



HAL
open science

Évaluer les impacts des activités agricoles sur la biodiversité : analyse des méthodes d'évaluation

Corentin Babin, Sandrine Espagnol, Joël Aubin

► To cite this version:

Corentin Babin, Sandrine Espagnol, Joël Aubin. Évaluer les impacts des activités agricoles sur la biodiversité : analyse des méthodes d'évaluation. *Innovations Agronomiques*, 2025, 104, pp.105-118. <10.17180/ciag-2025-vol104-art09>. <hal-05176373>

HAL Id: hal-05176373

<https://hal.inrae.fr/hal-05176373v1>

Submitted on 22 Jul 2025

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

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



Distributed under a Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0 - Attribution - Non-commercial use - No Derivative Works - International License



Évaluer les impacts des activités agricoles sur la biodiversité : analyse des méthodes d'évaluation

Corentin BABIN^{1,2}, Sandrine ESPAGNOL¹, Joël AUBIN²

¹ IFIP, 9 boulevard du Trieux, 35740 Pacé, France

² INRAE UMR SAS, 65 rue de Saint Briec, 35042 Rennes, France

Correspondance : joel.aubin@inrae.fr

Résumé

L'évaluation des impacts des activités agricoles sur la biodiversité est un enjeu majeur pour le développement de systèmes de production plus durables. Cette étude présente les principaux enseignements issus d'une analyse des méthodes d'évaluation existantes afin d'identifier leurs avantages et leurs limites. À partir d'une revue systématique de la littérature, sept méthodes ont été sélectionnées. Elles sont issues du cadre de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) pour cinq d'entre elles. Ces approches se concentrent majoritairement sur la biodiversité compositionnelle (richesse spécifique), tandis que les dimensions fonctionnelles et structurelles restent peu explorées. Outre la représentation de la biodiversité dans les méthodes, la sensibilité des méthodes et l'inclusion des pratiques agricoles demeurent limitées en raison d'un manque de données adaptées et de la complexité des relations entre pratiques et biodiversité. Les méthodes d'évaluation tendent à se complexifier, remettant en cause leur accessibilité et leur compréhensibilité. Afin d'améliorer ces évaluations, nous recommandons notamment le développement de bases de données ouvertes, le développement des approches fonctionnelles de la biodiversité et le couplage de différentes approches méthodologiques pour une meilleure représentation des interactions entre agriculture et biodiversité.

Mots-clés : Diversité spécifique, Evaluation environnementale, analyse du cycle de vie, pratiques agricoles, durabilité

Abstract : Assessing the impact of agricultural activities on biodiversity: analysis of assessment methods

Assessing the impact of agricultural activities on biodiversity is a major challenge for the development of more sustainable production systems. This study presents the main findings of an analysis of existing assessment methods, in order to identify their advantages and limitations. Based on a systematic review of the literature, seven methods were selected. Five of them are based on the Life Cycle Assessment (LCA) framework. These approaches focus mainly on compositional biodiversity (species richness), while functional and structural dimensions remain little explored. In addition to the representation of biodiversity in the methods, the sensitivity of the methods and the inclusion of agricultural practices remain limited due to a lack of suitable data and the complexity of the relationships between practices and biodiversity. Assessment methods are becoming increasingly complex, calling into question their accessibility and comprehensibility. To improve these assessments, we recommend in particular the development of open databases, the development of functional approaches to biodiversity and the coupling of different methodological approaches for a better representation of interactions between agriculture and biodiversity.

Keywords: species diversity, environmental assessment, life cycle assessment, agriculture practices, sustainability



1. Introduction

La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) définit la diversité biologique comme « la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Convention sur la diversité biologique, 1992). D'un point de vue opérationnel, la biodiversité peut être définie par trois composantes interdépendantes: la composition, la structure et le fonctionnement (Noss, 1990). En théorie, ces composantes montrent des trajectoires convergentes dans leurs variations et opèrent à toutes les échelles géographiques et à tous les niveaux d'organisation du vivant.

En raison de l'étendue et de la complexité du vivant, les méthodes d'évaluation ont pour principal objectif de fournir une analyse systématique, précise et objective afin de mesurer et comprendre les impacts des activités humaines sur la biodiversité et d'identifier les leviers d'action pour les améliorer. En outre, les informations fournies par ces méthodes sont nécessaires pour répondre aux défis de l'érosion de la biodiversité.

L'accompagnement de la décision par une évaluation multicritère « *va reposer sur la capacité à produire un système d'évaluation cohérent, en adéquation avec les objectifs fixés par les porteurs d'enjeux et autres acteurs, et s'appuyant sur un ensemble de données mesurables* » (Lairez et al., 2017). Les besoins de compréhension et d'évaluation des impacts environnementaux sont de plus en plus évoqués afin de pouvoir guider les politiques, les consommateurs, les agriculteurs et la recherche vers la conception et l'adoption de systèmes de production agricoles plus durables. La prise en compte de la biodiversité dans les méthodes d'évaluation multicritère de la durabilité des systèmes de production agricoles demeure un défi, à cause des caractères multidimensionnel et agrégatif des méthodes couramment utilisées comme l'analyse du cycle de vie (ACV).

L'étude présentée ici, avait un objectif d'amélioration de la prise en compte de la biodiversité comme élément de caractérisation et d'amélioration des systèmes agricoles. Elle porte en particulier sur une analyse critique des méthodes disponibles dans la littérature scientifique évaluant l'impact des produits, systèmes et pratiques agricoles sur la biodiversité ordinaire dans un périmètre « du berceau aux portes de la ferme » avec comme caractéristique principale, la sensibilité aux pratiques agricoles « locales » et aux caractéristiques des territoires. Cet article présente les principaux enseignements acquis sur l'analyse des méthodes d'évaluation de la biodiversité associée aux pratiques agricoles.

2. Matériel et méthodes

Les méthodes d'évaluation de la biodiversité ont été recherchées sur Web Of Science en décembre 2023. La requête mobilisée était la suivante : « Biological diversity OR Biodiversity AND Assess* OR evaluation OR Method* OR quantif* AND Land use OR agricultur* OR farm* » affinée par date de publication égale ou supérieure à 2015. Ce choix de date est justifié à la fois par la nécessité de restreindre la recherche et par le fait que les méthodes récentes sont en majorité construites à partir de l'adaptation ou l'évolution des modèles ou indicateurs de méthodes préexistants. Le choix de ne retenir que des méthodes publiées dans des revues scientifiques à comité de lecture, a de fait exclu des méthodes développées par des acteurs des filières comme Biotex développé par l'IDELE (BIOTEX, 2014).

Parmi plus de 500 articles issus de la recherche, 57 jugés d'intérêt ont été identifiés sur la base de leur titre et abstract. Une sous-sélection a été opérée en mobilisant les critères de sélection suivants, définis avec le groupe de pilotage du projet :

- Article proposé dans des revues à comité de lecture en anglais, ou en français.
- Proposition d'une méthode originale, pouvant résulter d'une évolution de méthodes déjà existantes (e.g. un ajout de paramètres ou de modèles).



- Méthode prenant en compte les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité, *a minima*, au travers d'un type de land use général « terres agricoles ». Les hypothèses sur les relations "de causes à effets" mobilisées dans la méthode doivent être décrites de façon suffisamment explicite, ou en citant des sources accessibles.
- Choix justifié de composantes ou d'éléments constitutifs de la biodiversité utilisés pour qualifier le lien agriculture-biodiversité.
- Méthode conduite avec un nombre réduit d'informations ou d'observations de terrain.
- Documents associés à la méthode reposant sur des fondements scientifiques transparents et explicites. Les étapes de réalisation, les méthodes de calcul ainsi que les paramètres à renseigner doivent être fournis.
- Méthode ayant un niveau de généricité suffisant. Elle ne doit pas être focalisée sur une seule pratique ou un seul type de culture (e.g. production de kiwis).

In fine, sept méthodes ont été sélectionnées à partir de ces critères (tableau 1).

3. Résultats

3.1. Généralités sur les méthodes

Parmi les 7 méthodes ayant fait l'objet d'une étude approfondie, 5 ont été développées dans le champ méthodologique de l'analyse de cycle de vie (ACV). De manière générale, la plupart des articles passés en revue étaient soit des méthodes développées dans ce champ méthodologique soit des articles relatifs aux méthodologies en lien avec l'ACV. L'ACV propose un cadre méthodologique d'évaluation multicritère normé (ISO 14040 et 14044). Les flux entrants et sortants du produit, système ou service étudié, à chacune de ses étapes de cycle de vie, sont comptabilisés et associés à des impacts environnementaux (changement climatique, eutrophisation, raréfaction des ressources, biodiversité, etc.). L'évaluation des impacts des activités humaines sur la biodiversité, en particulier de l'agriculture, est une priorité dans le développement de méthodes ACV (Jolliet et al., 2014) et a suscité beaucoup de travaux (voir par exemple Curran et al., 2016). Dans un premier temps, les travaux se sont concentrés sur la prise en compte de l'impact du changement d'utilisation des terres, c'est-à-dire la conversion d'espaces naturels/semi-naturels vers des espaces anthropisés (typiquement terres arables, prairies, zones urbaines et forêts gérées). La conversion des espaces (semi)naturels est reconnue comme le principal facteur de l'érosion de la biodiversité (Jaureguiberry et al., 2022). Dans un second temps, des efforts ont été réalisés sur la prise en compte de la façon dont les terres sont gérées (l'utilisation des terres). Par exemple, dans le cas d'une utilisation des terres de type « terres arables », en prenant en compte les éléments classiquement pris en compte dans les méthodes d'évaluation de la durabilité des exploitations agricoles tels que la dose d'azote apportée ou l'utilisation de produits phytosanitaires. Il existe un manque de consensus sur l'approche la plus appropriée et le développement de méthodes capables de prendre en compte différents aspects de la biodiversité dans des approches plus globales reste un défi. Les méthodes proposées se basent en grande majorité sur une évaluation de la biodiversité dite « compositionnelle », au travers de changements de richesse spécifique, traduisant une perte potentielle d'espèces. Les méthodes destinées à évaluer les effets sur la biodiversité dans un cadre ACV proposent des impacts environnementaux calculés en « potential disappeared fraction of species » par unité de surface (PDF/m²), afin de faire le lien entre une utilisation de surface et une perte en taxons (généralement espèces) au travers d'un facteur de caractérisation (CF).


Tableau 1 : Présentation des méthodes d'évaluation de la biodiversité des systèmes agricoles retenues

Méthode	Objectif	Approche
Chaudhary & Brooks, 2018	Quantifier l'impact de différents grands types de land use sur la richesse spécifique de 5 grands taxons à l'échelle "locale" (écorégion/pays) et "globale" (risque d'extinction) en prenant en compte la conversion des habitats et l'intensité de l'utilisation des terres.	Modèle Countryside Species-Area Relationship (C-SAR) et score de vulnérabilité des espèces (à l'échelle "globale"). Utilisation de classes d'intensité d'utilisation des terres.
de Baan et al., 2015	Quantifier l'impact de différents land use sur la richesse spécifique des mammifères avec une haute résolution à l'échelle "locale" en tenant compte du statut de rareté de l'espèce et du risque d'extinction.	Habitat Suitability Modeling (HSM)
Knudsen et al., 2017	Quantifier l'impact de différents land use sur la richesse spécifique des plantes en se basant sur les données collectées sur 6 cas d'études en Europe (projet BioBio) et en différenciant les effets de l'agriculture biologique et de l'agriculture conventionnelle.	Species-Area Relationship (SAR)
Kuipers et al., 2021	Quantifier l'impact de différents land use sur la richesse spécifique de 5 taxons en considérant l'impact de la conversion des terres ainsi que celle de la fragmentation à l'échelle "locale" (écorégion) et "globale" (risque d'extinction).	Species-Habitat Relationship (SHR), modèle basé sur le modèle C-SAR en remplaçant la variable de surface par la variable Equivalent Connected Area (ECA)
Lindner et al., 2019	Quantifier l'écart à la "naturalité" de différents land use en se basant sur le concept d'hémérobie et en prenant notamment en compte les effets des pratiques agricoles intra-parcellaires.	Etablissement d'un cadre de calcul comprenant notamment l'emploi d'une fonction générique de contribution à la biodiversité dont les valeurs sont ajustées et transformées en fonction des classes d'hémérobie des types de land use afin de calculer un écart à la naturalité
Scherer et al., 2023	Quantifier l'impact de différents types de land use sur la richesse spécifique de 5 taxons en considérant la conversion des terres, la fragmentation et l'intensité l'utilisation des terres.	Species-Habitat Relationship (SHR), modèle basé sur le modèle C-SAR en remplaçant la variable de surface par la variable Equivalent Connected Area (ECA). Utilisation de classes d'intensité d'utilisation des terres.
Soulé et al., 2023	Qualifier les impacts directs et indirects (ressource trophique) des pratiques agricoles intra-parcellaires ainsi que des éléments de paysage sur la biodiversité compositionnelle (4 taxons) à l'échelle des systèmes de cultures.	Arbre de décision hiérarchique basé sur l'approche DEXi

3.2. Modèle et situation de référence

Afin de quantifier les pertes d'espèces potentielles, ces méthodes se basent sur des modèles, majoritairement de type « surface-espèces », typiquement le modèle « Species-Area Relationship » (SAR) ou ses dérivés (fig. 1). Ces modèles font la relation entre la superficie d'un habitat/partie d'habitat (ici, un espace anthropisé) et le nombre d'espèces présentes sur cette surface par rapport à une situation de référence (dite naturelle). Le choix de la situation de référence est un point essentiel puisque l'impact quantifié et l'interprétation de l'utilisateur en dépendent. Pourtant, les situations de référence restent difficiles à déterminer et les informations précises sur ces systèmes de référence ont été les plus difficiles à obtenir dans cette étude. On retrouve 3 types de situations de référence dans les cadres d'évaluation ACV et qui sont généralisables à toutes les méthodes d'évaluation: (i) PNV (Potential Natural Vegetation) qui décrit l'état espéré de la végétation d'une surface en l'absence d'intervention humaine (ii) « current mix of natural habitat » : qui désigne les niveaux de biodiversité trouvés dans les habitats naturels

actuellement et (iii) « Current mix of land use » qui correspond aux niveaux de biodiversité trouvés dans les différents types de land use actuellement. Les méthodes associent la situation de référence à la zone d'étude, généralement à l'échelle de l'écorégion.

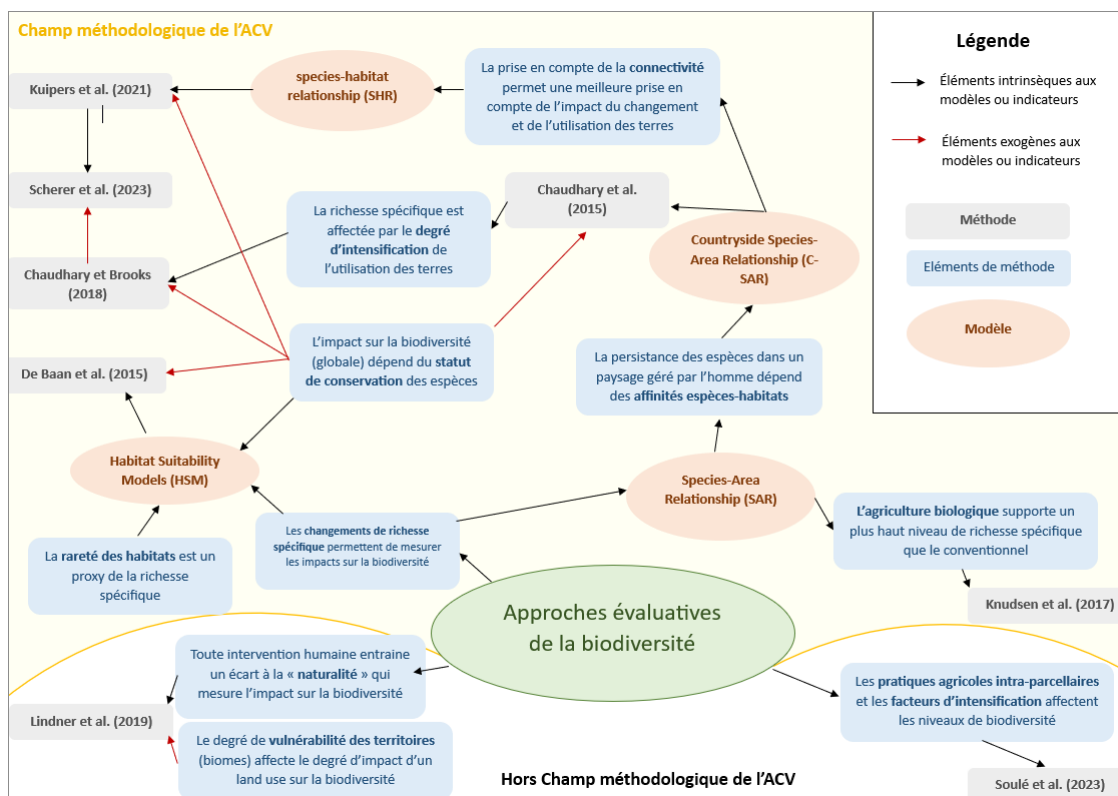


Figure 1 : Hypothèses sous-jacentes et décomposition des méthodes en fonction des paramètres intrinsèques aux modèles ou indicateurs mobilisés et en fonction des paramètres exogènes aux modèles ou indicateurs intégrés dans la méthode

3.3. Organismes de référence

Ces modèles sont paramétrés pour un ou plusieurs taxons de référence (ex : les oiseaux, les vertébrés, les plantes vasculaires, etc.) en fonction des bases de données mobilisées. Les méthodes qui se basent sur ce type de modèle se différencient par la modification ou l'ajout de paramètres ; par exemple il existe une évolution du modèle SAR, nommé « Countryside-SAR » (Chaudhary et al., 2015), qui se différencie par l'ajout d'un paramètre d'affinité espèce-habitat qui classe les différentes espèces dans des groupes ayant des affinités particulières pour les différents habitats (fig. 1). Les méthodes peuvent aussi se différencier par l'ajout d'un paramètre exogène au modèle. Dans les méthodes étudiées, il s'agit d'un paramètre qui répond à une demande de préservation des espèces ayant un risque d'extinction reconnu. Ce paramètre est dépendant du niveau de risque d'extinction des espèces concernées, la plupart du temps défini par un niveau d'endémisme ou une abondance à l'échelle mondiale.

Le cadre méthodologique présenté ci-dessus est un cadre général et certaines méthodes sont développées en dehors de celui-ci. C'est le cas de deux méthodes évoquées dans ce document, qui sont élaborées dans un champ méthodologique hors ACV (fig. 1). L'une est développée en s'appuyant sur le concept d'hémérobie (Lindner et al., 2019) qui estime des écarts à la naturalité allant de « ahémérobie » (paysages et habitats naturels non perturbés) à « metahémérobie » (zones artificielles, ou très perturbées) et est qui basée sur des relations prédéfinies entre une opération (par exemple une dose d'azote) et un niveau de biodiversité. La seconde prend la forme d'un arbre de décision multicritère (Soulé et al. 2023), utilisant la méthode DEXi (Craheix et al., 2015), qui se base également sur des relations de causes à effets prédéfinies et qui a l'originalité de prendre en compte les relations trophiques entre les taxons étudiés.



4. Discussion

4.1 Vision de la biodiversité

Les méthodes d'évaluation identifiées dans cette étude reposent exclusivement sur l'évaluation des impacts sur la biodiversité compositionnelle, quasi exclusivement au travers de variations de richesse spécifique. Ce choix méthodologique repose principalement sur le fait que la richesse spécifique est une métrique simple, intuitive et sensible aux changements des communautés. De plus, elle repose sur des données de type "présence/absence" qui nécessitent une collecte d'information moins importante que d'autres métriques. Cependant, la richesse spécifique seule ne suffit pas à caractériser la biodiversité dans son ensemble et n'est sensible qu'à des événements provoquant des changements extrêmes, c'est-à-dire des disparitions d'espèces. Cependant, les relations entre la richesse spécifique et le fonctionnement des écosystèmes restent encore à éclaircir voire à établir. On peut certes considérer que plus le nombre d'individus, toutes espèces confondues, assurant une même fonction écologique est grand, plus l'efficacité de cette fonction sera grande et stable, mais l'effet du nombre d'espèces est plus difficile à appréhender. L'enjeu principal des systèmes agricoles reste de nourrir la population or la durabilité des systèmes de production est dépendante du maintien des fonctions écologiques dans les agrosystèmes, et donc, de la biodiversité. C'est pourquoi de nombreux auteurs, principalement issus du domaine de l'écologie, recommandent le développement d'approches incorporant également des métriques d'abondance des espèces *a minima*. La réconciliation entre la préservation des espèces et le fonctionnement des écosystèmes pourrait ouvrir un espace de discussion entre écologues et agronomes. Cependant, les approches fonctionnelles n'ont pas pu être explorées dans ce travail en raison d'un manque de références dans les méthodes recherchées.

Une autre vision, qui répond à une demande sociétale forte, est la prise en compte du risque d'extinction des espèces. Tout comme l'approche par la richesse spécifique, c'est une vision très préservatrice de la biodiversité considérée par un nombre d'espèces, les méthodes qui prennent en compte l'impact de la conversion des terres évaluent aussi les impacts (« globaux ») en fonction de la vulnérabilité des territoires via les risques d'extinction d'espèces (endémisme, statut de conservation). De même que pour l'utilisation de la richesse spécifique seule, la principale limite de cette approche est de n'être sensible au déclin d'une population que lorsque celle-ci atteint un seuil suffisamment « critique ». D'autant que les bases de données mobilisées, principalement l'IUCN Red List (*The IUCN Red List of Threatened Species, 2023*), sont encore très incomplètes malgré les efforts importants de complétion fournis. Si les espèces d'oiseaux, les mammifères et les amphibiens sont bien représentées dans la base de données IUCN, les lacunes sont encore considérables pour les espèces du règne végétal, les espèces aquatiques (marines) et pour les invertébrés.

4.2 Couverture taxonomique

La réponse observée / mesurée des espèces à des perturbations dépend des groupes taxonomiques étudiés (Babin et al., 2023). Certains auteurs considèrent que certains groupes taxonomiques sont à prioriser pour évaluer les impacts sur la biodiversité. Par exemple, porter une évaluation sur le taxon des végétaux permettrait de représenter l'entièreté des taxons en raison de leur positionnement dans le réseau trophique et de leurs autres fonctions (en particulier la fourniture d'habitats). D'autres auteurs considèrent que la couverture taxonomique doit être la plus large possible. Les groupes taxonomiques les plus représentés dans les méthodes sont les plantes, les oiseaux, les mammifères, les amphibiens et les reptiles (tableau 2).

Cependant, la quantité et la qualité des données peuvent différer en fonction des taxons. Il en résulte une prise en compte partielle des taxons connus. Le choix des taxons diffère entre ceux pris en compte dans les études menées sur le terrain et ceux pris en compte dans les méthodes d'évaluation de la biodiversité. A titre d'exemple, certains taxons sont très représentés comme ceux appartenant aux vertébrés alors (i)



qu'ils ne représentent qu'une petite partie de la diversité terrestre aussi bien en termes d'abondance (Baron et al. 2019) qu'en nombre d'espèces et (ii) qu'il y a bien moins d'études sur les effets des pratiques ou systèmes agricoles sur les vertébrés que sur d'autres groupes comme les invertébrés (notamment nématodes) ou microorganismes (notamment bactéries) (Babin et al., 2023). Cela s'explique par le manque de bases de données de référence mobilisables. Il est aussi plus aisé d'obtenir des données de présence avec des organismes facilement observables (vertébrés) qu'avec des organismes moins visibles qui requièrent des techniques analytiques spécifiques, en particulier les microorganismes. Ce constat interroge sur la capacité des méthodes à retranscrire le savoir acquis dans les études agronomiques de terrain. Pour d'autres méthodes comme Lindner et al. (2019), il est plus difficile d'appréhender la notion de couverture taxonomique, car elles sont basées sur des concepts non directement compatibles avec cette notion (ici l'hémérobie).

Tableau 2 : Couverture taxonomique et des composantes de biodiversité des méthodes retenues

	Vertébrés				Invertébrés		Micro-organismes		Végétaux	Ecosystème / communauté			Espèce			Génétique			Risque d'extinction
	Mammifères	Oiseaux	Amphibiens	Reptiles	Arthropodes	Nématodes	Bactéries	Fungi	Plantes	Composition	Structure	Fonctions	Composition	Structure	Fonctions	Composition	Structure	Fonctions	
Chaudhary et Brooks. (2018)	✓	✓	✓	✓	x	x	x	x	✓	✓	x	x	x	x	x	x	x	x	✓
de Baan et al. (2015)	✓	x	x	x	x	x	x	x	x	✓	x	x	x	x	x	x	x	x	✓
Knudsen et al. (2017)	x	x	x	x	x	x	x	x	✓	✓	x	x	x	x	x	x	x	x	✓
Kuipers et. (2021)	✓	✓	✓	✓	x	x	x	x	x	✓	✓	x	x	x	x	x	x	x	✓
Lindner et al. (2019)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	±	±	x	±	x	x	x	x	x	±
Scherer et al. (2023)	✓	✓	✓	✓	x	x	x	x	✓	✓	✓	x	x	x	x	x	x	x	✓
Soulé et al. (2023)	±	±	±	±	±	±	±	±	±	✓	✓	±	±	x	x	x	x	x	x
Meta-analyses (Babin et al. 2023)	±	±	±	±	±	✓	✓	✓	✓	✓	✓	±	±	x	x	x	x	x	x
	x	Pas pris en compte																	
	±	Pris en compte à un degré variable, incertain																	
	✓	Pris en compte																	

4.3 Prise en compte des pratiques agricoles

Le principal objectif de notre étude est d'identifier des méthodes impliquant les modifications des pratiques agricoles intra-parcellaires. Le tableau 3 résume les différentes pratiques supra ou intra-parcellaire prises en compte dans les méthodes.

On peut distinguer 3 grands types d'approches afin de prendre en compte les pratiques agricoles :

La première approche consiste en l'évolution des méthodes qui se sont concentrées sur l'évaluation de l'impact de la conversion des terres en premier lieu (Chaudhary & Brooks, 2018; de Baan et al., 2015; Kuipers et al., 2021; Scherer et al., 2023). Initialement basées sur le modèle SAR, deux innovations conjointes ont vu le jour. La première consiste en la prise en compte de la fragmentation du paysage en incorporant un paramètre de connectivité (ECA dans Kuipers et al., 2021) ; la seconde consiste en l'établissement de classes d'intensité des opérations agronomiques pour les différents types d'utilisation des terres à partir de données cartographiques (Chaudhary & Brooks, 2018). Par la suite, ces innovations ont été conjointement employées dans une nouvelle méthode proposée par Scherer et al. (2023). La documentation sur la détermination exacte de ces classes n'est, à notre connaissance, pas intégralement



disponible. Ceci interroge sur la réelle prise en compte des pratiques telles que présentées dans les publications des méthodes. Scherer et al. (2023) reprennent une méthodologie similaire à Chaudhary & Brooks (2018) en proposant les mêmes 3 classes d'intensité avec la même cartographie pour l'utilisation de l'azote et de phosphore. Ils ajoutent une cartographie pour l'utilisation de surfaces en prairies considérant les prairies non pâturées comme ayant le moins d'impact, les parcours comme intermédiaires et les prairies pâturées avec l'impact le plus élevé. Ils ajoutent également une cartographie afin de prendre en compte l'impact de l'irrigation à partir d'un indicateur basé sur les zones possédant des équipements pour l'irrigation (tableau 3).

La seconde approche consiste en des méthodes centrées sur les pratiques intra-parcellaires, prenant également en compte des composantes paysagères (Lindner et al., 2019; Soulé et al., 2023). Ces méthodes intègrent un plus grand nombre de pratiques agricoles, mais les choix d'inclusion des pratiques (et les valeurs de références associées) ne sont pas explicites. Lindner et al. (2019) présentent l'avantage de prendre en compte certains aspects comme la conservation des sols, les formes d'azote apportées (organique ou minérale), l'application de produits phytosanitaires ou les composantes paysagères. D'autres métriques peuvent susciter des interrogations, aussi bien sur la pertinence que sur la faisabilité, par exemple un indicateur de diversité des adventices. Les métriques relatives à la production animale sont absentes comme le chargement qui est un facteur majeur d'intensité de gestion des prairies (Babin et al. 2023). Soulé et al. (2023) présentent l'avantage d'une inclusion assez large de pratiques avec des limites similaires à celles de Lindner et al. (2019). La principale limite est que la méthode est orientée sur l'évaluation du système de culture et doit donc être complétée par d'autres méthodes ou indicateurs pour prendre en compte les systèmes d'élevage.

La troisième approche n'est représentée ici que par Knudsen et al. (2017) qui ont fait le choix de distinguer l'impact des systèmes en agriculture biologique des systèmes conventionnels. Il est envisageable de considérer que la méthode prend en compte indirectement l'emploi de produits de synthèse (produits phytosanitaires et type de fertilisation), et des pratiques comme la complexité des rotations ou l'utilisation d'OGM. Mais l'originalité première de cette approche est que la méthodologie est basée sur un ensemble de données provenant d'inventaires de la richesse spécifique des espèces végétales observées dans les terres agricoles et forêts européennes.

Tableau 3 : Prises en compte des pratiques agricoles dans les méthodes

		Chaudhary et Brooks. (2018)	Scherer et al. (2023)	Kuipers et. (2021)	de Baan et al. (2015)	Lindner et al. (2019)	Knudsen et al. (2017)	Soulé et al. (2023)				
Elements supra-parcellaires	Conversion	C-SAR	SHR	SHR	HSM							
	Fragmentation		ECA	ECA		Taille des parcelles		Connectivité				
						Eléments de structure (%)		Nombre de catégories de land cover				
								% habitats semi-naturels				
Taille des parcelles												
Pratiques intraparcellaires	Produits phytosanitaires	Classes d'intensité basées sur l'utilisation de cartographies d'utilisation d'azote et de phosphore à l'échelle mondiale + une carte d'intensité des types d'utilisation des terres (modalités de détermination non trouvées)	Classes d'intensité basées sur l'utilisation de cartographies d'utilisation d'azote et de phosphore à l'échelle mondiale + une cartographie différenciant prairie /parcours/pâturage + une cartographie des équipements pour l'irrigation (% zone)			Nombre de traitements	Agriculture biologique vs conventionnelle	Nombre de traitements herbicides, insecticides et autres				
	Fertilisation						Quantité d'azote	Quantité d'azote				
						Type de fertilisants						
	Cultures de couvertures					Sol couvert (% temps)						
	Associations											
	Labour							Classe d'intensité : semis direct/non-inversion/labour				
	Pâturage											
	Rotation					Score		Nombre de cultures (rotation)				
	Autres									Nombre d'adventices		Ressources trophiques
										Fréquence d'occurrence d'espèces rares		Nombre de cultures (assolement)
										Mouvement du sol (L/ha)		Nombre de fauches
										Désherbage mécanique		Liens trophiques (impact indirecte)
	Légende					Couvert	En partie couvert / à définir précisément	Non-couvert				



4.4 Limites méthodologiques

Une des limites majeures de notre étude concerne les modalités d'identification des méthodes, notamment le fait qu'elles aient été publiées dans des journaux à comité de lecture et par l'utilisation d'un critère de faisabilité (nombre réduit d'informations ou d'observation de terrain). Dans ce travail, ce sont des méthodes à large échelle (au-delà de l'exploitation) qui ont été principalement recensées.

La principale limite commune à toutes les méthodes d'évaluation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité est la disponibilité des données pour la caractérisation des pratiques ou pour la paramétrisation des modèles. Ce constat est d'autant plus vrai pour les méthodes du champ méthodologique de l'ACV qui nécessitent de grandes quantités de données. En ce qui concerne ces méthodes, la production de nouvelles cartes mondiales d'utilisation des terres à haute résolution, harmonisées et validées avec davantage de classes et d'intensités d'utilisation des terres, sont nécessaires pour réduire l'incertitude des facteurs de caractérisation, améliorer les couvertures taxonomique et géographique et surtout permettre une prise en compte des pratiques agricoles plus pertinente. Ces méthodes interrogent aussi par rapport à leur sensibilité aux variations des pratiques agricoles. Le modèle sur lequel est basé le calcul des classes d'intensité, varie peu (<10%) entre les classes d'intensité des utilisations de surface. Pour ces méthodes du cadre ACV, le risque de redondance (double comptage) avec d'autres objectifs environnementaux existe si l'on envisage l'intégration de la biodiversité dans les méthodes ACV plus classiques. Par exemple, les indicateurs d'impacts relatifs à l'eutrophisation prennent déjà en compte les quantités d'azote (ou de phosphore) appliquées. Un point de différenciation est que les impacts ACV « biodiversité » (étudiés dans cette étude) évaluent des impacts sur la biodiversité terrestre, alors que les impacts eutrophisation et toxicité considèrent des impacts sur une biodiversité plus large.

Les méthodes établies hors du champ méthodologique de l'ACV se trouvent être pertinentes pour l'inclusion des pratiques agricoles dans un contexte de manque de données et de connaissances précises sur les relations pratiques-biodiversité. Elles sont essentiellement basées sur une paramétrisation à dire d'expert ou sur la base d'études isolées. Néanmoins, les hypothèses ne sont pas assez explicitées et les données de référence de certains indicateurs peuvent être difficiles d'accès. Et ces méthodes peuvent aussi présenter des faiblesses méthodologiques comme l'applicabilité de certaines métriques ou encore des questions de structure, en particulier lors des processus d'agrégation.

Lorsque les méthodes prennent en compte la conversion et l'utilisation des terres, un poids beaucoup plus important est donné au facteur de conversion des terres. Certains auteurs suggèrent que si la plupart des espèces végétales sont éliminées (altération/destruction des habitats), cela induit la disparition des espèces animales en lien avec la perte des fonctions fournies par la végétation « naturelle » (ressources alimentaires, habitats, sites de reproduction, etc.). Le cas de conversion vers des utilisations de surfaces « basées sur le vivant » telles que les prairies, les forêts gérées voire les terres arables, est plus compliqué sur le long terme. Par exemple, les données empiriques de richesse spécifique des plantes vasculaires utilisées dans Knudsen et al. (2017) indiquent des niveaux de biodiversité plus importants en prairies qu'en forêt tempérée (qui est la référence). Le choix du poids de la conversion vs de l'utilisation des terres interroge donc sur la pertinence et la capacité de ces méthodes à rendre compte de l'impact des pratiques intra-parcellaires, c'est-à-dire qu'elles pourraient ne pas être assez sensibles pour distinguer les effets de changement de pratiques.

5. Conclusions et recommandations.

Les méthodes d'évaluation de la biodiversité sont façonnées par les valeurs des concepteurs traduites en choix méthodologiques. La construction de méthodes d'évaluation nécessite l'adoption d'approches



réductionnistes et/ou systémiques. Le choix de l'emploi d'une méthode dépend alors des objectifs de l'évaluation (Lairez et al., 2017). Par exemple, une méthode qui a vocation à informer et guider le consommateur via l'affichage environnemental doit apporter des informations mobilisables par les consommateurs pour leur permettre de comparer les produits au sein des catégories d'aliments. Le choix d'une méthode nécessite également un certain degré de consensus scientifique, par exemple à réaliser avec la concertation des initiatives internationales telles que le Product Environmental Footprint (*Commission Recommendation (EU) 2021*) ou le GLAM (*Life Cycle Initiative, 2023*), ce qui n'est pas couvert par notre étude. Le choix de la méthode nécessite aussi de s'interroger sur le poids à donner à la conversion par rapport aux modalités d'utilisation des terres ou encore au poids de la dimension géographique (importation, vulnérabilité des territoires d'origines).

Les méthodes d'évaluation tendent à se complexifier les rendant plus difficiles à appréhender. En effet, une grande partie des méthodes tend vers des modèles mathématiques de plus en plus complexes, demandant des jeux de données de plus en plus grands et spécifiques afin d'assurer des couvertures taxonomiques et géographiques larges. Ce point, associé à un manque de transparence des méthodologies déjà mentionné, représente un frein au développement, à la compréhension et à l'utilisation des méthodes. En conséquence, il peut exister un écart conséquent entre ce que l'on pense prendre en compte via l'utilisation d'une méthode et ce qui est réellement évalué.

Le principal levier identifié pour l'amélioration des méthodes est la production de nouvelles données pour l'ajout de paramètres ou la calibration des modèles et l'établissement de bases de données mobilisables ou encore pour l'établissement de liens de causes à effets entre pratiques et biodiversité. On peut constater l'évolution importante des méthodes sur cette dernière décennie profitant de la multiplication des bases données, ou encore du développement de nouveaux paramètres explicatifs.

D'autres éléments mériteraient d'être renforcés : (i) la représentation de la biodiversité dans les méthodes. Celle-ci est orientée vers la préservation des espèces et est généralement basée sur une unique métrique qu'est la richesse spécifique, or d'autres données pourraient être mobilisées telles que l'abondance relative des espèces. Ce serait un bon point de départ notamment pour le développement d'approches fonctionnelles qui pourraient être plus pertinentes dans un contexte agricole ; (ii) Il faut envisager le couplage de méthodes et/ou d'indicateurs. Il pourrait être intéressant de trouver une façon de coupler/ d'articuler des méthodes centrées sur les pratiques intra-parcellaires à des méthodes initialement centrées sur l'impact de la conversion des terres. Cela permettrait de résoudre le problème du poids de la conversion des terres comparé à l'utilisation des terres, et pourrait aider à augmenter la sensibilité des méthodes aux pratiques. Il faudra cependant veiller à éviter les potentiels double-comptages. Il serait alors intéressant de se pencher sur les travaux récents qui tentent de coupler les approches tel que la méthode BioMAPS (Maier, 2023) qui n'avait pas été identifiée initialement dans notre étude. Notre étude s'est concentrée sur les questions conceptuelles liées à l'élaboration des méthodes mais nous n'avons pas étudié les différences empiriques réelles liées à l'application de ces méthodes. Il est encore difficile de prédire comment les différences méthodologiques se traduisent par des résultats d'évaluation d'impact différents. Ce type de travaux est très rare dans la littérature mais pourrait s'avérer essentiel à l'avenir pour la construction d'un consensus, en particulier dans un contexte de multiplication rapide des approches évaluatives.

Ethique

Les auteurs déclarent que les expérimentations ont été réalisées en conformité avec les réglementations nationales applicables.

Déclaration sur la disponibilité des données et des modèles

Les données qui étayaient les résultats évoqués dans cet article sont accessibles sur demande auprès de l'auteur de correspondance de l'article.



Déclaration relative à l'Intelligence artificielle générative et aux technologies assistées par l'Intelligence artificielle dans le processus de rédaction.

Les auteurs n'ont pas utilisé de technologies assistées par intelligence artificielle dans le processus de rédaction.

ORCID des auteurs

Sandrine Espagnol : <https://orcid.org/0000-0001-9533-9477>, Joël Aubin : <https://orcid.org/0000-0003-4081-5426>

Contributions des auteurs

Tous les auteurs ont contribué à la conceptualisation et à la conception de l'étude. La méthodologie, la collecte des données, l'analyse et la rédaction ont été réalisées par C. B. La supervision a été assurée par J. A. et S. E. La première version de l'article a été rédigée par C. B. Tous les auteurs ont commenté les versions précédentes de l'article. Tous les auteurs ont lu et approuvé la version finale de l'article.

Déclaration d'intérêt

Les auteurs déclarent ne pas travailler, ne pas conseiller, ne pas posséder de parts, ne pas recevoir de fonds d'une organisation qui pourrait tirer profit de cet article, et ne déclarent aucune autre affiliation que celles citées en début d'article.

Remerciements

Les auteurs remercient les groupements d'intérêt scientifique Avenir élevage et Grandes cultures pour leur soutien financier ainsi que les membres du groupe de travail mis en place pour ce projet pour leurs conseils : R. Baumont, J. L. Peyraud, C. Bocktaller, B. Dellaporta, F. Angevin, F. Lescourret, N. Sautereau, E. Andre, M. Fossey, M. Cornelus, H. Gross, G. Fleurance, J. Charef, G. Chiron, N. Bataille et M. Marcon.

Déclaration de soutien financier

Les auteurs remercient le GIS Avenir Elevages et le GIS Grande Cultures, pour leur soutien financier.

Références bibliographiques :

Babin, C., Espagnol, S., Aubin, J. (2025) Décryptage et analyse des méthodes d'évaluation de la biodiversité associée aux systèmes agricoles. Inrae; Ifip. 2025. hal-04921993
<https://doi.org/10.17180/MRDC-WS49>

Babin, C., Espagnol, S., & Aubin, J. (2023). *Effects of agricultural practices on biodiversity. A review.* <https://hal.science/hal-04465927v1/document>

BIOTEX: Une démarche d'évaluation multicritère de la biodiversité ordinaire dans les systèmes d'exploitation d'élevage et de polyculture-élevage. (2014, décembre 16). Institut de l'Élevage. <https://idele.fr/detail-article/biotex-une-demarche-devaluation-multicritere-de-la-biodiversite-ordinaire-dans-les-systemes-dexploitation-delevage-et-de-polyculture-elevage>

Chaudhary, A., & Brooks, T. (2018). Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science & Technology*, 52. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>

Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9987–9995. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>

Commission Recommendation (EU) 2021/2279 o... - Strada lex Europe. (2021, décembre 30). https://www.stradalex.eu/en/se_src_publ_leg_eur_jo/toc/leg_eur_jo_3_20211230_471/doc/ojeu_2021.471.01.0001.01



Convention sur la diversité biologique (1992). https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjS9K7r0_D5AhWkxouKHauIBFMQFnoECAYQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.cbd.int%2Fdoc%2Flega%2Fcbd-fr.pdf&usq=AOvVaw01BgNmvp6CT3PlxihMcUng

Craheix, D., Bergez, J.-E., Angevin, F., Bockstaller, C., Bohanec, M., Colomb, B., Doré, T., Fortino, G., Guichard, L., Pelzer, E., Méssean, A., Reau, R., & Sadok, W. (2015). Guidelines to design models assessing agricultural sustainability, based upon feedbacks from the DEXi decision support system. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), 1431-1447. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0315-0>

Curran, M., Maia de Souza, D., Antón, A., Teixeira, R. F. M., Michelsen, O., Vidal-Legaz, B., Sala, S., & Milà i Canals, L. (2016). How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity?—A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. *Environmental Science & Technology*, 50(6), 2782-2795. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04681>

de Baan, L., Curran, M., Rondinini, C., Visconti, P., Hellweg, S., & Koellner, T. (2015). High-Resolution Assessment of Land Use Impacts on Biodiversity in Life Cycle Assessment Using Species Habitat Suitability Models. *Environmental Science & Technology*, 49(4), 2237-2244. <https://doi.org/10.1021/es504380t>

Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators and Methods (GLAM)—Life Cycle Initiative. (2023, février 15). <https://www.lifecycleinitiative.org/activities/life-cycle-assessment-data-and-methods/global-guidance-for-life-cycle-impact-assessment-indicators-and-methods-glam/>

Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). **The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss**. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>

Jolliet, O., Frischknecht, R., Bare, J., Boulay, A.-M., Bulle, C., Fantke, P., Gheewala, S., Hauschild, M., Itsubo, N., Margni, M., McKone, T. E., y Canals, L. M., Postuma, L., Prado-Lopez, V., Ridoutt, B., Sonnemann, G., Rosenbaum, R. K., Seager, T., Struijs, J., ... with contributions of the other workshop participants. (2014). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators : Findings of the scoping phase. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), 962-967. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0703-8>

Knudsen, M., Hermansen, J., Cederberg, C., Herzog, F., Vale, J., Jeanneret, P., Sarthou, J., Friedel, J., Balázs, K., Fjellstad, W., Kainz, M., Wolfrum, S., & Dennis, P. (2017). Characterization factors for land use impacts on biodiversity in life cycle assessment based on direct measures of plant species richness in European farmland in the « Temperate Broadleaf and Mixed Forest » biome. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 580, 358-366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.172>

Kuipers, K., Hilbers, J., Garcia-Ulloa, J., Graae, B., May, R., Verones, F., Huijbregts, M., & Schipper, A. (2021). Assessing Mammal Species Losses Due to Habitat Loss and Fragmentation Across the World's Terrestrial Ecoregions. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.3796529>

Kuipers, K. J. J., May, R., & Verones, F. (2021). Considering habitat conversion and fragmentation in characterisation factors for land-use impacts on vertebrate species richness. *Science of The Total Environment*, 801, 149737. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149737>

Lairez, J., Feschet, P., Botreau, R., Bockstaller, C., Fortun-Lamothe, L., Bouvarel, I., & Aubin, J. (2017). L'évaluation multicritère des systèmes d'élevage pour accompagner leurs évolutions : Démarches, enjeux et questions soulevées. *INRAE Productions Animales*, 30(3), Article 3. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2017.30.3.2254>



Lindner, J., Fehrenbach, H., Winter, L., Bischoff, M., Bloemer, J., & Knuepfer, E. (2019). Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability*, 11, 5628. <https://doi.org/10.3390/su11205628>

Maier, S. (2023). *Biodiversity Multi-Scale Assessments of Product Systems—The BioMAPS Method*. Fraunhofer Verlag. <https://doi.org/10.24406/publica-2649>

Noss, R. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity : A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4, 355-364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>

Scherer, L., Rosa, F., Sun, Z., Michelsen, O., De Laurentiis, V., Marques, A., Pfister, S., Verones, F., & Kuipers, K. J. J. (2023). Biodiversity Impact Assessment Considering Land Use Intensities and Fragmentation. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04191>

Soulé, E., Hawes, C., Young, M., Henckel, L., Michel, N., Michonneau, P., & Bockstaller, C. (2023). A predictive indicator assessing effect of cropping system and surrounding landscape on biodiversity. *ECOLOGICAL INDICATORS*, 151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110289>

The IUCN Red List of Threatened Species. (s. d.). IUCN Red List of Threatened Species. Consulté 25 janvier 2025, à l'adresse <https://www.iucnredlist.org/en>



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 4.0)

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue *Innovations Agronomiques* et son DOI, la date de publication.