). L'influence des pratiques biologiques peut alors être confondue avec des **différences dans la structure des exploitations, des conditions pédoclimatiques différentes et ainsi induire un biais de sélection** (Meier et al., 2015). À titre d'exemple, la comparaison de monocultures conventionnelles avec des cultures conduites en AB issues de rotations peut constituer un biais favorable à l'agriculture biologique (Lee et al., 2015).

Dans l'objectif de répondre à une partie de ces limites, (Lambotte et al., 2023) développent une méthode visant à évaluer les performances AB/AC sur un plus grand nombre de données. La méthode développée par les auteurs permet l'analyse d'un nombre de données conséquent (l'intégralité des diagnostics CAP'2ER réalisés entre 2013 et 2015 à l'échelle de la France). Dans cette étude, les fermes AB (n=72) sont appariées à des équivalents conventionnels, construits à partir d'un échantillon de fermes AC (n=2982) selon leur degré de similitude. Les auteurs développent une méthode d'appariement selon des caractéristiques structurelles des fermes (taille de cheptel, pente, conditions pédoclimatiques, etc.). Entre les fermes AB et leurs "équivalents" conventionnels (« AC » par la suite), l'empreinte carbone est calculée à partir i) des émissions brutes issues des CAP'2ER<sup>23</sup>, et ii) des variations de stock de carbone dans les sols issues de a) l'écart d'assolement AB/AC, soit la quantité d'émission évitée ou induite par un choix d'assolement b) différences de pratiques additionnelles stockantes issues de (Pellerin et al., 2020) (fertilisation des prairies permanentes (PP), linéaire de haies, part des prairies temporaires dans les rotations), et iii) des changements indirects d'usage des terres. Sur cette dernière composante de l'empreinte carbone, les auteurs font l'hypothèse « qu'une quantité virtuelle de concentrés est supposée être ajoutée ou soustraite à la quantité réelle de concentrés donnée aux vaches afin d'atteindre la capacité nutritive que l'exploitation observée aurait si sa part de prairies permanentes était la même que celle de l'exploitation de référence ». Cette dernière composante, appelée changement indirect d'usage des terres, est un moyen selon les auteurs de considérer qu'à demande constante, la plus faible valeur nutritive des prairies doit intégrer les changements de stock de carbone associés à une production plus élevée ailleurs, en affectant des émissions associées à des surfaces déforestées pour produire entre autres, du tourteau de soja.

Les résultats montrent qu'en France pour la production bovin lait, un appariement rigoureux des systèmes de production et sur un plus grand nombre de cas que pour les études précédentes **ne révèle pas de différences significatives d'émissions brutes de GES par litre produit** (AC :1,21 kgCO<sub>2eq</sub>.L<sup>-1</sup> de lait corrigé ; AB :1,21 kgCO<sub>2eq</sub>.L<sup>-1</sup> de lait corrigé, voir *Gross* sur Figure 25). Cette étude infirme, pour le cas de la France, les conclusions établies à de plus larges échelles sur des jeux de données plus restreints, notamment (Clark and Tilman, 2017) qui concluaient à un impact supérieur pour cette production sous une conduite AB.

---

<sup>23</sup> Les auteurs apportent deux modifications aux références CAP'2ER : un changement d'allocation (d'une allocation énergétique à économique) et une révision des coefficients de stockage d'après (Pellerin et al., 2020)

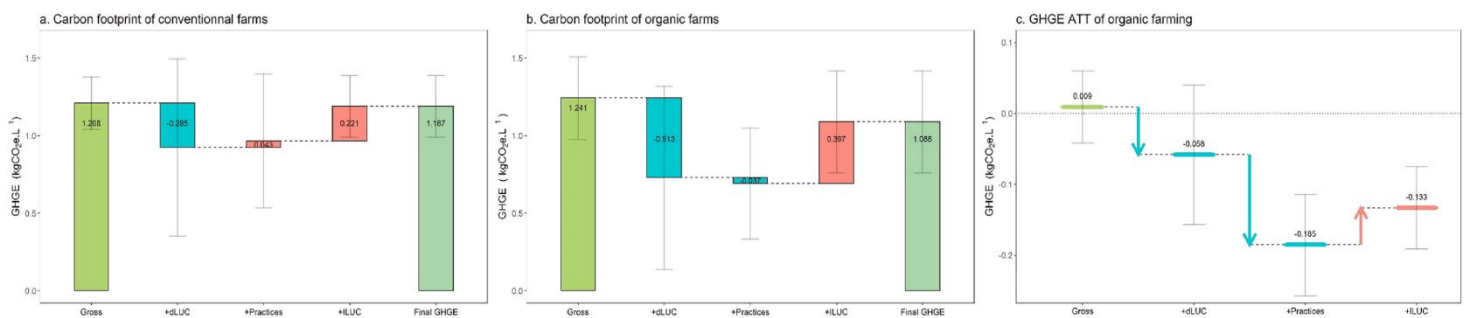


Figure 25 : Décomposition de l'empreinte carbone par litre de lait en conventionnel (a), biologique (b) et l'écart moyen entre systèmes comparables (c) (Lambotte et al., 2023). Les moustaches représentent l'écart type dans a) b) et l'intervalle de confiance à 95 % dans c). « Gross » : émissions brutes de GES (CAP'2ER), « +dLUC » : variations de carbone organique des sols liées aux différences d'assolement ; « +Practices » : variations de carbone organique des sols liées aux pratiques stockantes mises en place ; +iLUC variations de carbone organique des sols liées à la conversion de forêts en cultures en dehors des exploitations ; « Final GES » : Empreinte carbone totale.

L'intégration dans le calcul de l'empreinte carbone des variations de stocks de carbone à l'échelle des exploitations conduit à une différence moyenne significative en faveur du litre de lait AB (19 % ; intervalle de confiance 10 %-28 %). Les différences d'assolement ne contribuent pas à cet écart ; bien que les PP occupent une part plus importante de la surface des fermes (AB : 45 % ; AC : 36 %) cet écart est insuffisant pour induire une différence perceptible de manière significative à l'échelle du litre de lait (voir +dLUC sur figure 26). Cette différence d'empreinte carbone entre les deux systèmes est principalement due à une **part plus élevée de prairies temporaires dans les rotations AB (AB :72 % AC :49 %)** bien que la fertilisation azotée totale des prairies permanentes soit plus faible dans les fermes biologiques (AB : 92 kgN.ha<sup>-1</sup>; AC :184 kgN.ha<sup>-1</sup>) et la densité de haies équivalente (AB 80 m.ha<sup>-1</sup> ; AC :107 m.ha<sup>-1</sup>) (voir +Practices sur figure 26). L'écart est sensible à la durée d'inventaire considérée pour évaluer les variations du carbone organique des sols. Évaluée sur un pas de temps de 50 ans et non 20 ans, la différence d'empreinte carbone moyenne entre les fermes AB et leurs homologues conventionnels tombe à 6 % (intervalle de confiance 1 %-11 %) et n'est alors plus significative. Ces deux résultats montrent à quel point il est nécessaire de prendre en compte l'impact des **principales pratiques de gestion sur la séquestration du carbone lorsque l'on compare les systèmes agricoles biologiques et conventionnels. La non-prise en compte de ces pratiques conduirait à une conclusion erronée selon laquelle l'empreinte carbone n'est pas significativement différente entre les laits biologique et conventionnel.**

La quantité virtuelle de concentrés nécessaire à combler l'écart de rendements entre les fermes AB et leurs homologues engendrerait des émissions supplémentaires, qui réduirait l'écart d'empreinte carbone AB/AC à 11 %. Si cette approche tend à illustrer l'impact GES qui serait à imputer à des systèmes moins productifs sans prise en compte d'autres leviers à l'échelle des systèmes alimentaires, elle reste, selon les auteurs, un sujet « plus controversé » dont les estimations sont « chargées de grandes incertitudes ». Comme mentionné précédemment, cette étude ne prend pas en compte l'impact GES lié aux changements indirects d'usage des terres observés et induits par certains aliments de la ration, dont les tourteaux de soja importés.

## VI. Impact des régimes alimentaires

À l'échelle des régimes alimentaires, l'impact climatique est très lié à la consommation de produits animaux. (Aleksandrowicz et al., 2016) montrent que l'empreinte est proportionnelle à l'augmentation de la consommation de produits carnés dans les modes d'alimentation (Figure 26). Peu d'études en revanche considèrent l'impact du mode de production sur l'empreinte climatique de ces régimes.

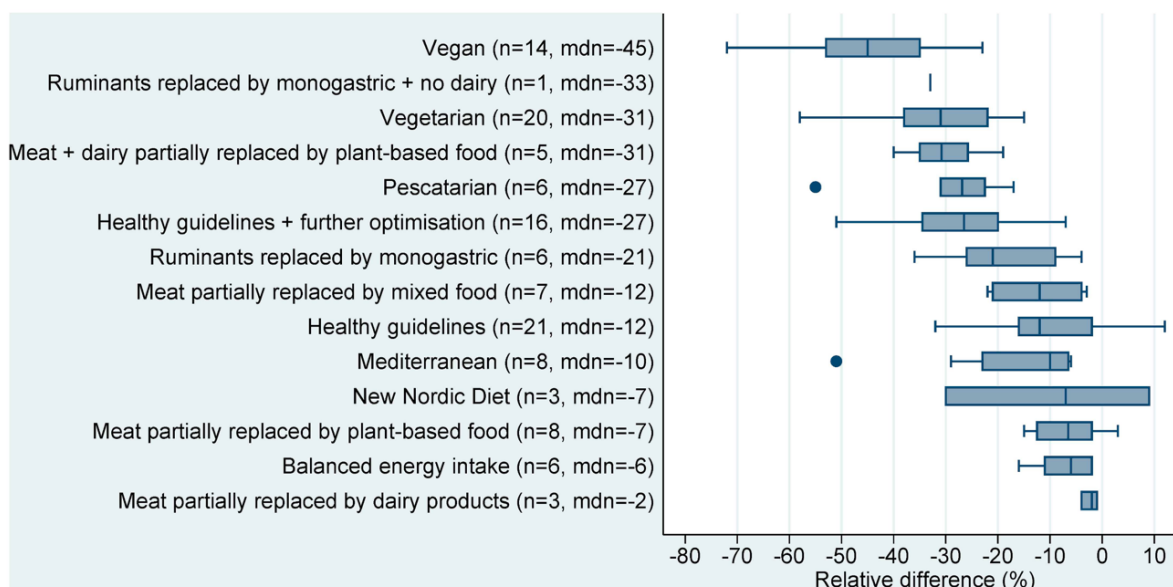


Figure 26 : Différences relatives d'émissions de GES (kgCO<sub>2eq</sub>/pers/an) entre le régime actuel moyen et des modes d'alimentation durables (Aleksandrowicz et al., 2016) (n = nombre d'études ; mdn : médiane)

Au sein du dispositif NutriNet-Santé initié en France en 2009, l'étude BioNutriNet analyse les profils de consommateurs de produits AB, leurs régimes et les relations entre cette consommation de produits AB et l'impact sur l'environnement et la santé. La cohorte est composée de plus de 29 210 participants volontaires, qui ont été interrogés sur la fréquence et la quantité de produits AB consommés au cours d'une année (264 produits alimentaires et boissons), ainsi que d'autres caractéristiques sociodémographiques ou de modes de vie. La cohorte étudiée étant constituée de participants volontaires, elle mobilise probablement des consommateurs davantage sensibles aux problématiques environnementales que le reste de la population. Les réponses aux questionnaires sont des données déclaratives.

Les impacts environnementaux de 92 produits alimentaires composant les régimes sont établis à partir de données issues de plus de 2086 diagnostics GES (46 % en AB) ; pour les autres aliments les impacts sont issus de la littérature. Le périmètre d'analyse des émissions GES des produits et donc des régimes dans cette étude ne couvre pas les émissions associées aux étapes de transport, de transformation ou de distribution, ni l'origine et la saisonnalité des produits consommés (Lacour et al., 2018). On peut estimer que l'évaluation GES dans cette étude couvre environ 2/3 des émissions de l'empreinte carbone de l'alimentation (Barbier et al., 2019).

## VI.1. Végétalisation des régimes et consommation de produits AB

Si l'analyse de l'impact environnemental des régimes sur cinq groupes de consommateurs ayant un degré de végétalisation croissant met bien en évidence des impacts décroissants (Lacour et al., 2018), les résultats montrent également que chez les consommateurs appartenant au groupe ayant les régimes alimentaires les moins émetteurs car plus végétalisés, il est observé une consommation de produits AB plus importante<sup>24</sup>. En comparaison avec le groupe ayant le régime le moins végétalisé, l'impact GES du régime de ce groupe est inférieur de 49,6 % (Lacour et al., 2018).

**L'effet de la consommation de produits AB sur les émissions de GES n'est perceptible que pour des régimes suffisamment végétalisés (soit entre les deux groupes ayant les régimes les plus végétalisés).** Selon les auteurs de l'étude, plusieurs hypothèses sont formulées quant à la faible contribution du mode de production pour les groupes ayant une consommation modérée de produits végétaux : i) les émissions de GES par les produits animaux AB ont un impact supérieur (porc, volaille) ou équivalent (bœuf, lait) aux produits AC ; ii) concernant les productions végétales qui présentent à l'inverse des impacts GES plus faibles en AB, leur part est trop faible dans les régimes de certains groupes de consommateurs pour que la différence soit perceptible à l'échelle des régimes.

## VI.2. Effet de la consommation de produits AB sur l'impact GES des régimes

Tenant compte de cette association étroite entre régimes fortement végétalisés et consommation de produits AB, à partir du même jeu de données (Baudry et al., 2019) ont cherché à analyser l'effet propre du type d'aliments consommés (végétalisation) et l'effet du mode de production (consommation de produits AB) dans les différences d'impacts GES observés à l'échelle des régimes alimentaires. La typologie distingue cinq groupes de consommateurs différenciés selon la proportion de produits AB dans les régimes, allant de 0 % (Q1 premier quintile) à 71 % de produits AB consommés (Q5 cinquième quintile). **La différence d'impact GES entre les deux groupes extrêmes (Q1 et Q5) est de 30 %** : le régime du groupe consommant 71% de produits AB a un impact GES réduit de 30 % par rapport au régime du groupe ne consommant pas de produits AB (Vert sur Figure 27). Cet écart d'impact GES est lié à un effet exclusif du type d'aliments consommés, donc au caractère végétalisé des régimes ; le mode de production AB n'a pas d'impact significatif sur cette dimension climatique (Gris sur Figure 27). Sur d'autres dimensions environnementales, notons que la moindre productivité des systèmes AB est à l'origine d'une augmentation d'impact sur l'occupation des terres (+18% de surfaces agricoles sont nécessaires pour produire le régime du Q5 par rapport au régime du Q1), un impact compensé ici aussi par l'effet du type d'aliments consommés (-30 %) associé à une moindre consommation de produits animaux.

---

<sup>24</sup> Il comporte également davantage de consommateurs ayant un niveau d'éducation élevé, non-fumeurs, pratiquant une activité physique et ayant une consommation modérée d'alcool. Ces différences sociales et de comportements sont prises en compte par les auteurs dans les comparaisons par des ajustements, de façon à révéler, autant que faire se peut, les différences intrinsèques AB/AC.

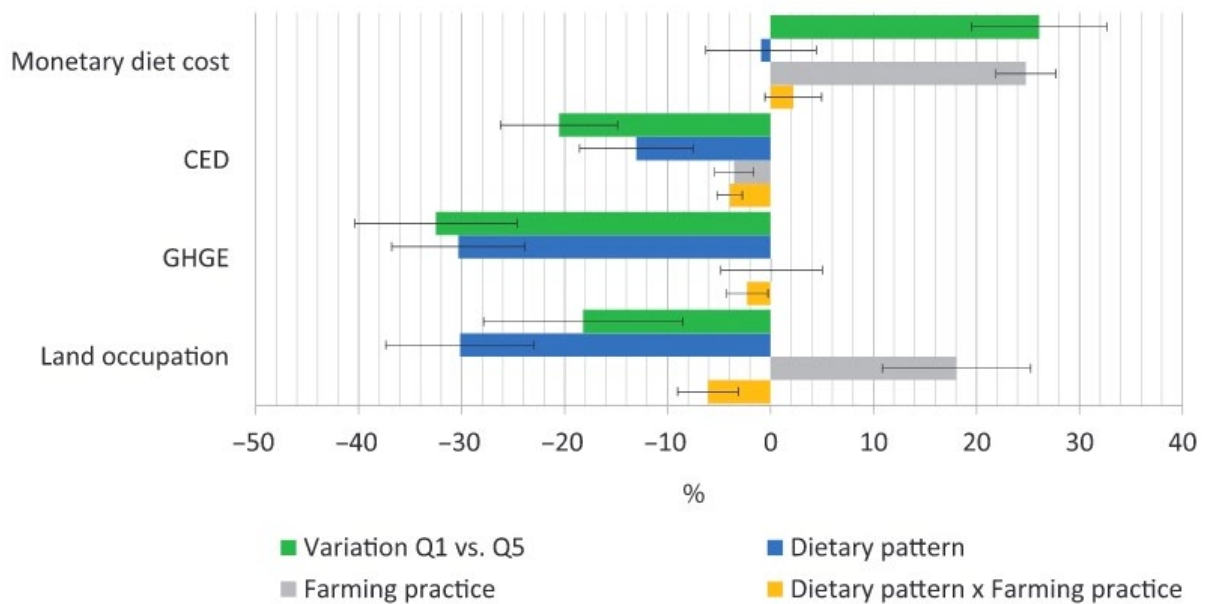


Figure 27 : Décomposition des écarts observés entre le premier quintile (Q1) et le cinquième quintile (Q5) de consommateurs d'aliments biologiques pour différents indicateurs environnementaux et économiques (Kesse-Guyot et al., 2022) (données pondérées ; N = 29 210). Les valeurs représentent les moyennes et les barres les intervalles de confiance à 95 %. Abréviations : CED : demande énergétique cumulée ; GHGE : émissions de gaz à effet de serre ; Monetary diet cost : coût économique ; Land occupation : Occupation des terres / surface nécessaire ; Q : quintile. Vert : écarts des régimes ; Bleu : effet du type d'aliments consommés ; Gris : effet du mode de production ; Jaune : effet combiné du type d'aliments consommés et du mode de production.

L'étude BioNutrinet renforce ainsi le constat que les changements de régimes alimentaires constituent un puissant levier d'atténuation. Ces résultats montrent que la **consommation de produits biologiques est fortement corrélée à l'adoption d'un régime plus végétalisé, à moindre impact GES**. L'augmentation de la consommation de produits bio est associée à des motifs de modifications de régimes, dont la réduction de produits carnés (Boizot-Szantai et al., 2017) qui contribue à réduire l'impact GES à l'échelle des régimes alimentaires.

**La question de l'extrapolation de ces résultats à l'ensemble de la population dans une perspective d'extension de la bio peut être posée.** En effet, le niveau de reconception du régime alimentaire vers des régimes moins carnés pour des consommateurs de produits conventionnels qui deviendraient davantage consommateurs de produits bio n'est pas garanti. En effet, on ne peut pas supposer que des nouveaux consommateurs de bio ne substituent pas davantage (remplacement d'un aliment AC par un produit homologue AB) au lieu de modifier le régime, ce qui d'une part n'engendrerait pas le même bénéfice climatique, et d'autre part pourrait même aggraver l'impact GES de régimes en contribuant à une demande de terre accrue, favorisant la déforestation.

**Il n'existe pas d'études comparables, par l'approche ou la taille de la cohorte étudiée.** En Allemagne néanmoins, le traitement de données de consommation (*German Nutritional Nutrition Survey II*) couplées à des impacts GES de produits issus de la littérature n'a pas montré de différence dans les émissions de GES entre deux groupes de consommateurs : un groupe ne consommant pas de produits AB et un groupe en consommant (indépendamment des

proportions et fréquence de produits AB consommés) (Treu et al., 2017). Les auteurs observent : i) que le groupe ne consommant aucun produit AB consomme 45 % de produits carnés de plus que l'autre groupe ; ii) des empreintes carbone équivalentes des régimes AC et AB (selon la typologie des groupes préalablement définis) iii) une empreinte sol environ 40 % plus élevée pour les régimes AB par rapport aux régimes AC. Les différences de résultats avec l'étude (Baudry et al., 2019) tiennent probablement au fait que l'impact GES des produits AB est attribué à tous les aliments composant les régimes alimentaires du groupe déclarant en consommer, sans tenir compte des différences de comportements alimentaires (type d'aliments consommés et proportion en AB) et conduisant probablement à une surestimation de ces impacts (Baudry et al., 2019).

**Ces deux études mettent également en lumière que les types d'aliments consommés et la fréquence à laquelle ils sont consommés sont susceptibles de compenser les effets négatifs observés en AB par unité produite pour certaines productions.**

## VII. Impacts potentiels liés à l'expansion de l'AB

Face au double constat de moindres émissions par unité de surface et d'une plus faible productivité des systèmes de production en AB, des travaux s'intéressent aux émissions induites par le développement rapide sur de larges échelles spatiales (appelé massification par la suite) de ce mode de production.

### VII.1. Effets à l'échelle mondiale

**La disponibilité de l'azote est le principal facteur limitant d'une conversion intégrale des surfaces mondiales en AB** (Barbieri et al., 2021; Billen and Garnier, 2022; Morais et al., 2021). Par modélisation, (Barbieri et al., 2021) mettent en évidence qu'une conversion en AB de la surface agricole mondiale induirait une baisse drastique de l'offre énergétique alimentaire (baisse de 57 % pour les cultures, 36 % en incluant les productions animales). Par conséquent, l'offre alimentaire paraît insuffisante au regard de la demande énergétique de 7,3 Milliards de personnes. Ensuite, ces travaux par modélisation réévaluent à la hausse les écarts de rendements AB/AC en cas de conversion intégrale des surfaces en AB (-57%) par rapport aux calculs d'écarts de rendements entre parcelles AB (entre 20 et 30 % ; (de Ponti et al., 2012; Seufert et al., 2012)). La majeure partie de cette baisse de la production est liée aux fortes contraintes sur l'azote disponible, elles expliqueraient 77 % de cette baisse de l'offre alimentaire. D'autres travaux mobilisant d'autres méthodes convergent dans la mise en évidence de déficit en azote en cas d'une conversion intégrale des surfaces en AB (Billen and Garnier, 2022 ; Morais et al., 2021).

**Rétablir une complémentarité entre systèmes de culture et élevage est crucial pour assurer les transferts de fertilité en AB.** Parvenir à cette proportion de surfaces cultivées en AB impliquerait par ailleurs une profonde restructuration du secteur de l'élevage : i) une baisse modérée des effectifs (20 %) ii) une modification profonde de la distribution spatiale des cheptels et iii) une transition des monogastriques vers les ruminants (réduction de 73 % des effectifs de monogastriques) pour la valorisation de pluriannuelles dans les rotations et la réduction de la compétition entre alimentations animale et humaine (Barbieri et al., 2021). **Les travaux de modélisation mettent en évidence la nécessaire transformation profonde de la demande, des régimes alimentaires,** en adéquation avec les transformations qui s'imposent à l'échelle des rotations. Par rapport aux régimes actuels, les régimes alimentaires devraient aboutir à un

triplement de la part de protéagineux, doublement des produits laitiers, et une réduction d'environ deux tiers pour la viande. Si certaines de ces transformations sont observées dans les régimes alimentaires de la cohorte BioNutriNet (Kesse-Guyot et al., 2022), on ne peut pas savoir si les nouveaux consommateurs de produits AB dans une perspective d'extension de l'AB seraient susceptibles de modifier leurs comportements alimentaires. **Par ailleurs, cette baisse des rendements couplée à la suppression du gisement d'engrais organique en provenance d'élevages conventionnels dans un monde 100% AB réduirait considérablement les apports de carbone au sol.** Par une modélisation des flux d'azote couplés aux flux de carbone, (Gaudaré et al., 2023) quantifient cette baisse d'apport de carbone à la parcelle de l'ordre de 40 %, compte tenu de la réduction de l'application d'engrais organiques en provenance d'élevage (-68 %) et de la réduction de la quantité de résidus de cultures restitués au sol (-39 %). Sans modification profonde des rotations et notamment sans développement des couverts d'interculture, les auteurs concluent que cette chute de C restitué au sol induirait une baisse du stock de carbone dans les sols à l'échelle globale (-9 % sur 20 ans, -13 % sur 50 ans, -18 % sur 100 ans).

**Ces résultats montrent que les contraintes de disponibilité en azote en AB dans l'état actuel des pratiques et en cas d'une conversion intégrale des surfaces ne permettent ni de répondre à la demande alimentaire mondiale ni de garantir une augmentation des stocks de carbone organique des sols.**

Sans action sur la demande (démographie et régimes alimentaires), la conversion intégrale des surfaces en AB impliquerait une mise en culture de surfaces jusqu'alors non cultivées, donc un Changement d'Affectation des Terres (CAT) qui serait à l'origine d'émissions de GES. Toujours à l'échelle mondiale, (Müller et al., 2017a) estiment qu'une conversion intégrale avec maintien de la demande nécessiterait un tiers de surfaces supplémentaires (33 %) dans l'état actuel de l'écart moyen des rendements AB/AC (20 %) (Figure 28). En considérant un écart de rendement plus optimiste pour l'AB (8% au lieu de 20%)<sup>25</sup>, l'analyse de sensibilité montre une diminution sur le besoin en surfaces supplémentaires (+16 % de surface nécessaire). L'hypothèse d'un écart de rendement plus faible entre AB et AC semble peu réaliste dans un scénario de massification de l'AB. Comme vu précédemment, (Barbieri et al., 2021) ont mis en évidence que les contraintes biophysiques (disponibilité de l'azote) creuseraient cet écart de productivité (57 % sur les cultures). Sous l'hypothèse d'un maintien des surfaces en prairies par (Müller et al., 2017b), la conversion intégrale des surfaces agricoles mondiales induirait un CAT des forêts en culture, induisant une augmentation des émissions de GES (Voir Changement d'affectation des terres).

---

<sup>25</sup> Cette valeur basée sur la littérature correspond aux plus faibles écarts de rendements entre une conduite AB optimisée et AC. Considérer un écart de rendement plus faible entre AB et AC permet aussi de considérer l'effet d'un levier en AB qui consisterait à augmenter les rendements en AB.



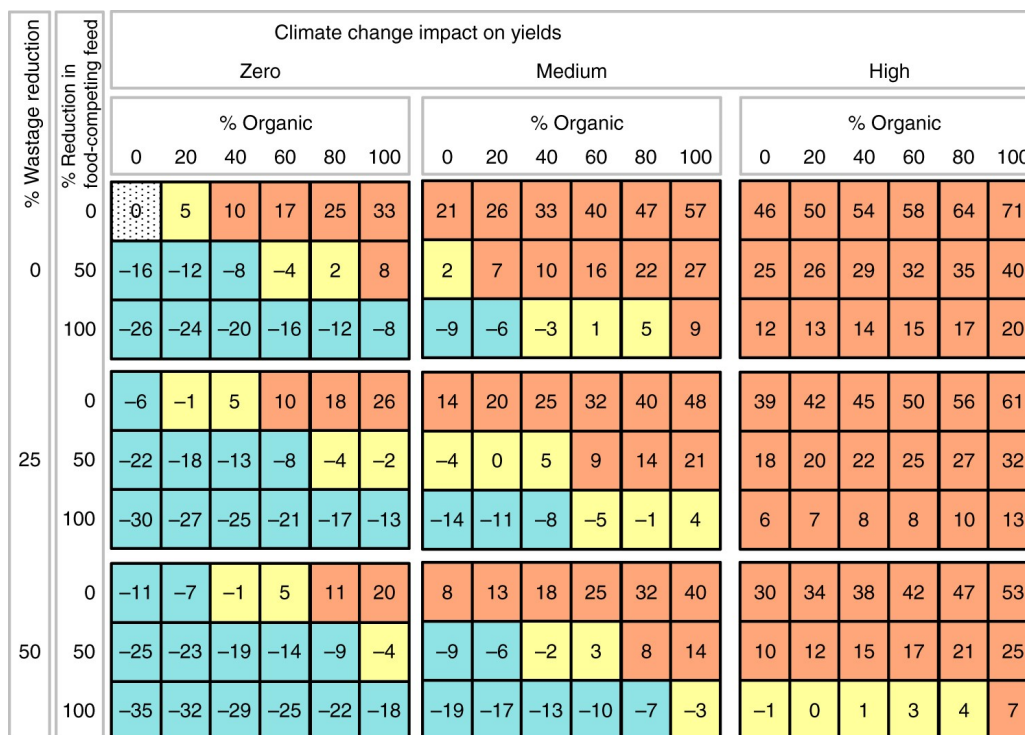


Figure 28 : Variation des surfaces mondiales cultivées en cas de conversion AB par rapport à la référence (100 % AC) (Muller et al., 2017). Les scénarios diffèrent par : la part des surfaces en AB (0 à 100 %), l'impact du changement climatique sur les rendements (faible, moyen, élevé), la réduction d'emploi d'aliments pour l'élevage en compétition avec l'alimentation humaine (0, 50, 100 % de réduction par rapport aux niveaux du scénario de référence) et réduction du gaspillage (0, 25, 50 % par rapport au scénario de référence). Le code couleur illustre 3 classes d'écart en surface avec le scénario de référence (> +5 % : rouge, < -5 % bleu, entre -5 % et +5 % jaune).

## VII.2. Effets à l'échelle nationale

**Sans transformation des systèmes alimentaires, la conversion intégrale des surfaces en AB à l'échelle nationale peut engendrer des émissions délocalisées dues à la compensation de la perte de production liée aux rendements plus faibles.** En Angleterre et Pays de Galles, la conversion intégrale des surfaces induirait bien une réduction des émissions territoriales de l'ordre de 6 % par rapport à la situation actuelle, principalement par la réduction des émissions des cultures (-20 %) et, dans une moindre mesure en élevage (-4 %) (voir série en violet dans Figure 29) (L. G. Smith et al., 2019). La production alimentaire du territoire se verrait réduite (-40 % de l'offre énergétique permise par un scénario 100 % AC), par de plus faibles rendements en AB ainsi que par le développement nécessaire des légumineuses dans les rotations en cas de conversion. Ces modifications engendreraient une réduction et une modification de l'offre alimentaire ayant pour conséquence un recours accru aux importations (oléagineux, porc, volaille, lait) multipliant par cinq les surfaces importées par rapport à la situation 100 % AC. Ces chiffres sont plus importants que des estimations à l'échelle mondiale (+16 % à 33 % ; (Muller et al., 2017)). Ils traduisent des conséquences plus importantes de l'écart de rendement AB/AC sur ce besoin en de surface pour un pays industrialisé caractérisé une forte productivité des systèmes agricoles conventionnels.

**Les émissions induites de GES associées à la mise en culture de ces surfaces pour satisfaire la demande en produits AB dépendent de la nature de ces surfaces.** Les auteurs ne considérant pas la déforestation comme une option, l'impact est le plus important si les

conversions ont intégralement lieu sur des surfaces initialement occupées par des prairies permanentes (voir High sur Figure 29), ou partiellement (50 % des surfaces (medium) ; 25 % (low)). Dans ces deux derniers cas, les surfaces outre-mer nécessaires restantes (qui étaient en grandes cultures et passent en grandes cultures en AB) peuvent induire une augmentation du stockage de carbone (bleu dans Figure 29). En considérant un stockage additionnel lié i) à une transition de rotation de grandes cultures à des rotations intégrant des couverts pluriannuels ii) à une légère augmentation de l'offre en engrais organiques issue d'un meilleur couplage élevage-cultures <sup>26</sup>, les auteurs prennent en compte deux valeurs de séquestration de carbone (intermédiaire 0,07 tC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, correspondant à la valeur basse donnée par (Gattinger et al., 2012) et 0,18 tC.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (calcul par les auteurs du taux de séquestration moyen lors de la conversion de rotation de cultures à rotation de cultures et prairie temporaire). **Les émissions nettes sont sensibles à la nature des terres mises en culture, ainsi qu'aux valeurs de stockage de COS associées aux sols conduits en AB.**

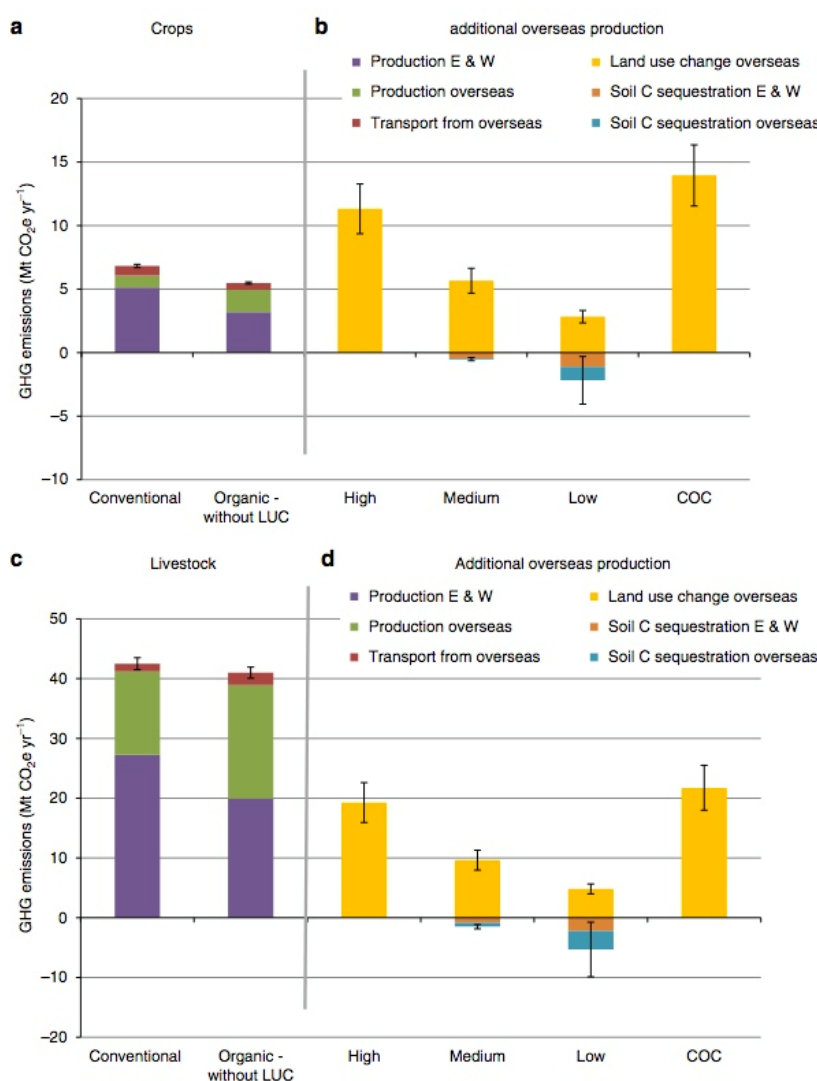


Figure 29 : Émissions totales de GES pour l'Angleterre et le Pays de Galles liées à une production alimentaire intégralement AB ou AC (L. G. Smith et al., 2019). a) Pour les cultures destinées à la consommation humaine, provenant de la production nationale et outre-mer. b) Émissions supplémentaires dues à la séquestration du C dans le sol (COS) et aux changements d'affectation des terres à l'étranger (« LUC » : Land Use Change) pour compenser l'écart de production nationale : High = LUC issu de conversion des prairies, pas de COS ; Medium = 50 % du LUC issu des prairies, COS valeur intermédiaire ; Low = 25 % du LUC issu des prairies, COS valeur élevée. c) Pour l'élevage issu de la production nationale et étrangère, y compris les émissions lors de la production de cultures destinées au cheptel national. d) Émissions supplémentaires dues au COS et aux LUC d'outre-mer pour compenser les déficits de production animale (idem Cultures) (E&W : England & Wales).

<sup>26</sup> Dans cette étude, la conversion en AB conduit à une baisse la production mais au maintien de la taille de cheptel sur le territoire. Certaines espèces voient leurs effectifs augmenter, les ovins (+61 %) et les bovins (+14 %) pour valoriser les pluriannuelles dans les rotations.

Si la totalité du CAT a lieu sur prairies permanentes, les émissions nettes augmenteraient de 56 % par rapport à la référence. Si la moitié du CAT a lieu sur des prairies permanentes et que pour l'autre moitié des surfaces en culture restant culture est retenue une valeur modérée de stockage de C par la conduite AB (scénario moyen), le bilan GES est de +21 %. Enfin, si seulement 25 % du CAT a lieu sur des prairies permanentes, et qu'une valeur élevée de stockage de C est retenue sur la partie devenue culture AB (scénario faible), le bilan GES est alors comparable à celui du scénario de référence (100% conventionnel).

**Ces résultats montrent que les émissions indirectes induites par une conversion intégrale des surfaces en AB et le recours à l'importation en cas de maintien de la demande compensent dans la plupart des scénarios les réductions d'émissions réalisées à l'échelle territoriale.**

### VII.3. Une place pertinente de l'AB dans des scénarios intermédiaires

Si les études précédemment citées permettent d'identifier des limites biophysiques à un développement intégral des surfaces cultivées en AB, l'hypothèse d'un développement de l'AB à de telles échelles reste peu réaliste. **Les surfaces actuellement certifiées en AB représentent une faible part des surfaces cultivées en France, en Europe et dans le Monde** (respectivement 10,3 %, 9,2 % et 1,6 % en 2020<sup>27</sup>). Certains travaux explorent des scénarios intermédiaires, scénarios dans lesquels les surfaces AB occupent des proportions variables des surfaces cultivées et mettent en évidence la présence de limites qui sont éloignées des surfaces actuellement cultivées.

Selon (Müller et al., 2017a), une part de la surface mondiale cultivée en l'AB de l'ordre de 20 %, sans modification du système alimentaire, n'induirait qu'une faible augmentation du besoin en surface cultivée (+5 %). Selon (Gaudaré et al., 2023), 20% de la SAU mondiale en AB est la situation décrite comme étant la plus réaliste d'un point de vue N et C. Sous ce scénario serait observé un moindre déclin des stocks de COS (-2 à -1 %), selon que la réglementation autorise ou pas les apports d'effluents d'élevage d'origine AC. Ce scénario pourrait s'avérer bénéfique à l'augmentation des stocks de carbone dans les sols (+0,1 % à +1 % avec ou sans apports de PRO conventionnel) à condition de développer la place des couverts d'interculture dans les rotations de manière à augmenter la restitution de C par les résidus de cultures.

La surface mondiale que pourrait occuper l'AB peut augmenter si le développement des surfaces s'accompagne de leviers visant à réduire la demande alimentaire. En réduisant de moitié i) le gaspillage alimentaire et ii) la compétition entre alimentations animale et humaine, la part de surface AB pourrait atteindre 60 %, avec une balance azotée globale acceptable et sous l'hypothèse d'un effet intermédiaire du changement climatique sur les rendements (Figure 28) (Müller et al., 2017a).

---

<sup>27</sup>[https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/GraFra2022Integral/GraphAgri\\_2022\\_accessible.pdf](https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/GraFra2022Integral/GraphAgri_2022_accessible.pdf)

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par modélisation réalisée par (Barbieri et al., 2021). **En deçà de 60 % des surfaces cultivées, le développement de l'AB semble être possible pour parvenir à répondre à la demande alimentaire mondiale seulement si cette massification est couplée à des leviers portant sur l'offre et la demande (Barbieri et al., 2021).** La baisse de la demande calorique par personne par la modification des régimes alimentaires (2,8 à 2,2 Kcal/j/pers) et la réduction de moitié du gaspillage alimentaire dans les ménages reviendrait à soulager la demande de 10 % (réduction de l'écart de production de 36 % à 27 %). Les actions sur l'offre proposées par les auteurs concernent des modifications de la réglementation dans l'objectif d'élargir le gisement de PRO, par l'autorisation d'effluents de certains élevages AC et des eaux grises actuellement non éligibles dans la réglementation AB (Figure 30). À l'échelle mondiale, elles permettraient d'augmenter l'offre énergétique globale de 5 %.

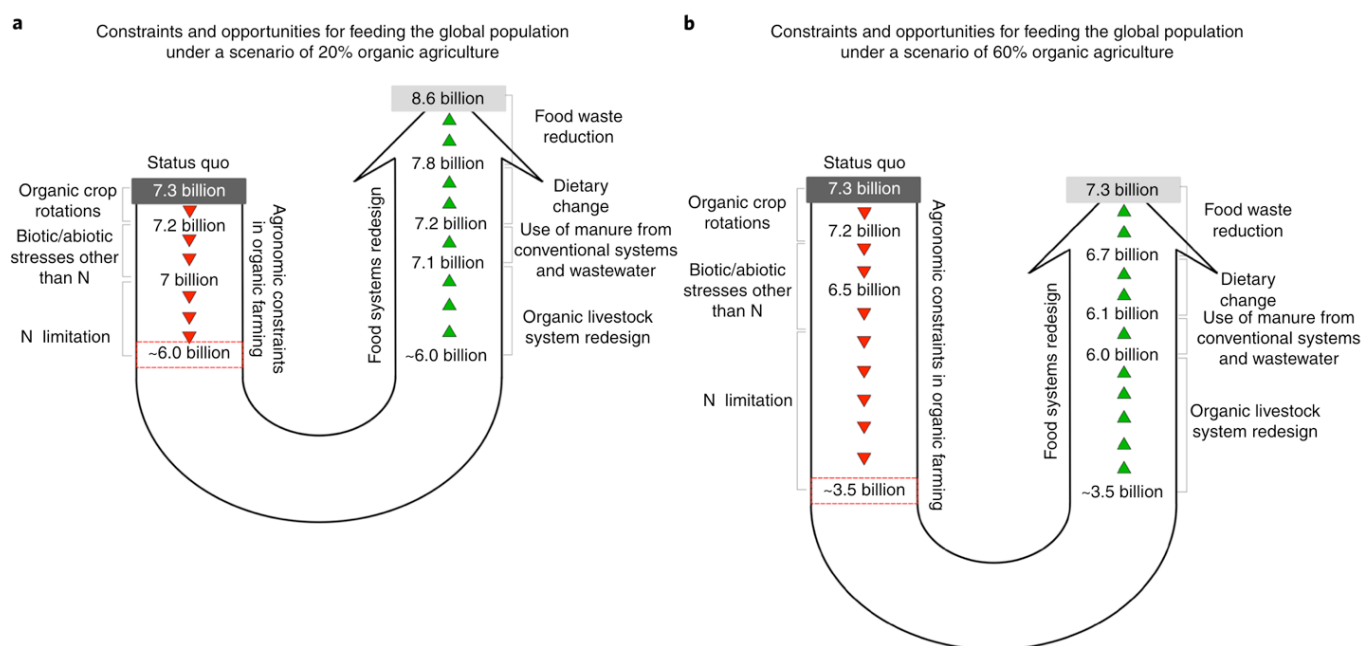


Figure 30 : Nombre de personnes pouvant être nourries avec 20 % (a) ou 60 % (b) de la SAU convertie en AB (Barbieri et al., 2021). Les simulations tiennent compte i) des contraintes agronomiques en cas de massification de l'AB (partie gauche en rouge) et ii) des leviers portant sur l'offre et la demande (partie droite en vert). L'effet des contraintes portant sur la disponibilité de l'azote s'intensifie à mesure que la part de surfaces converties en AB augmente.

**De ces études il est possible de conclure qu'une conversion intégrale des surfaces en AB sans modification ou transformation du système alimentaire serait à l'origine d'une augmentation d'émissions supplémentaires de GES, associées au développement des surfaces cultivées.** Cette hypothèse d'une conversion intégrale reste peu réaliste mais met en lumière que les externalités positives de l'AB sur le climat ne sont pas garanties si l'AB s'étend au-delà d'un certain seuil, dans l'état actuel de la réglementation, des pratiques et des régimes alimentaires. Les scénarios intermédiaires montrent que ces limites ne semblent pas s'appliquer dans les objectifs nationaux et européens de surface à atteindre en AB. Enfin, **ces études montrent que les transformations des systèmes alimentaires et des modes de consommation sont des leviers puissants et indispensables pour contourner les effets négatifs d'un développement de l'AB sur cet enjeu d'atténuation du changement climatique.**

## Conclusion

L'interdiction d'utilisation des engrais azotés de synthèse et la faible disponibilité des PRO sont à l'origine d'émissions brutes réduites en AB par rapport à l'AC. Ces émissions réduites en AB concernent i) le protoxyde d'azote, par des doses d'apports d'engrais azotés plus faibles et un recours plus fréquent à la fixation symbiotique de l'azote qui sont deux leviers de réduction des émissions directes de protoxyde d'azote en agriculture, ii) le dioxyde de carbone, par l'absence d'émissions indirectes liées à la fabrication des engrais de synthèse qui sont interdits en AB. Ces deux GES composant les émissions brutes des productions végétales, ces émissions par unité de surface sont inférieures dans le cas d'une conduite AB, par rapport à une conduite AC. Par culture, la quantification de cet écart à l'échelle de cultures dépend essentiellement de l'intensité de la fertilisation azotée de l'itinéraire technique des productions AC comparées et, dans une moindre mesure, de l'intensité du recours au désherbage mécanique de l'itinéraire technique des productions AB. À l'échelle d'exploitations agricoles, l'écart d'émissions brutes de GES est de l'ordre de 50% en faveur des exploitations AB.

Les pratiques de fertilisations réglementaires ou induites en Agriculture Biologique sont également à l'origine d'une augmentation des stocks de carbone dans les sols conduits en AB par rapport à une conduite AC. La principale explication de cet écart documenté réside dans l'effet des apports répétés d'effluents d'élevage qui constituent d'importants apports de carbone dans ces sols. La contribution de ces apports à la séquestration du carbone reste néanmoins faible : ce stockage est la résultante d'un transfert latéral de carbone d'une parcelle ou d'une exploitation à une autre. En revanche, les couverts pluriannuels plus fréquents dans les rotations en AB contribuent de façon significative à la séquestration de carbone dans les sols. Enfin, d'autres spécificités des parcelles AB semblent expliquer cette augmentation du carbone des sols conduits en AB : les apports de C par la biomasse adventice et l'effet de faible disponibilité en azote sur la biomasse racinaire des plantes cultivées.

En raison d'un recours accru aux fourrages grossiers dans la ration des ruminants, les émissions de méthane en AB peuvent être plus importantes à l'échelle de l'animal que dans le cas de rations comportant davantage de concentrés. Cependant, il existe des phénomènes de compensation importants à l'échelle du système de production (taux de renouvellement et taux de réforme souvent inférieurs, pas d'utilisation d'azote de synthèse, part plus élevée des prairies et du stockage de C correspondant). Les approches bilan de GES qui intègrent les émissions de GES et le stockage de carbone dans les sols permis par la production de ces fourrages restent peu nombreuses mais semblent indispensables compte tenu de l'enjeu du maintien des stocks de carbone sous prairies. Plusieurs hypothèses vont dans le sens de la moindre contribution des systèmes d'élevage biologiques aux émissions indirectes par la transformation des terres à l'étranger (forêts en cultures, de soja en particulier) et en France (prairies permanentes vers cultures), bien que la caractérisation des intrants importés en AB ne soit pas suffisamment documentée et que ces variations de carbone des sols soient absentes des références produites en France à l'échelle des fermes.

Cette étude confirme donc que le développement des surfaces en AB est un levier d'atténuation, particulièrement pertinent face aux objectifs de réduction des émissions ayant lieu sur le territoire national, concernant le secteur de l'agriculture mais également pour le secteur UTCATF qui comptabilise les émissions négatives (puits de carbone).

Il est important de souligner que l'évaluation de l'impact climatique de l'AB se heurte i) à des limites méthodologiques, en particulier quand des conclusions sont établies sur des jeux de données limités et à de larges échelles et ii) au périmètre d'évaluation. Au-delà des incertitudes concernant les processus en jeu, notamment dans un contexte de changement climatique, l'étude identifie notamment les poids des éléments méthodologiques, tels que la mise à jour de facteurs d'émission, des règles d'allocation d'impacts sur les effluents d'élevage, le choix d'horizons temporels, la définition d'un périmètre d'évaluation complet et homogène entre les études, la prise en compte des différences de composition des rations, la transparence sur les références conventionnelles mobilisées dans les comparaisons, etc. Ces éléments peuvent impacter de façon significative les écarts de performances AB et AC. Compte tenu des données disponibles en France pour certaines filières, des travaux comparables à ceux entrepris en bovin lait par Lambotte et al. (2023) permettraient d'apporter des conclusions plus génériques, les références scientifiques disponibles étant rares en particulier à l'échelle des fermes.

La littérature reste divisée sur le choix de l'unité fonctionnelle à utiliser pour comparer les modes de production. Or la quantification des effets de l'AB et la quantification de l'écart d'émissions brutes entre des systèmes AB/AC dépendent de l'unité fonctionnelle mobilisée. Si pour la quasi-totalité des productions, l'impact climatique par hectare est systématiquement inférieur en AB, la littérature montre que, par unité produite les conclusions varient selon les catégories de produits. Des travaux récents en grandes cultures tendent à montrer que le surplus de rendement en AC ne compense pas les émissions évitées en AB, pour une expression des émissions par quantité produite. Les productions de grandes cultures AB présentent ainsi en moyenne un impact plus faible quelle que soit l'unité fonctionnelle mobilisée. Dans le cas de la filière bovin lait, des travaux conduits en France sur un plus grand jeu de données montrent également des émissions nettes réduite par litre de lait par rapport à une production AC, lorsque sont intégrés les effets de pratiques sur les variations du carbone organique des sols. Pour les autres productions, les résultats montrent un effet plus nuancé (bovin viande) ou un impact plus important (monogastrique) mais s'appuient sur des jeux de données plus restreints.

L'unité fonctionnelle par produit est la plus utilisée dans la production de références comparatives ; elle semble incontournable pour évaluer l'efficacité de production d'un bien alimentaire et les références peuvent être mobilisées par la suite dans des évaluations à l'échelle de recettes ou de régimes alimentaires. En revanche, l'unique recours à cette unité fonctionnelle conduit au paradoxe de favoriser des systèmes intensifs caractérisés par un plus fort impact par unité de surface, et ne permet pas une évaluation complète des biens et services rendus par des systèmes agro-écologiques. Il apparaît donc indispensable de mobiliser conjointement les deux unités fonctionnelles pour comparer agricultures biologique et conventionnelle. Finalement, la récurrente question autour de l'unité fonctionnelle se cristallise autour de l'AB en tant que prototype (voire archétype) d'un mode de production agro-écologique, mais pourrait être élargie à tous les systèmes plus autonomes en intrants reposant davantage sur des services écosystémiques, mais moins productifs.

Par ailleurs, la quantité et la fréquence de consommation des aliments dans différents régimes alimentaires masquent les différences d'émissions par unité produite entre AB et AC. Le mode de production des aliments n'est pas le premier facteur de l'empreinte carbone observée entre des régimes de consommateurs réguliers de produits AB et ceux n'en consommant pas : l'empreinte carbone des régimes alimentaires reste principalement influencée par la consommation de

produits issus d'élevage. Il est par ailleurs observé, à partir d'une large cohorte en France, que les grands consommateurs de produits AB ont tendance à consommer moins de produits carnés.

En cas d'expansion très importante voire totale des surfaces cultivées en AB, des travaux mentionnent que les avantages de l'AB pourraient être réduits. D'une part, développer les surfaces d'un mode de production moins productifs reviendrait à augmenter le besoin en surfaces cultivées pour maintenir l'offre alimentaire ; ce développement sur des surfaces engendrerait des émissions induites issues du changement d'affectation des terres. D'autre part, le développement des surfaces sur de très larges échelles spatiales aurait pour conséquence une aggravation de la compétition pour les ressources azotées, et donc des écarts de rendements AB/AC. Cependant, il nous semble important de souligner que ces perspectives se basent sur des hypothèses très fortes de développement de l'AB, très lointaines i) des surfaces qu'occupe actuellement l'AB en France, en Europe, et à l'échelle du mondiale, ii) des objectifs de développement des surfaces AB en France et en Europe. Ces travaux démontrent que l'expansion de l'AB doit s'accompagner d'efforts de recherche pour accroître sa productivité à l'hectare et la nécessité d'injecter de l'N dans les systèmes conduits en AB. Plus largement, afin d'éviter que les écarts de productivité ne se reportent sur une augmentation des importations à l'échelle de pays, et donc induisent un transfert des impacts, le développement d'un mode de production – tel l'AB présentant de plus faibles émissions par unité de surface – doit s'accompagner d'une transition alimentaire vers des régimes plus végétalisés.

L'évaluation de l'AB vis-à-vis de l'atténuation du changement climatique traduit ainsi un défi sociétal : celui de réduire conjointement les émissions territoriales et l'empreinte carbone de notre alimentation. Ces arbitrages sont de plus en plus adressés à l'AB, mais ils dépassent largement le cadre de ce mode de production. Ils soulèvent la question des compromis dans l'optimisation des multi-performances de nos systèmes agri-alimentaires dans un contexte de crises environnementales multiples emboîtées. Par ailleurs, ils renvoient à la nécessité de cohérence et de coordination des politiques agricoles et alimentaires au niveau national et européen.

A noter que le dernier rapport HCC (2024) mentionne explicitement que les scénarios permettant de réduire les émissions agricoles de 50 % d'ici 2050 envisagent 1) une baisse de la consommation de protéines animales d'au moins 30 % [cf. *les grands consommateurs de bio de la cohorte Bionutrinet*], une diminution de la part de l'azote minéral apporté aux cultures de 40 à 100 % [100 % : cf. *le cahier des charges de l'AB interdisant l'azote minéral*], et 3) un développement de l'agroécologie et de l'agriculture biologique pour atteindre 50 % de la surface agricole utilisée.

# Références

- Aguilera, E., Guzmán, G., Alonso, A., 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 725–737. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0265-y>
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B.S., 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.003>
- Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E.J.M., Smith, P., Haines, A., 2016. The Impacts of Dietary Change on Greenhouse Gas Emissions, Land Use, Water Use, and Health: A Systematic Review. *PLoS ONE* 11, e0165797. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165797>
- Alig, M., Grandi, F., Mieleitner, J., Nemecek, T., Gaillard, G., 2012. Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.
- Allen, M.R., Shine, K.P., Fuglestedt, J.S., Millar, R.J., Cain, M., Frame, D.J., Macey, A.H., 2018. A solution to the misrepresentations of CO<sub>2</sub>-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation. *npj Clim Atmos Sci* 1, 16. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0026-8>
- Almeida, J.G.R., Lorinquer, E., Robin, P., Ribeiro-Filho, H.M.N., Edouard, N., 2022. Ammonia and Nitrous Oxide Emissions from Dairy Cows on Straw-Based Litter Systems. *Atmosphere* 13, 283. <https://doi.org/10.3390/atmos13020283>
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C., 2015. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139, 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2015.06.006>
- Autret, B., Mary, B., Chenu, C., Balabane, M., Girardin, C., Bertrand, M., Grandeau, G., Beaudoin, N., 2016. Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 150–164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>
- Barbier, C., Couturier, C., Pourouchottamin, P., Cayla, J.-M., Silvestre, M., Pharabod, I., 2019. L'empreinte énergétique et carbone de l'alimentation en France. Club Ingénierie Prospective Énergie et Environnement, IDDRI, Paris.
- Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Sci Rep* 7, 13761. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert, V., Smith, L., Ramankutty, N., Nesme, T., 2021. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. *Nat Food* 2, 363–372. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00276-y>
- Baudry, J., Pointereau, P., Seconda, L., Vidal, R., Taupier-Letage, B., Langevin, B., Allès, B., Galan, P., Hercberg, S., Amiot, M.-J., Boizot-Szantai, C., Hamza, O., Cravedi, J.-P., Debrauwer, L., Soler, L.-G., Lairon, D., Kesse-Guyot, E., 2019. Improvement of diet sustainability with increased level of organic food in the diet: findings from the BioNutriNet cohort. *The American Journal of Clinical Nutrition* 109, 1173–1188. <https://doi.org/10.1093/ajcn/nqy361>
- Beillouin, D., Corbeels, M., Demenois, J., Berre, D., Boyer, A., Fallot, A., Feder, F., Cardinael, R., 2023. A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nat Commun* 14, 3700. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39338-z>
- Bell, L.W., Sparling, B., Tenuta, M., Entz, M.H., 2012. Soil profile carbon and nutrient stocks under long-term conventional and organic crop and alfalfa-crop rotations and re-established grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 158, 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.006>
- Bellassen, V., Drut, M., Antonoli, F., Brečić, R., Donati, M., Ferrer-Pérez, H., Gauvrit, L., Hoang, V., Knutsen Steinnes, K., Lilavachakul, A., Majewski, E., Malak-Rawlikowska, A., Mattas, K., Nguyen, A., Papadopoulos, I., Peerlings, J., Ristic, B., Tomić Maksan, M., Török, Á., Vittersø, G., Diallo, A., 2021. The Carbon and Land Footprint of Certified Food Products. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization* 19, 113–126. <https://doi.org/10.1515/jafio-2019-0037>
- Billen, G., Garnier, J., 2022. The water-agro-food system: upscaling from the Seine river basin to the global scale. *Comptes Rendus. Géoscience* 355, 1–15. <https://doi.org/10.5802/crgeos.141>
- Blanco-Canqui, H., Francis, C.A., Galusha, T.D., 2017. Does organic farming accumulate carbon in deeper soil profiles in the long term? *Geoderma* 288, 213–221. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.031>
- Bochu, J.-L., Risoud, B., Mousset, J., 2008. Consommation d'énergie et émissions de GES des exploitations en agriculture biologique: synthèse des résultats PLANETE 2006.
- Boizot-Szantai, C., Hamza, O., Soler, L.-G., 2017. Organic consumption and diet choice: An analysis based on food purchase data in France. *Appetite* 117, 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2017.06.003>
- Boschiero, M., De Laurentiis, V., Caldeira, C., Sala, S., 2023. Comparison of organic and conventional cropping systems: A systematic review of life cycle assessment studies. *Environmental Impact Assessment Review* 102, 107187. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107187>
- Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P.W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W.W.L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., Jotzo, F., Lasco, R., Lee, Y.-Y., Masson-Delmotte, V., Meinshausen, M., Mintenbeck, K., Mokssit, A., Otto, F.E.L., Pathak, M., Pirani, A., Poloczanska, E., Pörtner, H.-O., Revi, A., Roberts, D.C., Roy, J., Ruane, A.C., Skea, J., Shukla, P.R., Slade, R., Slangen, A., Sokona, Y., Sörensön, A.A., Tignor, M., Van Vuuren, D., Wei, Y.-M., Winkler, H., Zhai, P., Zommers, Z., Hourcade, J.-C., Johnson, F.X., Pachauri, S., Simpson, N.P., Singh, C., Thomas, A., Totin, E., Arias, P., Bustamante, M., Elgizouli, I., Flato, G., Howden, M., Méndez-Vallejo, C., Pereira, J.J., Pichs-Madruga, R., Rose, S.K., Saheb, Y., Sánchez Rodríguez, R., Ürge-Vorsatz, D., Xiao, C., Yassaa, N., Alegría, A., Armour, K., Bednar-Friedl, B., Blok, K., Cissé, G., Dentener, F., Eriksen, S., Fischer, E., Garner, G., Guivarch, C., Haasnoot, M., Hansen, G., Hauser, M., Hawkins, E., Hermans, T., Kopp, R., Leprince-Ringuet, N., Lewis, J., Ley, D., Ludden, C., Niamir, L., Nicholls, Z., Some, S., Szopa, S., Trewin, B., Van Der Wijst, K.-I., Winter, G., Witting, M., Birt, A., Ha, M., Romero, J., Kim, J., Haites, E.F., Jung, Y., Stavins, R., Birt, A., Ha, M., Orendain, D.J.A., Ignon, L., Park, S., Park, Y., Reisinger, A., Cammaramo, D., Fischlin, A., Fuglestedt, J.S., Hansen, G., Ludden, C., Masson-Delmotte, V., Matthews, J.B.R., Mintenbeck, K., Pirani, A., Poloczanska, E., Leprince-Ringuet, N., Péan, C., 2023. IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Carrer, D., Pique, G., Ferlicoq, M., Ceamanos, X., Ceschia, E., 2018. What is the potential of cropland albedo management in the fight against global warming? A



case study based on the use of cover crops. *Environ. Res. Lett.* 13, 044030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab650>

CGDD, 2023. Chiffres clés du climat France, Europe et Monde.

Chambaut, H., Moussel, E., Pavie, J., Coutard, J.P., Galisson, B., Fiorelli, J.-L., Leroyer, J., 2011. Profils environnementaux des exploitations d'élevage bovins lait et viande en agriculture biologique et conventionnelle : enseignements du projet CedABio. Presented at the Rencontres Recherches Ruminants.

Charles, A., Rochette, P., Whalen, J.K., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N., 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 236, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.021>

Chiriaco, M.V., Castaldi, S., Valentini, R., 2022. Determining organic versus conventional food emissions to foster the transition to sustainable food systems and diets: Insights from a systematic review. *Journal of Cleaner Production* 380, 134937. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134937>

CITEPA, 2023. Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques. Bilan des émissions en France de 1990 à 2022 (Rapport Secten).

CITEPA, 2022. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format Secten. Citepa.

CITEPA, 2020. Analyse complémentaire : Inventaire et empreinte, quelles différences d'approche ? (Rapport Secten), Analyse complémentaire. Citepa.

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>

Coley, D., Howard, M., Winter, M., 2009. Local food, food miles and carbon emissions: A comparison of farm shop and mass distribution approaches. *Food Policy* 34, 150–155. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2008.11.001>

Colombie, S., Ligneau, L., Thareau, B., Viaud, V., Coisnon, T., Dupraz, P., Seyni, N.A., Thomas, M., Messenger, O., Trevisiol, A., 2020. CARBOCAGE, vers la neutralité carbone des territoires (Rapport final).

Crippa, M., Solazzo, E., Guizzardi, D., Monforti-Ferrario, F., Tubiello, F.N., Leip, A., 2021. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nat Food* 2, 198–209. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00225-9>

Dakpo, K.H., Laignel, G., Roulenc, M., Benoit, M., 2013. L'élevage biologique consomme-t-il moins d'énergie et émet-il moins de gaz à effet de serre que l'élevage conventionnel? Analyse en production ovine allaitante.

de Menthère, 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.

De Vries, M., Van Middelaar, C.E., De Boer, I.J.M., 2015. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 178, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.06.020>

Delate, K., Cambardella, C., Chase, C., Turnbull, R., 2015. A Review of Long-Term Organic Comparison Trials in the U.S. *Sustainable Agriculture Research* 4, p5. <https://doi.org/10.5539/sar.v4n3p5>

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>

Doreau, M., Farruggia, A., Veysset, P., 2017. Aménités et impacts sur l'environnement des exploitations françaises élevant des bovins pour la viande. *INRA Prod. Anim.* 30, 165–178. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2017.30.2.2242>

Doreau, M., Martin, C., Eugène, M., Popova, M., Morgavi, D.P., 2011. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. *INRA Prod. Anim.* 24, 461–474. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2011.24.5.3278>

Dumont, B., Dupraz, P., Aubin, J., 2016. Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe. (Rapport d'ESCO). INRA, France.

Edouard, N., Charpiot, A., Robin, P., Lorinquer, E., Dollé, J.-B., Faverdin, P., 2019. Influence of diet and manure management on ammonia and greenhouse gas emissions from dairy barns. *Animal* 13, 2903–2912. <https://doi.org/10.1017/S1751731119001368>

Eugène, M., Klumpp, K., Sauvant, D., 2021. Methane mitigating options with forages fed to ruminants. *Grass Forage Sci* 76, 196–204. <https://doi.org/10.1111/gfs.12540>

European Commission, 2022. EU Imports of organic agri-food products - Keys developments in 2021, *Agricultural Markets Briefs*.

Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P., 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 273–284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.022>

Gac, A., Tailleur, A., Bellini, R., 2020. Exploration méthodologique : Les métriques pour la quantification de l'impact des gaz à effet de serre sur le changement climatique, in: *Guide GESTIM+*. p. 14.

García-Palacios, P., Gattinger, A., Bracht-Jørgensen, H., Brussaard, L., Carvalho, F., Castro, H., Clément, J., De Deyn, G., D'Hertefeldt, T., Foulquier, A., Hedlund, K., Lavorel, S., Legay, N., Lori, M., Mäder, P., Martínez-García, L.B., Martins Da Silva, P., Muller, A., Nascimento, E., Reis, F., Symanczik, S., Paulo Sousa, J., Milla, R., 2018. Crop traits drive soil carbon sequestration under organic farming. *Journal of Applied Ecology* 55, 2496–2505. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13113>

Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., 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>

Gaudaré, U., Kuhnert, M., Smith, P., Martin, M., Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2023a. Soil organic carbon stocks potentially at risk of decline with organic farming expansion. *Nat. Clim. Chang.* 13, 719–725. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01721-5>

Gaudaré, U., Pellerin, S., Benoit, M., Durand, G., Dumont, B., Barbieri, P., Nesme, T., 2021. Comparing productivity and feed-use efficiency between organic and conventional livestock animals. *Environ. Res. Lett.* 16, 024012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd65e>

- Gerber, P.J., Hristov, A.N., Henderson, B., Makkar, H., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A.T., Yang, W.Z., Tricarico, J.M., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J., Oosting, S., 2013. Technical options for the mitigation of direct methane and nitrous oxide emissions from livestock: a review. *Animal* 7, 220–234. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000876>
- 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>
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J.-P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., Pellerin, S., Powlson, D.S., Rasse, D.P., Rees, F., Soussana, J.-F., Su, Y., Tian, H., Valin, H., Zhou, F., 2021. Can N<sub>2</sub>O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Global Change Biology* 27, 237–256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>
- Guyomard, H., Huyghe, C., Peyraud, J.-L., Boiffin, J., Coudurier, B., Jeuland, F., Urruty, N., 2013. Vers des agricultures à hautes performances. Volume 1 : Analyse des performances de l'agriculture biologique (Rapport technique). Commissariat Général à la Stratégie et à la Prospective.
- HCC, 2024. Accélérer la transition climatique avec un système alimentaire bas carbone, résilient et juste (Rapport thématique). Haut Conseil pour le Climat.
- HCC, 2023. Acter l'urgence, engager les moyens (Rapport annuel). Haut Conseil pour le Climat.
- HCC, 2020. Maîtriser l'empreinte carbone de la France (Rapport annuel). Haut Conseil pour le Climat.
- Hergoualc'h, K., Mueller, N., Bernoux, M., Kasimir, A., Weerden, T.J., Ogle, S.M., 2021. Improved accuracy and reduced uncertainty in greenhouse gas inventories by refining the IPCC emission factor for direct N<sub>2</sub>O emissions from nitrogen inputs to managed soils. *Global Change Biology* 27, 6536–6550. <https://doi.org/10.1111/gcb.15884>
- Hirte, J., Walder, F., Hess, J., Büchi, L., Colombi, T., Van Der Heijden, M.G., Mayer, J., 2021. Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils. *Science of The Total Environment* 755, 143551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143551>
- IPCC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Switzerland.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programm. Japon.
- Ivarez, R., 2022. Comparing Productivity of Organic and Conventional Farming Systems: A Quantitative Review. *Archives of Agronomy and Soil Science* 68, 1947–1958. <https://doi.org/10.1080/03650340.2021.1946040>
- Jeong, S.T., Kim, G.W., Hwang, H.Y., Kim, P.J., Kim, S.Y., 2018. Beneficial effect of compost utilization on reducing greenhouse gas emissions in a rice cultivation system through the overall management chain. *Science of The Total Environment* 613–614, 115–122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.001>
- Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications* 10, 423–436. <https://doi.org/10.2307/2641104>
- Kauer, K., Tein, B., Sanchez de Cima, D., Talgre, L., Eremeev, V., Loit, E., Luik, A., 2015. Soil carbon dynamics estimation and dependence on farming system in a temperate climate. *Soil and Tillage Research* 154, 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.010>
- Kesse-Guyot, E., Lairon, D., Allès, B., Seconda, L., Rebouillat, P., Brunin, J., Vidal, R., Taupier-Letage, B., Galan, P., Amiot, M.-J., Péneau, S., Touvier, M., Boizot-Santai, C., Ducros, V., Soler, L.-G., Cravedi, J.-P., Debrauwer, L., Hercberg, S., Langevin, B., Pointereau, P., Baudry, J., 2022. Key Findings of the French BioNutriNet Project on Organic Food-Based Diets: Description, Determinants, and Relationships to Health and the Environment. *Advances in Nutrition* 13, 208–224. <https://doi.org/10.1093/advances/nmab105>
- King, A.E., Blesh, J., 2018. Crop rotations for increased soil carbon: perenniality as a guiding principle. *Ecol Appl* 28, 249–261. <https://doi.org/10.1002/eap.1648>
- Kirchmann, H., Kätterer, T., Bergström, L., Börjesson, G., Bolinder, M.A., 2016. Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems. *Field Crops Research* 186, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.006>
- 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>
- Krause, H.-M., Stehle, B., Mayer, J., Mayer, M., Steffens, M., Mäder, P., Fliessbach, A., 2022. Biological soil quality and soil organic carbon change in biodynamic, organic, and conventional farming systems after 42 years. *Agron. Sustain. Dev.* 42, 117. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00843-y>
- Külling, D.R., Menzi, H., Kröber, T.F., Neftel, A., Sutter, F., Lischer, P., Kreuzer, M., 2001. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *J. Agric. Sci.* 137, 235–250. <https://doi.org/10.1017/S0021859601001186>
- Lacour, C., Seconda, L., Allès, B., Hercberg, S., Langevin, B., Pointereau, P., Lairon, D., Baudry, J., Kesse-Guyot, E., 2018. Environmental Impacts of Plant-Based Diets: How Does Organic Food Consumption Contribute to Environmental Sustainability? *Front. Nutr.* 5, 8. <https://doi.org/10.3389/fnut.2018.00008>
- Lambotte, M., De Cara, S., Brocas, C., Bellassen, V., 2023. Organic farming offers promising mitigation potential in dairy systems without compromising economic performances. *Journal of Environmental Management* 334, 117405. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117405>
- Lee, K.S., Choe, Y.C., Park, S.H., 2015. Measuring the environmental effects of organic farming: A meta-analysis of structural variables in empirical research. *Journal of Environmental Management* 162, 263–274. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.021>
- 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>
- Leifeld, J., Fuhrer, J., 2010. Organic Farming and Soil Carbon Sequestration: What Do We Really Know About the Benefits? *AMBIO* 39, 585–599. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0082-8>
- Leon, A., 2024. A synthesis of the evidence regarding the efficacy of alternative field management practices in rice cultivation using life cycle assessment. *Science of The Total Environment* 926, 171693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171693>

- Li, M., Jia, N., Lenzen, M., Malik, A., Wei, L., Jin, Y., Raubenheimer, D., 2022. Global food-miles account for nearly 20% of total food-systems emissions. *Nat Food* 3, 445–453. <https://doi.org/10.1038/s43016-022-00531-w>
- Lynch, J., Cain, M., Pierrehumbert, R., Allen, M., 2020. Demonstrating GWP\*: a means of reporting warming-equivalent emissions that captures the contrasting impacts of short- and long-lived climate pollutants. *Environ. Res. Lett.* 15, 044023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7e>
- Maillard, É., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Glob Change Biol* 20, 666–679. <https://doi.org/10.1111/gcb.12438>
- Malliet, P., 2020. La contribution des émissions importées à l’empreinte carbone de la France (Rapport de Recherche). OFCE.
- 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, G., Durand, J.-L., Duru, M., Gastal, F., Julier, B., Litrico, I., Louarn, G., Médiène, S., Moreau, D., Valentin-Morison, M., Novak, S., Parnaudeau, V., Paschalidou, F., Vertès, F., Voisin, A.-S., Cellier, P., Jeuffroy, M.-H., 2020. Role of ley pastures in tomorrow’s cropping systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 40, 17. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00620-9>
- Meda, B., Flechard, C.R., Germain, K., Robin, P., Walter, C., Hassouna, M., 2012. Greenhouse gas emissions from the grassy outdoor run of organic broilers. *Biogeosciences* 9, 1493–1508. <https://doi.org/10.5194/bg-9-1493-2012>
- Meier, M.S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., Stolze, M., 2015. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* 149, 193–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>
- Meisterling, K., Samaras, C., Schweizer, V., 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production* 17, 222–230. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.04.009>
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O’Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågø, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Mondelaers, K., Aertsens, J., Huylenbroeck, G.V., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming 22.
- Morais, T.G., Teixeira, R.F.M., Lauk, C., Theurl, M.C., Winiwarter, W., Mayer, A., Kaufmann, L., Haberl, H., Domingos, T., Erb, K.-H., 2021. Agroecological measures and circular economy strategies to ensure sufficient nitrogen for sustainable farming. *Global Environmental Change* 69, 102313. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102313>
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nat Commun* 8, 1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>
- Muneret, L., Mitchell, M., Seufert, V., Aviron, S., Djoudi, E.A., Pétilion, J., Plantegenest, M., Thiéry, D., Rusch, A., 2018. Evidence that organic farming promotes pest control. *Nat Sustain* 1, 361–368. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0102-4>
- 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>
- Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S., 2013. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? *Environ. Res. Lett.* 8, 044045. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044045>
- Peixoto, L., Olesen, J.E., Elsgaard, L., Enggrob, K.L., Banfield, C.C., Dippold, M.A., Nicolaisen, M.H., Bak, F., Zang, H., Dresbøll, D.B., Thorup-Kristensen, K., Rasmussen, J., 2022. Deep-rooted perennial crops differ in capacity to stabilize C inputs in deep soil layers. *Sci Rep* 12, 5952. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09737-1>
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D.A., Béline, F., Benoit, M., Butault, J.-P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.-H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I., Pardon, L., 2013. Quelle contribution de l’agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? (Synthèse du rapport d’étude). INRA, France.
- 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.-L., 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.
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Douds, D., Seidel, R., 2005. Environmental, Energetic, and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems. *BioScience* 55, 573. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0573:EEAECO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0573:EEAECO]2.0.CO;2)
- Piringer, G., Steinberg, L.J., 2006. Reevaluation of Energy Use in Wheat Production in the United States. *Journal of Industrial Ecology* 10, 149–167. <https://doi.org/10.1162/108819806775545420>
- Poore, J., Nemecek, T., 2018. Reducing food’s environmental impacts through producers and consumers. *Science* 360, 987–992. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- Powelson, D.S., Whitmore, A.P., Goulding, K.W.T., 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science* 62, 42–55. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x>
- Preux, T., 2021. Cartographie de la densité de haies en France métropolitaine. France.
- 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>
- Ribes, A., Boé, J., Qasmi, S., Dubuisson, B., Douville, H., Terray, L., 2022. An updated assessment of past and future warming over France based on a regional observational constraint. *Earth Syst. Dynam.* 13, 1397–1415. <https://doi.org/10.5194/esd-13-1397-2022>

- Rogissart, L., Foucherot, C., Bellassen, V., 2019. Estimating greenhouse gas emissions from food consumption: methods and results (Rapport de Recherche).
- Rudolph, G., Hörtenhuber, S., Bochicchio, D., Butler, G., Brandhofer, R., Dippel, S., Dourmad, J., Edwards, S., Früh, B., Meier, M., Prunier, A., Winckler, C., Zollitsch, W., Leeb, C., 2018. Effect of Three Husbandry Systems on Environmental Impact of Organic Pigs. *Sustainability* 10, 3796. <https://doi.org/10.3390/su10103796>
- Rugani, B., de Souza, D.M., Weidema, B.P., Bare, J., Bakshi, B., Grann, B., Johnston, J.M., Raymundo Pavan, A.L., Liu, X., Laurent, A., Verones, F., 2019. Towards integrating the ecosystem services cascade framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. *Sci Total Environ* 690, 1284–1298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.023>
- Sandström, V., Valin, H., Krisztin, T., Havlik, P., Herrero, M., Kastner, T., 2018. The role of trade in the greenhouse gas footprints of EU diets. *Global Food Security* 19, 48–55. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.08.007>
- Sautereau, N., Benoit, M., 2016. Quantification et chiffrage des externalités de l'agriculture biologique (Rapport d'étude). ITAB.
- Scherhauser, S., Moates, G., Hartikainen, H., Waldron, K., Obersteiner, G., 2018. Environmental impacts of food waste in Europe. *Waste Management* 77, 98–113. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.038>
- 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., Geizendorffer, 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>
- 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.
- Sieber, P., Böhme, S., Ericsson, N., Hansson, P.-A., 2022. Albedo on cropland: Field-scale effects of current agricultural practices in Northern Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 321, 108978. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.108978>
- Skinner, C., Gattinger, A., Krauss, M., Krause, H.-M., Mayer, J., van der Heijden, M.G.A., Mäder, P., 2019. The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. *Sci Rep* 9, 1702. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38207-w>
- Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R., Niggli, U., 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management — A global meta-analysis. *Science of The Total Environment* 468–469, 553–563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.098>
- Smith, L.G., Kirk, G.J.D., Jones, P.J., Williams, A.G., 2019. The greenhouse gas impacts of converting food production in England and Wales to organic methods. *Nat Commun* 10, 4641. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12622-7>
- Smith, L.G., Williams, A.G., Pearce, Bruce.D., 2015. The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renew. Agric. Food Syst.* 30, 280–301. <https://doi.org/10.1017/S1742170513000471>
- 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>
- Treu, H., Nordborg, M., Cederberg, C., Heuer, T., Claupein, E., Hoffmann, H., Berndes, G., 2017. Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. *Journal of Cleaner Production* 161, 127–142. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.041>
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 12.
- 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 Wagenberg, C.P.A., De Haas, Y., Hogeveen, H., Van Krimpen, M.M., Meuwissen, M.P.M., Van Middelaar, C.E., Rodenburg, T.B., 2017. Animal Board Invited Review: Comparing conventional and organic livestock production systems on different aspects of sustainability. *Animal* 11, 1839–1851. <https://doi.org/10.1017/S175173111700115X>
- Vargas, J., Ungerfeld, E., Muñoz, C., DiLorenzo, N., 2022. Feeding Strategies to Mitigate Enteric Methane Emission from Ruminants in Grassland Systems. *Animals* 12, 1132. <https://doi.org/10.3390/ani12091132>
- Vibart, R., De Klein, C., Jonker, A., Van Der Weerden, T., Bannink, A., Bayat, A.R., Crompton, L., Durand, A., Eugène, M., Klumpp, K., Kuhla, B., Lanigan, G., Lund, P., Ramin, M., Salazar, F., 2021. Challenges and opportunities to capture dietary effects in on-farm greenhouse gas emissions models of ruminant systems. *Science of The Total Environment* 769, 144989. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.144989>
- Wang, C., Amon, B., Schulz, K., Mehdi, B., 2021. Factors That Influence Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Soils as Well as Their Representation in Simulation Models: A Review. *Agronomy* 11, 770. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040770>
- Zira, S., Rydhmer, L., Ivarsson, E., Hoffmann, R., Rööös, E., 2021. A life cycle sustainability assessment of organic and conventional pork supply chains in Sweden. *Sustainable Production and Consumption* 28, 21–38. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.03.028>

Le document "Chapitre | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : le climat" 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 :
  - Valentin Bellassen (INRAE UMR CESAER), directeur de recherche, économie, domaines d'expertise : Impact environnemental ; Produits sous signe de qualité - **relecteur**
  - Sylvain Pellerin (INRAE UMR ISPA), directeur de recherche, agronomie, domaines d'expertise : Agriculture ; Atténuation du changement climatique ; Cycles carbone-azote-phosphore - **relecteur**
  - Thomas Nesme (INRAE UMR ISPA), directeur de recherche, agronomie, domaines d'expertise : Cycles biogéochimiques ; Émissions de GES - **relecteur**
  - Haye Van-der-Werf (INRAE UMR SAS) ingénieur de recherche, agronomie, domaines d'expertise : Agroécologie ; Analyse en cycle de vie - **relecteur**
  - Marc Benoit (INRAE UMRH), ingénieur de recherche, agroéconomie, domaines d'expertise : Impact environnemental ; Agriculture biologique ; Élevage - **relecteur**
  - Isabelle Savini (INRAE DEPE) ingénieure de recherche, domaines d'expertise : Rédaction ; Coordination éditoriale - **relectrice**
- ▶ Relecture interne : 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

Août 2024

Pour citer ce document : Dallaporta B., Sautereau N., 2024, "Chapitre|Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : atténuation du changement climatique, dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique", ITAB, 2024, 77p.

Licence : CC BY 4.0



Le document « Chapitre|Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : atténuation du changement climatique » © 2024 par Bastien Dallaporta et Natacha Sautereau (ITAB) est protégé par la licence CC BY 4.0. Pour en savoir plus sur cette licence, visitez la page <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Contact : [communication@itab.asso.fr](mailto:communication@itab.asso.fr)

Financé par :

Co-financeur :



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

Liberté  
Égalité  
Fraternité

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

