

PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES FERMES D'ÉLEVAGE FAVORISANT LA BIODIVERSITÉ

Mise en situation

Plusieurs impacts environnementaux questionnent la production animale : changement climatique, déclin de la biodiversité, services écosystémiques en berne. Les fermes d'élevage favorisant la biodiversité répondraient-elles à ces enjeux ? Quelles sont leurs performances environnementale et productive ? Comment les évaluer ? Une thèse s'est focalisée sur ces questions, en voilà le bilan.

Résumé

La perte de biodiversité met en cause le modèle actuel de production animale. Les systèmes d'élevage utilisant les processus écologiques plutôt que des intrants sont favorables à la biodiversité, mais quelles sont leurs performances environnementale et productive ? Les systèmes d'élevage ont des impacts environnementaux qui contribuent à la perte de biodiversité, un support à la fourniture de services écosystémiques (SE). Les impacts environnementaux, la biodiversité et les SE sont trois dimensions clés de la performance environnementale. Une thèse récente a (i) analysé des méthodes d'évaluation de la performance environnementale, les a combinées et appliquées à des systèmes d'élevage contrastés afin de (ii) quantifier la performance environnementale de ces derniers. L'analyse du cycle de vie de ces systèmes a identifié des relations entre productivité et impacts, avec une faible productivité et une bonne efficacité énergétique dans les systèmes d'élevage favorisant la biodiversité. L'adaptation et la mise en œuvre du « score de ré-ensauvagement », une méthode proposée par des écologues, a permis une évaluation de l'intégrité écologique des systèmes étudiés. La comparaison des résultats avec des inventaires de l'avifaune a montré une forte corrélation entre biodiversité observée et intégrité écologique évaluée. Enfin, au vu de l'importance des prairies permanentes dans les systèmes étudiés, une méthode d'évaluation des SE qu'elles fournissent a été développée. L'implémentation de ces méthodes a permis la prise en compte des impacts environnementaux, de la biodiversité et des SE afin d'évaluer la performance environnementale des systèmes étudiés.

Summary

Biodiversity loss raises questions about the current model of livestock production. Livestock systems that use ecological processes rather than external inputs are biodiversity friendly, but what are their environmental and productive performances? Livestock production systems have environmental impacts that cause net declines in biodiversity, which supports the supply of ecosystem services (ES). Environmental impacts, biodiversity and ES are thus three key dimensions of environmental performance. A recent doctoral thesis (i) analysed methods for assessing environmental performance, combined them and applied them to contrasting livestock systems in order to (ii) quantify the systems' environmental performance. Life cycle assessment of these systems identified different relations between productivity and impacts, with low productivity and good energy efficiency of biodiversity-friendly livestock systems. Adapting and applying the rewilding score, a method developed by ecologists, allowed the ecological integrity of the systems to be estimated. Comparison of the results to bird inventories revealed a strong correlation between observed avian biodiversity and the estimated ecological integrity. Finally, given the importance of permanent grasslands in the systems studied, a method to assess ES provided by these ecosystems was developed. Applying these methods allowed environmental impacts, biodiversity and ES to be considered in order to assess the environmental performance of the systems studied.

Auteurs

A. Mondière¹, M.S. Corson²,
H. M.G. van der Werf³

¹SAS ²INRAE ³INSTITUT AGRO RENNES-ANGERS,
35000 RENNES, FRANCE.

Auteur correspondant

Mondière Aymeric, aymeric.mondiere@gmail.com

Mots clés

impact environnemental, élevage bovin, service écosystémique

Key words

environmental impact, cattle production, ecosystem service

Références de l'article

Mondière A., Corson M.S., van der Werf H.M.G.(2025). Performance environnementale des fermes d'élevage favorisant la biodiversité, *Fourrages* 261, 05-18.

Article accepté pour publication le 29 janvier 2025.

Introduction

1.1. Un modèle de production animale au centre des enjeux environnementaux actuels

Le modèle agricole a connu une évolution importante en s'industrialisant dans le but d'augmenter sa production globale. L'agriculture industrielle aujourd'hui majoritaire, combinant systèmes de cultures basés sur les intrants et élevages intensifs, découle de cette évolution (IPES-Food, 2016). Elle engendre une intensification et une uniformisation des systèmes de production (IPES-Food, 2016) et est remise en question pour :

- Ses impacts environnementaux (Poore et Nemecek, 2018),
- Sa contribution à l'érosion de la biodiversité (Díaz *et al.*, 2019 ; Tuck *et al.*, 2014).
- Ses effets sur la réduction de la fourniture de services écosystémiques (SE) (Tschamntke *et al.*, 2005), c'est-à-dire les contributions des écosystèmes au bien-être humain (Costanza *et al.*, 1997 ; Haines-Young et Potschin, 2018).

Rockström *et al.* (2020) montrent que ce modèle contribue au risque de dépassement de cinq des neufs limites planétaires, les seuils que l'humanité ne devrait pas dépasser, au risque de déstabiliser le climat et les écosystèmes. Il y a donc une réelle urgence à considérer ces problématiques. L'agriculture occupe 40 % de la surface terrestre (Foley *et al.*, 2011), dont 77 % sont destinés à l'alimentation animale (Ritchie et Roser, 2019). Certaines de ces surfaces, comme les parcours, ne sont cependant pas utilisables directement pour l'alimentation humaine. L'élevage a donc un rôle clé sur les problématiques environnementales agricoles actuelles. Ces impacts peuvent être reliés à (i) la production d'aliments, (ii) les impacts directs de la production (par ex., émissions directes des animaux) et (iii) la gestion des effluents (Leip *et al.*, 2015). En fonction de leur stratégie, les élevages contribuent donc différemment aux impacts environnementaux (Kleppel, 2020).

1.2. Émergence de systèmes d'élevage répondant aux enjeux environnementaux et de biodiversité

Les fermes d'élevage sont responsables d'impacts liées à leurs stratégies de production mais certaines d'entre elles apportent de nombreux SE en interaction les uns avec les autres, et qui sont à l'origine de bénéfices environnementaux, sociétaux et économiques (Dumont *et al.*, 2019 ; Ryschawy *et al.*, 2019). Ainsi, en mettant en place des stratégies plus durables, elles pourraient répondre aux problématiques environnementales du modèle agricole majoritaire.

C'est le cas des fermes d'élevage basées sur la biodiversité, proches des fermes d'élevages agroécologiques de par leur caractéristique commune d'utilisation des processus écologiques dans leur production (Dumont *et al.*, 2013). Ces systèmes, dont des exemples sont présentés par la suite, sont plus extensifs que des systèmes basés sur les intrants (M. Duru *et al.*, 2015) mais leur objectif principal reste la production. Certains systèmes vont

encore plus loin en priorisant la biodiversité (Mondière *et al.*, 2022) pour sa valeur intrinsèque et non pour sa fonction. C'est le cas des fermes adhérentes à l'association « Paysans de Nature », qui sont gérées comme des réserves naturelles (Paysans de Nature, 2021) et encore plus des fermes en « ré-ensauvagement agricole », qui combinent la restauration des processus écologiques avec un certain degré de production agricole (Corson *et al.*, 2023). Ici, ces différents systèmes ayant pour objectif principal de favoriser la biodiversité seront nommés « fermes d'élevage favorisant la biodiversité ».

1.3. Une évaluation tripartite de la performance environnementale globale

L'évaluation environnementale des fermes d'élevage, qui peut aider ces fermes à identifier des pistes d'amélioration de leur performance environnementale (Kyttä *et al.*, 2021), se focalise le plus souvent sur les impacts environnementaux et l'état de la biodiversité (Soulé *et al.*, 2021). Par contre, la fourniture de SE, fonction clé des systèmes agricoles (Dardonville *et al.*, 2022), est trop peu prise en compte (Rodriguez-Ortega *et al.*, 2014 ; Soulé *et al.*, 2021).

Les fermes d'élevage contribuent aux impacts environnementaux, à la perte de biodiversité et à la réduction de la fourniture de SE. Cependant, à priori, les fermes d'élevage favorisant la biodiversité auraient moins d'impacts environnementaux, fourniraient plus de SE et seraient plus riches en biodiversité. La performance environnementale globale des fermes d'élevage peut donc être évaluée à travers ces trois composantes, qui sont étroitement liées au sein des agroécosystèmes (Fig. 1). Les impacts environnementaux des activités humaines contribuent à la perte de biodiversité, qui soutient les SE. Les processus écologiques à l'origine de ces SE ont une influence rétroactive sur la biodiversité, et les SE sont bénéfiques aux agriculteurs et à l'ensemble de la société.

Une thèse récente (Mondière, 2023), résumée ici, a poursuivi les objectifs d'évaluer les performances environnementale et productive des fermes d'élevage favorisant la biodiversité et d'explorer comment évaluer leur performance environnementale globale. Pour ce faire, Mondière (2023) a évalué (i) leurs impacts environnementaux (avec l'analyse du cycle de vie (ACV)), (ii) leur potentiel de biodiversité et (iii) les SE qu'elles fournissent (à travers des méthodes plus exploratoires).

2. Matériel et méthode

2.1. Les fermes partenaires

Sept fermes situées dans l'ouest de la France et une en Angleterre, qui présentaient une large gamme d'utilisation d'intrants, de productivité et de prise en compte des questions environnementales, ont participé à cette thèse (Fig. 2). Elles avaient un gradient d'intensité, représentée par le chargement animal (de 0,18 unité de gros bétail (UGB) ha-1 à environ 1,3 UGB ha-1) (Tableau 1).

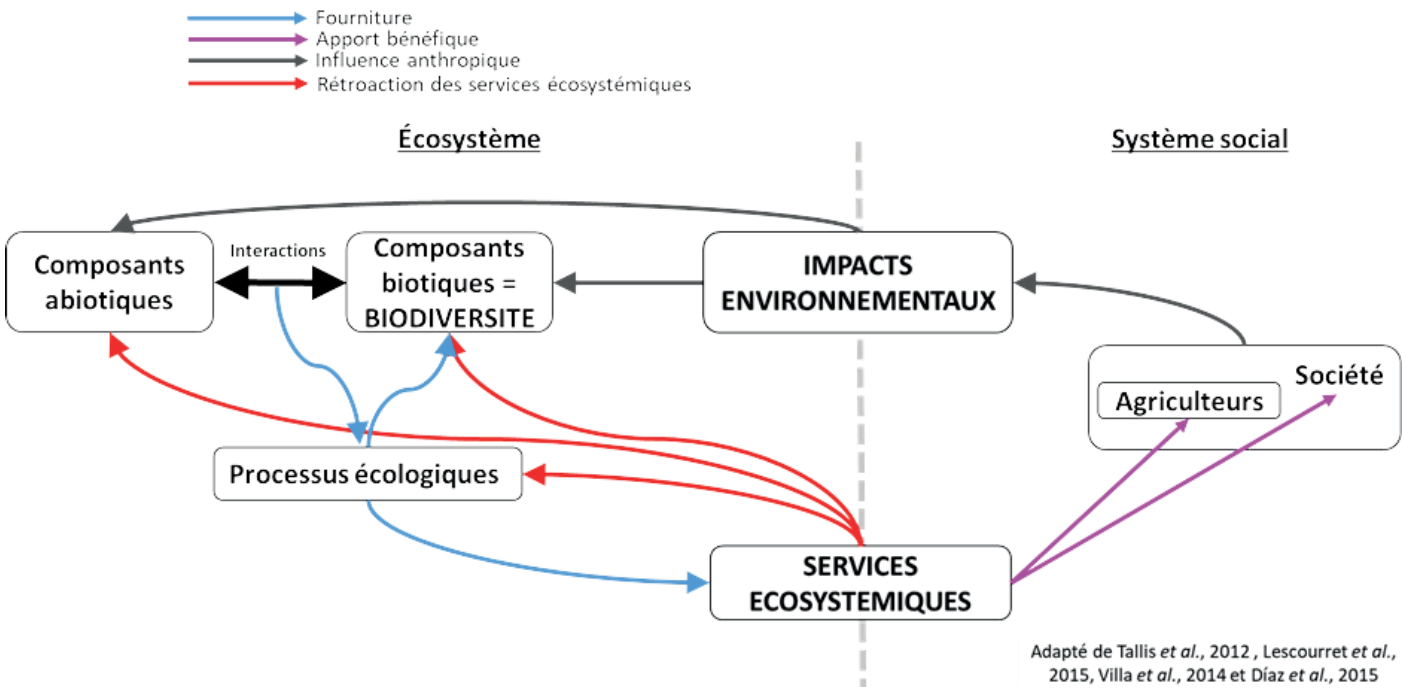


Figure 1. Relations entre impacts environnementaux, biodiversité et services écosystémiques. Source : Mondière (2023).
Figure 1: Relations between environmental impacts, biodiversity and ecosystem services. Source: Mondière (2023).



Figure 2. Localisation des fermes de l'échantillon. Source : Mondière et al. (2023a).
Figure 2: Locations of the seven farms in the sample. Source: Mondière et al. (2023a)

Tableau 1 : Moyenne triennale des données de production et de conduite d'élevage des sept fermes de l'échantillon (2018-2020, sauf Derval (2016-2018)) [K : Knepp, B : La Barge, S : Saint Laurent de la Prée, Th : Thorigné d'Anjou, Tr : Trévarn, O : Oasys, D : Derval]. Les données de production sont exprimées par an et par ha de la surface totale utilisée pour le système de production animale (hors et sur l'exploitation). RA : Ré-ensauvagement agricole.

Table 1: Three-year mean production and livestock-feeding management data of the seven farms in the sample (2018-2020, except for Derval (2016-2018)) (K: Knepp, B: La Barge, S: Saint Laurent de la Prée, Th: Thorigné d'Anjou, Tr: Trévarn, O: Oasys, D: Derval). Production data are expressed per year and ha of the total area used for the animal production system (off- and on-farm). RA: agricultural rewilding.

Type de ferme		RA	Allaitant				Laitier	
Nom		K	B	S	Th	Tr	O	D
Promotion de la biodiversité ^a		++	+	+	-	+	-	-
Production annuelle	Lait (t FPCM ^b ha ⁻¹)	-	-	-	-	3,1	5,12	6,71
	Viande (kg poids vif ha ⁻¹)	54,2	114,2	218,2	272,5	97,3	163,1	197,3
	Protéines consommables par l'homme ^c (kg ha ⁻¹)	5	11	21	26	110,6	183,1	238,6
Composition du troupeau	Vaches (nb)	Diversité d'espèces ^d	50	48	70	70	69	86,2
	Génisses (nb)		60	42	71,5	33	49,5	56,6
	Race(s)		Maraîchine	Maraîchine	Limousine	Croisement ^e	Croisement ^f	Prim'Holstein
Ration (kg matière sèche jour ⁻¹)	Ensilage culture annuelle ^g	-	-	-	-	-	2,9	10,9
	Ensilage herbe	-	-	-	1,3		0,1	3
	Enrubannage	-	-	1,7	-	6,8	4,7	-
	Foin	-	4,4	6,2	4,5	0,9	1,1	-
	Herbe pâturée	-	9,7	8	6,3	7,4	6	2,6
	Céréales	-	-	-	-	-	-	1,1
	Concentrés de ferme	-	-	0,6	0,1	-	-	-
	Concentrés achetés	-	-	-	-	-	0,9	2,7
Gestion du pâturage	Temps à l'extérieur (%)	100	75	59	67	67	50	41
	Chargement (UGB ha ⁻¹)	0,18	0,53	0,63	0,89	0,79	1,11	1,3
Surfaces (SAU, ha)	Surface arable	-	8	50	118	12	89	105,2
	Prairie permanente	-	164	105	29	98	2	1,8
	Total	450 ^h	172	155	147	110	91	107
Localisation (petite région agricole)		West Sussex	Marais breton	Marais de Rochefort et Marennes	Bocage angevin	Pénéplaine bretonne nord	Terres rouges à châtaigniers	Plateaux boisés nantais

^a ++ = favoriser la biodiversité est la priorité ; + = les pratiques agricoles sont adaptées pour favoriser la biodiversité ; - = pas d'efforts spécifiques pour favoriser la biodiversité.
^b FPCM: fat- and protein-corrected milk ; lait standardisé en fonction des taux de matières grasses et de protéines.
^c Sur la base de la teneur en protéines du lait FPCM (33 g l⁻¹) et de la viande consommable par l'homme (y compris les abats consommables et les coproduits utilisés dans le secteur de l'alimentation humaine) en fonction du type et de l'âge des animaux (Laisse *et al.*, 2018).
^d Cinq types d'animaux : 24 mères de race Longhorn (bovin), une quinzaine de porcs Tamworth, 11 poneys Exmoor, 31 cerfs et 245 daims
^e Croisement Prim Holstein, Jersiaise et Montbéliarde.
^f Croisement Prim Holstein, Jersiaise et Rouge scandinave.
^g Sorgho et maïs à O, maïs à D.
^h Focalisation sur le bloc sud de la Knepp.

- **Knepp (K)** : projet de ré-ensauvagement agricole anglais, initié en 2001 (Knepp Wildland). L'analyse s'est focalisée sur un tiers de la ferme, composé d'une mosaïque de surfaces prairiales, arbustives et forestières produisant des bovins, porcins et équins de races rustiques, ainsi que de cerfs et de daims.
 - **La Barge (B)** : ferme de vaches allaitantes en agriculture biologique en Vendée, membre de « Paysans de Nature » dans un paysage caractéristique de marais (fossés, mares et très peu de végétation arborée) (Paysans de Nature, 2021).
- **Saint Laurent de la Prée (S)** : ferme expérimentale de vaches allaitantes en agriculture biologique en Charente-Maritime focalisée sur une production agroécologique de viande bovine et de cultures (Roche *et al.*, 2022), dans un paysage de marais (équivalent à B) et de marais bocager.
 - **Thorigné d'Anjou (Th)** : ferme expérimentale de vaches allaitantes en agriculture biologique en Maine-et-Loire, focalisée sur l'autonomie alimentaire en polyculture-élevage (Farm-XP, 2021), dans un paysage bocager partiellement remembré.

- **Trévarn (Tr)** : ferme laitière en agriculture biologique en Finistère mettant en place des pratiques agroécologiques (Glinec, 2019), dans un bocage avec des zones forestières.
- **Oasys (O)** : ferme laitière expérimentale INRAE dans la Vienne, focalisée sur l'adaptation de la production laitière au changement climatique (Novak et al., 2020), dans un paysage de plaine avec quelques haies préservées.
- **Derval (D)** : ferme laitière expérimentale en Loire-Atlantique, caractéristique des fermes laitières bretonnes, dans un paysage bocager partiellement remembré (Farm-XP, 2022).

Parmi ces fermes, K prônait la promotion de la biodiversité comme objectif principal, tandis que B, S et Tr organisaient leur production en fonction de la biodiversité présente sur les fermes. Les quatre correspondaient donc à des fermes favorisant la biodiversité.

2.2. Évaluation des impacts environnementaux par analyse du cycle de vie

L'ACV, utilisée pour comparer les impacts des fermes d'élevage favorisant la biodiversité (K, B, S, Tr) à ceux d'autres systèmes (Th, O, D) (Mondière et al., 2024), est une méthode d'évaluation environnementale qui quantifie des consommations de ressources et des émissions de polluants afin d'estimer des impacts environnementaux liés à des produits ou des services (Jolliet et al., 2015). Pour chaque ferme de l'échantillon, l'ACV a été réalisée sur trois années, et les impacts estimés ont ensuite été moyennés par an. L'ACV s'est concentrée sur le système d'élevage, considérant l'ensemble des intrants, les différentes surfaces et opérations culturales associées ainsi que les émissions de polluants associées à la production animale. Les cultures non utilisées pour nourrir les animaux ont été exclues. Quatre unités fonctionnelles (UF) ont été définies afin de normaliser les impacts estimés et comparer les systèmes (Jolliet et al., 2015) : trois liées à la production (1 kg (i) de lait standardisé produit, (ii) de viande produite et (iii) de protéines animales produites) et une liée à la gestion des terres (1 ha de terre occupée pendant un an (ha.an)). Les inventaires de cycle de vie, recensant les flux de ressources utilisées et de substances polluantes émises par le système (Jolliet et al., 2015), ont été modélisés à l'aide du logiciel web MEANS InOut v3.5 et de données standardisées.

Le logiciel SimaPro® (PRé Sustainability, Amersfoort, Pays-Bas) a été utilisé pour analyser les principaux impacts des productions animales (Leip et al., 2015) : le changement climatique, l'acidification des sols, l'eutrophisation marine, l'eutrophisation terrestre, la demande en énergie et l'occupation des terres (les surfaces de terre considérées comme une ressource, rentrant en concurrence avec d'autres usages potentielles de la même surface). L'impact du changement climatique a été calculé de deux façons : en considérant (i) uniquement des émissions de gaz à effet de serre et (ii) également la dynamique du carbone du sol et de la biomasse non récoltée. Cette approche a intégré l'importante séquestration

de carbone dans le sol et/ou la biomasse des systèmes les plus extensifs. L'efficacité énergétique des fermes a été quantifiée à travers le taux de retour énergétique (TRE), c'est-à-dire le ratio de l'énergie alimentaire produite sur l'énergie utilisée pour cette production, qui reflète l'efficacité énergétique (Cleveland et al., 1984).

2.3. Identification de compromis

Des indicateurs d'utilisation d'intrants, de productivité d'impacts et d'efficacité énergétique ont ensuite été calculés pour identifier les compromis entre cinq objectifs, souvent contradictoires, poursuivis par les fermes :

- Réduire l'utilisation d'intrants
- Augmenter la productivité
- Réduire des impacts par kg de production
- Réduire des impacts par ha utilisé
- Augmenter l'efficacité énergétique

Dans ce contexte, un compromis a été défini comme une caractéristique qui se rapproche d'un objectif (par ex., une production de protéines consommables par l'homme par ha plus élevée) en échange d'une caractéristique qui s'éloigne d'un autre objectif (par ex., des impacts environnementaux par ha plus élevés). L'indicateur pour chaque objectif a été normalisé (de 0 à 1) par rapport à la valeur la plus élevée dans l'échantillon, en utilisant « $1 - \text{valeur normalisée}$ » pour les indicateurs des trois objectifs à diminuer (c'est-à-dire les intrants par ha et les impacts par ha et par kg). Ensuite, les indicateurs de ces trois objectifs ont été moyennés, en les transformant en « score d'objectif », et les valeurs normalisées des protéines consommables par l'homme par ha et du TRE ont été utilisés comme deux autres scores d'objectif. Les valeurs proches de 1 indiquaient que le score d'objectif était plus proche de l'objectif par rapport aux autres exploitations de l'échantillon.

2.4. Adaptation du score de ré-ensauvagement pour évaluer un potentiel de biodiversité

Les mesures directes de biodiversité peuvent être complexes ; donc, de nombreuses méthodes (Kok et al., 2020) évaluent la biodiversité selon des indicateurs de pratiques. Toutefois, en agronomie, ces méthodes ne discriminent pas le potentiel de biodiversité des fermes selon (i) leurs activités humaines et (ii) l'état global des écosystèmes gérés. Torres et al. (2018) ont proposé un score de « ré-ensauvagement » (SR) (indiquant la progression du processus de ré-ensauvagement) d'un écosystème en combinant le forçage anthropique et l'intégrité écologique (des proxies des effets actuels et passés, respectivement, de la gestion humaine sur les écosystèmes).

Un score de ré-ensauvagement adapté (SRA) a été proposé dans la thèse pour l'appliquer en contexte agricole (Mondière *et al.*, 2023a) en quantifiant d'abord (i) le score d'intégrité écologique (0-1), via une adaptation de la méthode de Torres *et al.* (2018) ou l'indice de potentialité écologique (IPE) (Delzons *et al.*, 2021) et (ii) le score de forçage anthropique (0-1), basé sur la demande en énergie estimée par l'ACV. Le SRA est ensuite calculé comme : $SRA = \text{score d'intégrité écologique} \times (1 - \text{score de forçage anthropique})$ (Torres *et al.*, 2018).

2.5. Inventaire de l'avifaune pour confronter le score de ré-ensauvagement adapté à des données de terrain

La biodiversité a été mesurée à partir d'inventaires de l'avifaune, qui est un bon indicateur de la biodiversité globale d'un site (Chiatante *et al.*, 2021), effectués selon le protocole de l'IPE (Delzons *et al.*, 2021) au printemps 2021 dans les fermes françaises. Pour la ferme anglaise, un inventaire antérieur de l'avifaune a été utilisé (James, 2018). Deux indicateurs de biodiversité aviaire ont été calculés à partir de ces inventaires : la richesse spécifique et l'indice « Liste rouge » basé sur les espèces menacées de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (Butchart *et al.*, 2004). Ensuite, le SRA a été comparé à ces indicateurs.

2.6. Implémentation d'un calculateur préexistant pour évaluer les SE fournis par les prairies permanentes

Les SE sont peu pris en compte dans les méthodes d'évaluation environnementale actuelles (Soulé *et al.*, 2021). Au sein des fermes d'élevage favorisant la biodiversité, les prairies permanentes jouent un rôle clé pour la fourniture de SE (Bengtsson *et al.*, 2019 ; Michel Duru *et al.*, 2019), dépendant de leur nature, localisation et gestion. À notre connaissance, aucune méthode d'évaluation opérationnelle ne pourrait prendre en compte les effets conjoints de ces paramètres pour évaluer cette fourniture.

L'Ecological Focus Area Calculator (EFA Calculator) a été créé afin (i) d'estimer les bénéfices en termes de biodiversité des surfaces d'intérêt écologique présentes sur les fermes et (ii) d'aider les agriculteurs à optimiser la fourniture de SE via de nouvelles surfaces d'intérêt écologique au sein de leurs fermes (Tzilivakis *et al.*, 2016) en prenant en compte leur nature, localisation et gestion. Les surfaces d'intérêt écologique sont constituées d'une ou plusieurs utilisations des terres (par ex., les jachères) ou d'éléments du paysage (par ex., les haies), chacune étant décrite par plusieurs paramètres (par ex., « couvert végétal » et « texture du sol » pour les jachères). Chaque paramètre est associé à une gamme de classes (par ex., « aucun » et « régénération naturelle », pour le couvert végétal). Pour chaque surface d'intérêt écologique, une matrice d'impact est créée qui identifie les paramètres qui ont un impact sur les SE qu'elle fournit. Ensuite, l'impact de chaque paramètre sur chaque SE fourni par la surface d'intérêt écologique est noté sur une échelle de -100 à +100.

L'EFA Calculator a été adapté afin de prendre en compte les impacts des prairies permanentes sur les SE, en conservant la validité scientifique, la simplicité et le rôle d'aide à la décision de l'outil initial (Mondière *et al.*, 2023b). Cette adaptation s'est faite en trois étapes :

- L'étude du cadre initial pour comprendre les défis et choix nécessaires pour l'adapter aux prairies permanentes ;
- La collecte de données pour déterminer différents paramètres (de nature, localisation et gestion) des prairies permanentes et leurs effets sur la fourniture de SE ;
- L'adaptation du calculateur pour évaluer des scores d'impact (reflétant l'effet spécifique de chaque paramètre sur les SE) et des scores finaux (reflétant l'effet global de tous les paramètres sur les SE).

Le calculateur adapté a été testé sur deux fermes (Tr et S) pour cinq SE clés fournis par les prairies permanentes (Bengtsson *et al.*, 2019): la régulation du changement climatique, le maintien de la qualité de l'eau, le contrôle de l'érosion, la pollinisation et le contrôle des ravageurs.

3. Résultats

3.1. Impacts environnementaux et efficacité énergétique

Les sept systèmes d'élevage évalués présentent une large gamme d'impacts environnementaux (par ha et par kg de protéines) et de TRE (Tableau 2). Par ha de terre occupée, l'impact changement climatique, avec ou sans considération de la dynamique du carbone, est le plus faible pour K, plus faible pour B que pour S et Th dans les systèmes allaitants, et plus faible pour Tr que pour O et D dans les systèmes laitiers. La considération de la dynamique du carbone réduit l'impact, notamment des systèmes les moins intensifs (K, B, S). Pour K, cette prise en compte entraîne des impacts négatifs, suite à une séquestration de carbone dans le sol et la biomasse huit fois supérieur aux émissions de gaz à effet de serre. Exprimé par kg de protéines, l'impact changement climatique est plus élevé pour les systèmes allaitants et plus faible pour les systèmes laitiers.

Par ha de terre occupée, les impacts acidification terrestre, eutrophisation d'eau douce et marine et demande en énergie présentent la même tendance que celle observée pour le changement climatique : l'impact augmente avec l'intensité du système, dans l'ordre K, B, S Th, Tr, O, et D. Exprimé par kg de protéines, ces quatre impacts sont plus élevés pour les trois systèmes allaitants que pour les trois systèmes laitiers. Le système K, en ré-ensauvagement agricole, présente les plus forts impacts par kg de protéines pour l'acidification terrestre et l'eutrophisation marine, et les plus faibles impacts pour l'eutrophisation d'eau douce et la demande en énergie. Par kg de protéines, l'occupation des terres diminue avec l'intensité du système, grâce à l'augmentation de la productivité induite par l'intensification (Tableau 1).

Tableau 2. Impacts environnementaux par unité fonctionnelle (UF) (1 ha ou 1 kg de protéines animales consommables produites (kg prot.) et taux de retour énergétique des sept systèmes (K : Knepp, B : La Barge, S : Saint Laurent de la Prée, Th : Thorigné d'Anjou, Tr : Trévarn, O : Oasys, D : Derval). Les impacts par hectare sont basées sur la superficie totale utilisée pour la production animale (hors et sur l'exploitation). RA : ré-ensauvagement agricole.

Table 2: Environmental impacts per functional unit (UF) (1 ha or 1 kg human-edible animal protein produced) and energy return on investment of the seven systems (K: Knepp, B: La Barge, S: Saint Laurent de la Prée, Th: Thorigné d'Anjou, Tr: Trévarn, O: Oasys, D: Derval). Impacts per ha are based on the total area used for animal production (off- and on-farm). RA: agricultural rewilding.

Catégories d'impact		UF	RA	Allaitant			Laitier		
			K	B	S	Th	Tr	O	D
Promotion de la biodiversité ^a			++	+	+	-	+	-	-
Changement climatique (kg CO2-eq.)	Dynamique du carbone (sols et la biomasse non récoltée) non considéré	ha	562	2553	4420	4670	4488	7469	8949
		kg prot.	111,6	231,7	210,4	179,7	40,6	40,8	37,5
	Dynamique du carbone considéré selon Pellerin et al. (2019)	ha	-3928	1128	3044	3623	3724	6410	8319
		kg prot.	-780,9	102,4	144,9	139,4	33,7	35,9	34,9
Acidification terrestre		ha	7,99	12,12	28,11	27,73	25,18	33,08	69,58
(kg SO2-eq.)		kg prot.	1,59	1,1	1,34	1,07	0,23	0,18	0,29
Eutrophisation terrestre		ha	3,1	77,42	131,39	165,88	170,8	290,7	518,66
(g P-eq.)		kg prot.	0,62	7,03	6,25	6,38	1,54	1,59	2,17
Eutrophisation marine		ha	3200	3967	4963	4722	5305	9084	11 845
(g N-eq.)		kg prot.	636,1	360	236,3	181,7	48	49,6	49,7
Demande en énergie (MJ)		ha	90	862	3679	4030	8203	13 902	20
		kg prot.	17,9	78,2	175,1	155,1	74,2	75,9	85,9
Occupation des terres (m²an ⁻¹)		ha	10	10	10	10	9883	10	10
		kg prot.	1987,9	912,4	482,2	390	89,4	56	42,3
Taux de retour énergétique		-	2,42	0,48	0,21	0,24	1,07	1,04	0,92

^a ++ = favoriser la biodiversité est la priorité ; + = les pratiques agricoles sont adaptées pour favoriser la biodiversité ; - = pas d'efforts spécifiques pour favoriser la biodiversité.

3.2. Compromis entre cinq objectifs

En tenant compte des cinq objectifs, quatre types de compromis sont identifiés, chacun relié à un ou plusieurs des sept systèmes (Fig. 3) :

- 1. **Priorité à la productivité** : une productivité plus élevée et des impacts généralement plus faibles par kg en échange d'une plus forte utilisation d'intrants et d'impacts plus élevés par ha. Ce compromis est constaté dans les systèmes laitiers à intrants intermédiaires et élevés (O et D), dont les stratégies de production étaient basées sur des rations comprenant des prairies temporaires et des fourrages annuels, un chargement élevé et des apports d'engrais et d'aliments pour animaux. Ces stratégies sont similaires à celles des systèmes laitiers spécialisés moyens de plaine en France (IDELE, 2020).
- 2. **Réduction d'intrants** : utilisation d'intrants et impacts par ha plus faibles en échange d'une productivité et d'un TRE plus faibles. Ce compromis est constaté dans deux systèmes allaitants (S et Th), dont les stratégies de production reposaient principalement sur des rations complétées par des prairies et des cultures mixtes de protéagineux et de céréales, dans une optique d'autosuffisance et à un chargement animal modéré. Ces stratégies sont traduites par une autosuffisance plus élevée mais une productivité plus faible que celles des systèmes allaitants spécialisés moyens en France (IDELE, 2020).

- 3. **Faible impact par ha** : utilisation moindre d'intrants, impacts par ha beaucoup plus faibles et TRE plus élevé que dans d'autres systèmes du même type, en échange d'une productivité plus faible. Ce compromis est mis en évidence dans les systèmes allaitants et laitiers les moins gourmands en intrants et les plus favorables à la biodiversité (B et Tr, respectivement), dont la particularité tient i) au fait qu'ils basaient leur ration uniquement sur les prairies et ii) à leur productivité plus faible, en raison d'un chargement animal faible.
- 4. **Impact par ha minime** : utilisation d'intrants, impacts par ha (tous) et impact changement climatique par kg de protéines très faibles (ce dernier négatif si l'on considère la dynamique du carbone), et TRE le plus élevé en échange d'une productivité le plus faible. Ce compromis correspond au système de ré-ensauvagement agricole (K), dont la stratégie de priorité à la biodiversité a été de minimiser la gestion humaine, ce qui minimise la consommation d'énergie. Ce système a également une production basée uniquement sur le pâturage et le broutage, un chargement animal très faible et une forte influence de la séquestration du carbone.

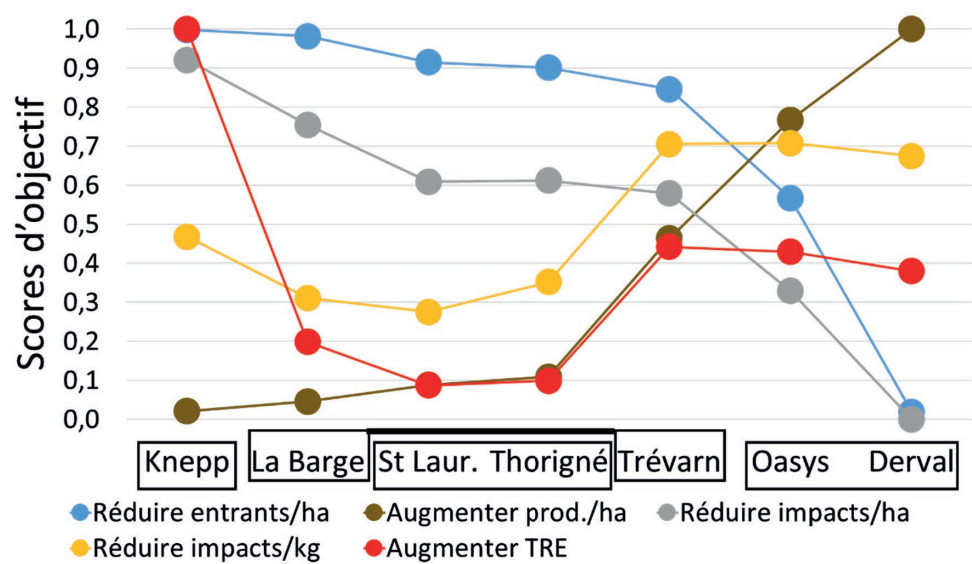


Figure 3: Estimation des "scores d'objectif" des sept fermes. Les valeurs proches de 1,0 indiquent que la ferme est plus proche de l'objectif par rapport aux autres fermes. Les encadrés regroupent les fermes avec les compromis similaires. TRE : taux de retour énergétique. Adapté de Mondière et al. (2024).

Figure 3: Estimated "objective scores" of the seven farms. Values closer to 1.0 indicate that the farm lies closer to the objective than do the other farms. Boxes enclose farms with similar trade-off patterns. TRE: energy return on investment. Adapted from Mondière et al. (2024).

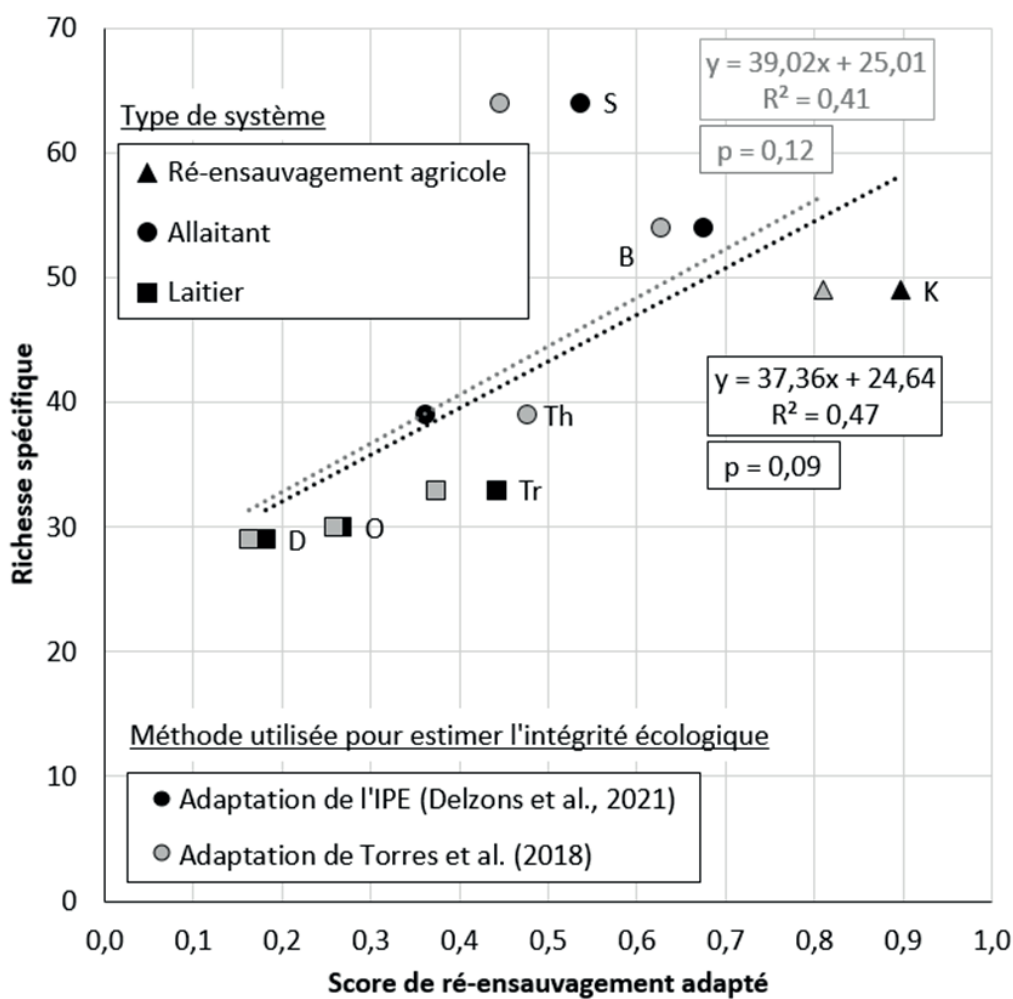


Figure 4 : Corrélation entre la richesse en espèces d'oiseaux observée et le score de ré-ensauvagement adapté des sept fermes de l'échantillon (K : Knepp, B : La Barge, S : Saint Laurent de la Prée, Th : Thorigné d'Anjou, Tr : Trévarn, O : Oasys, D : Derval) en fonction de la méthode utilisée pour estimer l'intégrité écologique. IPE : indice de potentialité écologique. Adapté de Mondière et al. (2023a).

Figure 4: Correlation between observed bird species richness and the adapted rewilding score of the seven farms in the sample (K: Knepp, B: La Barge, S: Saint Laurent de la Prée, Th: Thorigné d'Anjou, Tr: Trévarn, O: Oasys, D: Derval) as a function of the method used to estimate ecological integrity. IPE: index of ecological potential. Adapted from Mondière et al. (2023a).

3.3. Corrélation entre score de ré-ensauvagement adapté et biodiversité observée

La diversité de l'échantillon, allant d'un projet de ré-ensauvagement agricole (K) à une exploitation laitière conventionnelle (D), se traduit par une large gamme de SRA (de 0,16 pour D à 0,90 pour K) (Mondière et al., 2023a). Le SRA donc permet d'évaluer et de comparer des systèmes de production différents.

Pour l'avifaune, les fermes avec la plus grande richesse spécifique – S et B, avec 64 et 54 espèces, respectivement – ont également tendance à accueillir le plus d'espèces figurant sur la Liste rouge (indice Liste rouge de 0,40 et 0,39, respectivement) (Mondière et al., 2023a). Ce résultat doit être interprété avec prudence, car les fermes ont des contextes écologiques différents (par ex., zone côtière vs. intérieur des terres), qui influencent la présence des espèces.

La richesse spécifique et l'indice Liste rouge sont positivement corrélés au SRA ($r = 0,64$ et $0,53$ ($p = 0,12$ et $0,22$), respectivement, avec la méthode adaptée de Torres et al. (2018) ou $r = 0,69$ et $0,65$ ($p = 0,09$ et $0,11$), respectivement, avec la méthode IPE) (Fig. 4), et les exploitations suivent généralement le même classement pour le SRA et ces indices de biodiversité.

O et D, avec un forçage anthropique fort (13 902 et 20 946 MJ ha⁻¹, respectivement) et à une intégrité écologique faible (0,36 à 0,43,

respectivement), présentent une richesse spécifique faible (30 et 29, respectivement) et un indice Liste rouge variable (0,35 et 0,21, respectivement). S, Th et Tr, avec un forçage anthropique faible (3679, 4030 et 8203 MJ ha⁻¹, respectivement) et une intégrité écologique intermédiaire (de 0,41 à 0,60), présentent une richesse spécifique (64, 39 et 33, respectivement) et un indice Liste rouge (0,40, 0,12 et 0,13, respectivement) variables. K et B, avec un forçage anthropique très faible (90 et 862 MJ ha⁻¹, respectivement) et une intégrité écologique forte (0,90 et 0,64, respectivement), présentent une richesse spécifique (49 et 54, respectivement) et un indice Liste rouge (0,46 et 0,39, respectivement) relativement forts et similaires.

3.4. Application de la méthode d'évaluation des services écosystémiques fournis par les prairies permanentes

L'application de l'EFA Calculator adapté à Tr et S met en évidence des différences des cinq SE fournis par les prairies permanentes en fonction des attributs (par ex., diversité floristique, hétérogénéité de la couverture) et de la gestion (par ex., fertilisation, pâturage, fauche) des prairies. Un test de nouvelles stratégies de gestion de ces fermes visant à optimiser la fourniture de SE montre le potentiel de l'outil pour explorer les effets d'une modification des pratiques sur la fourniture des SE (Fig. 5) (par ex., un effet net sur la pollinisation en modifiant les dates de fauche ou en transformant des parcelles de culture en prairie).

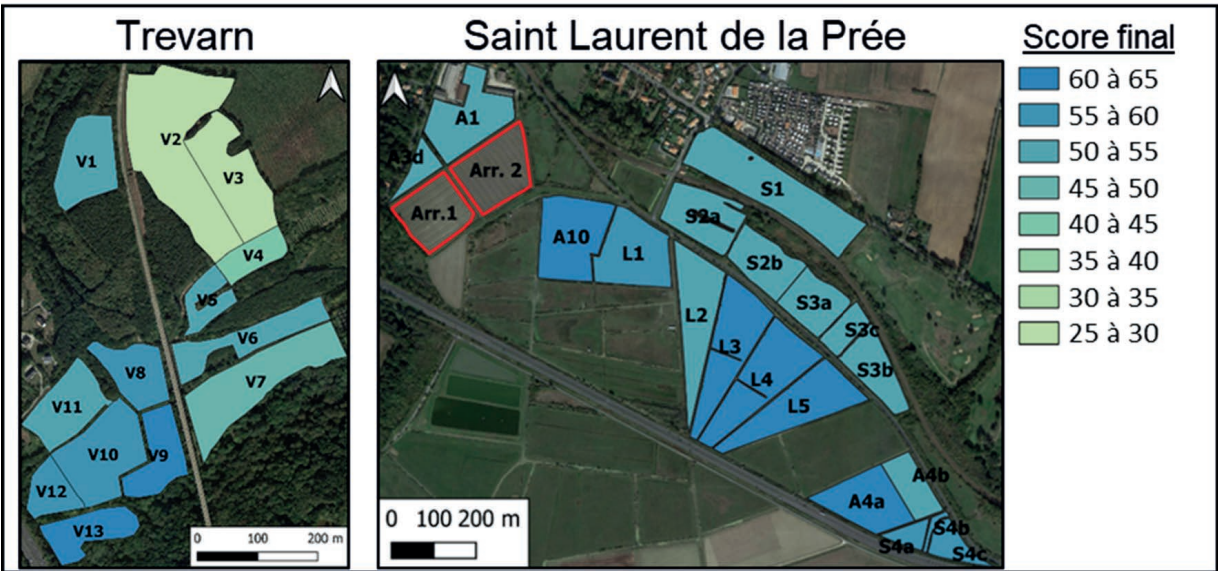


Figure 5 : Visualisation des services écosystémiques (SE) fournis par les prairies permanentes via l'utilisation de l'EFA Calculator. Exemple du service de pollinisation fournie par les prairies permanentes des fermes de Trévarn et Saint Laurent de la Prée. 0 = Pas de pollinisation ; 100 = Pollinisation maximale. Arr. 1 et Arr. 2 représentent des parcelles de cultures annuelles converties en prairies pour optimiser la fourniture de SE. Adapté de Mondière et al. (2023b).

Figure 5: Visualization of the ecosystem services (ES) provided by permanent grasslands using the EFA Calculator. Example of the pollination service provided by permanent grasslands of the farms of Trévarn and Saint Laurent de la Prée. 0 = No pollination; 100 = Maximum pollination. Arr. 1 and Arr. 2 represent crop fields converted into grasslands to optimise the provision of ES. Adapted from Mondière et al. (2023b).

4. Discussion

4.1. Bilan et perspectives de l'utilisation des trois méthodes mises en œuvre

L'analyse des impacts environnementaux des fermes de l'échantillon a identifié différents compromis entre productivité et impacts. Certaines fermes utilisent des stratégies de production proches du modèle majoritaire et visent à maintenir leur niveau de production tout en réduisant leurs impacts. Les fermes favorisant la biodiversité sont plus en rupture. Elles visent à réduire leur recours aux intrants et leurs impacts par ha, aux dépens de la productivité mais avec une meilleure efficacité énergétique. Elles contrastent donc avec les systèmes d'élevage majoritaires actuels. Ceci pourrait déplacer le débat des relations entre productivité et impacts (Dumont *et al.*, 2019 ; Herrero *et al.*, 2009) vers les relations entre efficacité énergétique et utilisation des terres.

L'évaluation des SE fournis par les prairies permanentes était focalisée sur l'adaptation et l'enrichissement d'une méthode existante. Tous les SE sont fournis par une combinaison de processus écologiques sur lesquels les pratiques de gestion ont un impact différent (Michel Duru *et al.*, 2019). Le score global de SE proposé par cette méthode résulte ainsi des interactions entre les processus écologiques et les pratiques de gestion sur l'ensemble de la zone évaluée. Elle permet de mettre en évidence d'éventuels antagonismes et synergies entre SE, et l'importance de les considérer à l'échelle de la ferme pour optimiser leur fourniture. La prise en compte de la complexité des interactions entre les processus écologiques et les pratiques de gestion tout en gardant un outil facile à utiliser, produisant des résultats interprétables par les agriculteurs les aidant à adapter leur gestion a rendu complexe le développement de cet outil. Des développements futurs pourraient contribuer à améliorer la précision des impacts estimés des pratiques de gestion sur les SE et permettre d'évaluer les impacts d'autres types d'utilisation des terres, comme les surfaces arables.

Les corrélations positives entre les indices de biodiversité et le SRA suggèrent que le SRA peut évaluer un potentiel de biodiversité des fermes d'élevage. Le SRA diminue lorsque la production augmente ; toutefois, il diminue moins rapidement pour les fermes laitières que pour les allaitantes. Les fermes laitières offrent donc un meilleur compromis entre production et promotion de la biodiversité. L'estimation du SRA a été simple, ce qui est un critère essentiel pour la diffusion et l'utilisation d'une méthode (Dardonville *et al.*, 2022 ; González-Chang *et al.*, 2020). Son atout est sa capacité à distinguer les effets de la gestion à court terme (forçage anthropique) de ceux de la gestion à long terme (intégrité écologique) (Torres *et al.*, 2018). Toutefois, ces résultats doivent être interprétés avec prudence, car la biodiversité aviaire n'est pas représentative de la biodiversité globale. Par ailleurs, le contexte écologique et géographique est également un facteur déterminant de la biodiversité. Les corrélations mises en évidence gagneraient donc à être validées sur d'autres indices de biodiversité.

4.2. Performance environnementale des fermes d'élevage favorisant la biodiversité

Les résultats des trois méthodes ont permis de faire un bilan des performances environnementales des fermes d'élevage favorisant la biodiversité. Ces fermes utilisent très peu d'intrants, induisant une faible production et de faibles impacts environnementaux par ha. Cependant, leurs impacts exprimés par kg de produit sont variables. Ceci illustre bien la complémentarité de l'unité fonctionnelle classique « par kg de produit », une mesure relative qui évalue l'impact par quantité de produit, et l'unité fonctionnelle « par ha de terre occupée », une mesure absolue permettant l'évaluation d'une ferme ou d'un territoire. La faible utilisation d'intrants induit aussi un faible forçage anthropique, et l'usage extensif des surfaces amène une forte intégrité écologique. Ceci peut permettre la restauration des processus écologiques, la promotion de la biodiversité et la fourniture de SE, dont certains sont assimilables à des facteurs de production (Therond *et al.*, 2017), réduisant d'avantage l'utilisation d'intrants. Le lien entre restauration des processus écologiques (par ex., la floraison) et fourniture de SE (par ex., la pollinisation) au sein de ces fermes a été mis en évidence pour les prairies permanentes dans la thèse, et de façon générale dans la littérature. Il faut aussi nuancer le lien entre restauration des processus écologiques et biodiversité, que nous avons considéré comme positivement corrélés au vu des résultats, mais qui reste à confirmer. Ces résultats soulignent la nécessité d'analyser plus en profondeur les systèmes favorables à la biodiversité et les relations complexes entre leurs fonctions afin d'envisager leurs performances environnementales globales et leur durabilité de façon plus précise.

4.3. Évaluation de la performance environnementale globale via l'utilisation conjointe des trois méthodes

Bergez *et al.* (2022) ont proposé un cadre conceptuel combinant plusieurs méthodes pour évaluer une performance environnementale globale. Une approche similaire a été utilisée dans la thèse en considérant conjointement trois méthodes évaluant les trois composantes de la performance environnementale globale.

Une représentation d'un socio-écosystème permet d'identifier les relations qui peuvent être évaluées au sein de ce dernier grâce aux trois méthodes (Bergez *et al.*, 2022) (Fig. 6). L'ACV caractérise les impacts environnementaux de la société sur l'écosystème et ses composantes abiotiques. Certains de ces impacts ont une influence négative sur la biodiversité (Mace, 2010). Le SRA évalue un potentiel de biodiversité en considérant des effets anthropiques à court et long termes sur l'écosystème. Une future version de l'EFA Calculator considérant la surface totale des fermes permettrait de considérer l'ensemble des interactions entre composantes biotiques et abiotiques de l'écosystème fournissant les SE.

Dans cet outil, le lien entre pratiques et SE est issu de relations entre pratiques et biodiversité. Donc, ensemble, les trois méthodes évaluent une action charnière : l'effet des pratiques sur la biodiversité.

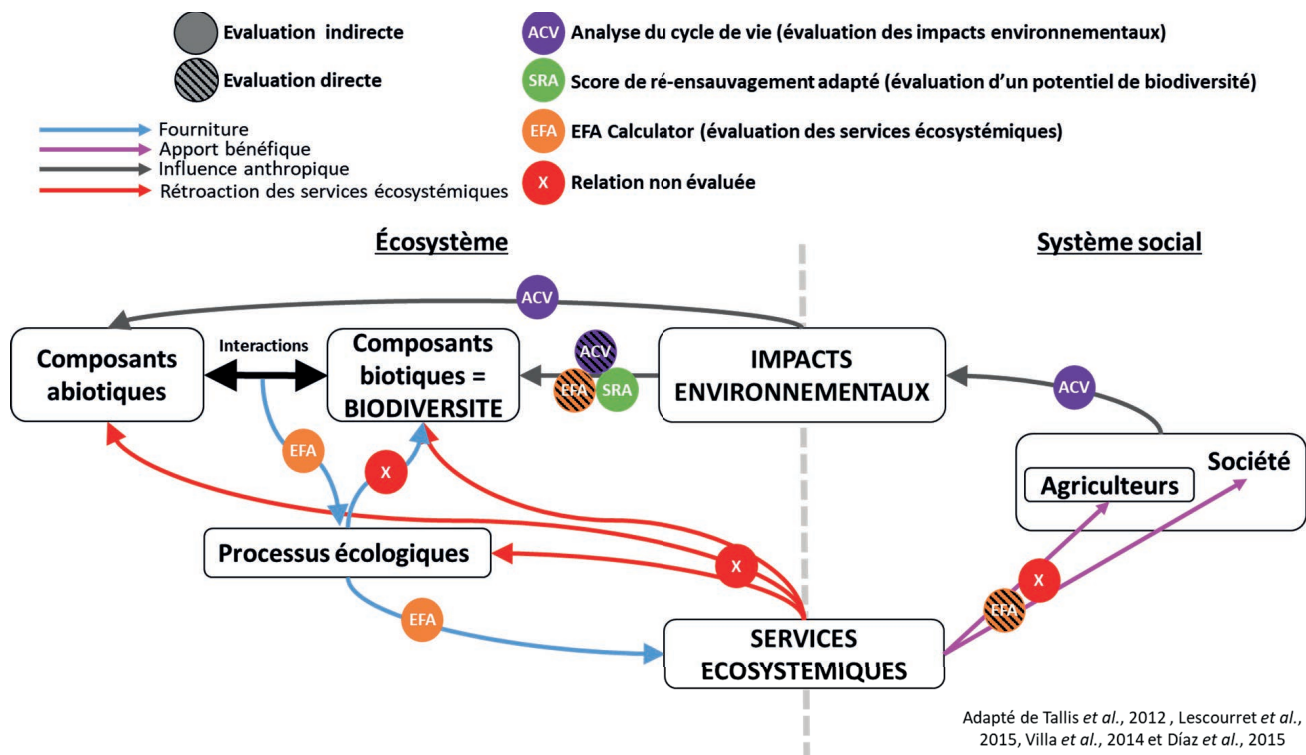


Figure 6 : Relations entre impacts environnementaux, biodiversité et services écosystémiques (SE) et bilan des interactions prises en compte par les trois méthodes utilisées. Source : Mondière (2023).

Figure 6: Relationships between environmental impacts, biodiversity and ecosystem services (ES) and assessment of the interactions considered by the three methods used. Source: Mondière (2023).

Cette représentation montre deux lacunes de l'utilisation conjointe des méthodes : (i) elle ne prend pas en compte l'autorégulation de l'écosystème, avec la rétroaction des SE sur l'écosystème, et (ii) elle ne différencie pas les SE selon les acteurs qui en bénéficient et la valeur qu'ils leurs accordent (Therond *et al.*, 2017). L'utilisation conjointe des trois méthodes génère plusieurs indicateurs de trois types distincts : l'état de l'agroécosystème (intégrité écologique dans le SRA), les pressions anthropiques qu'il subit (utilisation des terres et demande en énergie dans l'ACV, forçage anthropique dans le SRA) et les conséquences de cette pression (impacts environnementaux et fourniture de SE). Certains indicateurs ACV peuvent être agrégés en un indicateur de dommage global sur l'écosystème (Huijbregts *et al.*, 2016), les indicateurs de l'EFA Calculator peuvent être agrégés en un score global de SE (Tzilivakis *et al.*, 2016), et le SRA agrège les indicateurs de forçage anthropique et d'intégrité écologique (Torres *et al.*, 2018). L'utilisation conjointe donne donc à minima trois « notes ». L'agrégation de ces notes en un score global de performance environnementale nécessiterait d'étudier l'importance relative des trois composantes et de leurs indicateurs pour les pondérer selon l'objectif final de l'évaluation.

4.4. Perspectives

4.4.1. Promotion des fermes d'élevage favorisant la biodiversité

Les fermes d'élevage favorisant la biodiversité, avec une bonne performance environnementale globale et une production faible, peuvent fournir des avantages économiques via une production

de qualité (par ex., label bio), peu de charges et des droits aux « paiements verts » (Mondière, 2023).

Ces conclusions sont basées sur un échantillon restreint ; il serait nécessaire d'analyser plus de fermes favorisant la biodiversité afin de valider ces tendances, par exemple en partenariat avec l'association Paysans de Nature.

Elles font face à un contexte sociétal et climatique ambivalent. La demande en produits animaux augmente (Henchion *et al.*, 2021), mais plusieurs scénarii prospectifs préconisent la réduction de la consommation de produits animaux afin d'atteindre les objectifs de développement durable (Steffen *et al.*, 2015 ; Willett *et al.*, 2019). Dans ces scénarii, les rendements végétaux pourraient être plus faibles qu'actuellement, notamment à cause du changement climatique (Seufert *et al.*, 2012), induisant une allocation de plus de surface à la production végétale. Ces scénarios ouvrent donc des perspectives pour des fermes d'élevage favorisant la biodiversité, qui pourraient notamment intéresser les territoires à faible potentiel agricole.

La conjoncture actuelle d'augmentation des prix des intrants et de possible augmentation des « paiements verts » semble aussi propice à ces fermes (Mondière *et al.*, 2022).

4.4.2. Développement méthodologique

L'utilisation conjointe des trois méthodes permet de visualiser les efforts faits pour répondre aux différentes problématiques environnementales en distinguant les trois composantes évaluées. Le manque de maturité du SRA et de l'EFA Calculator empêche leur opérationnalité à court terme. Pour le SRA, la méthode doit être testée et validée sur plus de fermes et comparée à d'autres indices de biodiversité. Pour l'EFA Calculator, deux axes de développement ressortent : la prise en compte de la totalité des surfaces de la ferme et l'élargissement des SE évalués. Cet outil est en cours de développement au sein du projet européen « FRAMEwork » visant à valoriser la biodiversité au sein des territoires agricoles (FRAMEwork project, 2022).

Leur utilisation conjointe doit ensuite être approfondie. Ici, elle a été mentionnée sans application concrète. Une application aux fermes partenaires permettrait d'identifier des pistes d'amélioration, et puis un élargissement de l'échantillon (plus de diversité de fermes en élargissant l'aire géographique) serait une seconde étape pour définir son champ d'application. Puisque des doubles comptages peuvent découler de cette utilisation conjointe, des choix d'indicateurs devront être justifiés quand le cas se présentera. Un score de performance environnementale global pourrait alors être étudié. Dans ce cas, des règles d'agrégation et de pondération des trois composantes devront être décidées.

5. Conclusion

Une approche méthodologique a évalué la performance environnementale de fermes d'élevage en évaluant les impacts environnementaux, le potentiel de biodiversité et la fourniture de SE. Une méthode dédiée à chacune de ces trois composantes (ACV, SRA et EFA Calculator, respectivement) a été utilisée pour les évaluer individuellement, et un cadre d'analyse conjointe a été proposé. Comparer les fermes d'élevage favorisant la biodiversité à d'autres fermes d'élevage a mis en évidence leur bonne performance environnementale globale via de faibles impacts environnementaux, un bon potentiel de biodiversité et une fourniture importante de SE, ceci en contrepartie d'une faible productivité.

La thèse a aussi identifié des tendances sur la performance environnementale de fermes d'élevage favorisant la biodiversité. L'approfondissement des recherches sur ces systèmes peu étudiés pourrait aider à relever certains défis environnementaux actuels. Des axes de recherche portant sur leurs performances économique et sociale et leur multifonctionnalité ont aussi été identifiés.

Remerciements

Nous remercions l'ensemble des paysans/salariés des fermes partenaires, les scientifiques et acteurs associatifs collaborateurs ainsi que l'ADEME et l'Institut Olga Triballat pour le financement de la thèse.

Références bibliographiques

Bengtsson J., Bullock J.M., Egho B., Everson C., Everson T., O'Connor T., O'Farrell P.J., Smith H.G., Lindborg R. (2019). Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, 10(2).

Bergez J.E., Béthinger A., Bockstaller C., Cederberg C., Ceschia E., Guilpart N., Lange S., Müller F., Reidsma P., Riviere C., Schader C., Therond O., van der Werf H.M.G. (2022). Integrating agri-environmental indicators, ecosystem services assessment, life cycle assessment and yield gap analysis to assess the environmental sustainability of agriculture. *Ecol. Indic.*, 141, 109107.

Butchart S.H., Stattersfield A.J., Bennun L.A., Shutes S.M., Akcakaya H.R., Baillie J.E., Stuart S.N., Hilton-Taylor C., Mace G.M. (2004). Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List indices for birds. *PLoS Biol.*, 2(12), e383.

Chiatante G., Pellitteri-Rosa D., Torretta E., Nonnis Marzano F., Meriggi A. (2021). Indicators of biodiversity in an intensively cultivated and heavily human modified landscape. *Ecol. Indic.*, 130, 108060.

Cleveland C.J., Costanza R., Hall C.A.S., Kaufmann R. (1984). Energy and the U.S. economy: a biophysical perspective. *Science*, 225(4665), 890-897.

Corson M.S., Mondière A., Morel L., van der Werf H.M.G. (2023). Au-delà de l'agroécologie : le ré-ensauvagement agricole, une perspective pour les systèmes d'élevage ? *INRAE Prod. Anim.*, 36(3), 7714.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber F., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., P. S., van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Dardonville M., Legrand B., Clivot H., Bernardin C., Bockstaller C., Therond O. (2022). Assessment of ecosystem services and natural capital dynamics in agroecosystems. *Ecosyst. Serv.*, 54, 101415.

Delzons O., Cima V., Fournier C., Gourdain P., Hérard K., Lacoeuilhe A., Laignel J., Roquinarç'h O., Thierry C. (2021). *Indice de qualité écologique (IQE), Indice de potentialité écologique (IPE), Guide méthodologique*, 104 p.

Díaz S., Settele J., Brondízio E., Ngo H.T., Guèze M., Agard J., Arneeth A., Balvanera P., Brauman K., Butchart S., Chan K., Garibaldi L., Ichii K., Liu J., Subramanian S.M., Midgley G., Miloslavich P., Molnár Z., Obura D., Pfaff A., Polasky S., Purvis A., Razzaque J., Reyers B., Chowdhury R.R., Shin Y.-J., Visseren-Hamakers I., Willis K., Zayas C. (2019). *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, 56 p.

Dumont B., Fortun-Lamothe L., Jouven M., Thomas M., Tichit M. (2013). Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7(6), 1028-1043.

Dumont B., Ryschawy J., Duru M., Benoit M., Chatellier V., Delaby L., Donnars C., Dupraz P., Lemaufiel-Lavenant S., Meda B., Vollet D., Sabatier R. (2019). Review: Associations among goods, impacts and ecosystem services provided by livestock farming. *Animal*, 13(8), 1773-1784.

Duru M., Moraine M., Therond O. (2015). An analytical framework for structuring analysis and design of sustainable ruminant livestock systems. *Anim. Front.*, 5, 6-13.

Duru M., Pontes L.D.A.S., Schellberg J., Theau J.P., Therond O. (2019). Grassland functional diversity and management for enhancing ecosystem services and reducing environmental impacts: a cross-scale analysis. Dans Lemaire, G., De Faccio Carvalho, P.C., Krongberg, S., Recous, S. (Eds.), *Agroecosystem Diversity* (pp. 211-230): Academic Press.

Farm-XP. (2021). Ferme de Thorigné d'Anjou (49). Source : <https://www.farmxp.fr/nos-fermes/ferme-de-thorigne-danjou>

Farm-XP. (2022). Ferme de Derval (44). Source : <https://www.farmxp.fr/nos-fermes/ferme-de-derval>

Foley J.A., Ramankutty N., Brauman K.A., Cassidy E.S., Gerber J.S., Johnston M., Mueller N.D., O'Connell C., Ray D.K., West P.C., Balzer C., Bennett E.M., Carpenter S.R., Hill J., Monfreda C., Polasky S., Rockstrom J., Sheehan J.,

- Siebert S., Tilman D., Zaks D.P. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337-342.
- FRAMEwork project. (2022). FRAMEwork project, valuing farmland biodiversity. Source : <https://www.framework-biodiversity.eu/>
- Glinec J.-F. (2019). De la botanique à la multifonctionnalité : témoignage sur l'évolution d'une ferme qui a intégré les aspects sociaux et écologiques. *Fourrages*, 237, 41-46.
- González-Chang M., Wratten S.D., Shields M.W., Costanza R., Dainese M., Gurr G.M., Johnson J., Karp D.S., Ketelaar J.W., Nboyine J., Pretty J., Rayl R., Sandhu H., Walker M., Zhou W. (2020). Understanding the pathways from biodiversity to agro-ecological outcomes: A new, interactive approach. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 301, 107053.
- Haines-Young R., Potschin M. (2018). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 Guidance on the Application of the Revised Structure*, 19 p.
- Henchion M., Moloney A.P., Hyland J., Zimmermann J., McCarthy S. (2021). Review: Trends for meat, milk and egg consumption for the next decades and the role played by livestock systems in the global production of proteins. *Animal*, 15 Suppl 1, 100287.
- Herrero M., Thornton P.K., Gerber P., Reid R.S. (2009). Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 1(2), 111-120.
- Huijbregts M.A.J., Steinmann Z.J.N., Elshout P.M.F., Stam G., Verones F., Vieira M., Zijp M., Hollander A., van Zelm R. (2016). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. LCA*, 22(2), 138-147.
- IDELE. (2020, 28/10/2022). INOSYS Observatory - Livestock networks 2021. Source : <https://idele.fr/observatoire-inosys>
- IPES-Food. (2016). *From uniformity to diversity: a paradigm shift from industrial agriculture to diversified agroecological systems*. Source : <https://www.ipes-food.org>
- James P. (2018). *Knepp Castle Estate, Breeding bird survey*. Source : <https://knepp.co.uk/wp-content/uploads/2022/01/Bird-survey.pdf>
- Jolliet O., Saadé-Sbeih M., Shaked S., Jolliet A., Crettaz P. (2015). *Environmental Life Cycle Assessment* : CRC Press, 332 p.
- Kleppel G.S. (2020). Do differences in livestock management practices influence environmental impacts? *Front. Sust. Food Syst.*, 4, 1-15.
- Kok A., de Olde E.M., de Boer I.J.M., Ripoll-Bosch R. (2020). European biodiversity assessments in livestock science: A review of research characteristics and indicators. *Ecol. Indic.*, 112, 105902.
- Kyttä V., Roitto M., Astaptsev A., Saarinen M., Tuomisto H.L. (2021). Review and expert survey of allocation methods used in life cycle assessment of milk and beef. *Int. J. LCA*, 27(2), 191-204.
- Laisse S., Baumont R., Dusart L., Gaudré D., Rouillé B., Benoit M., Veyssset P., Rémond D., Peyraud J.-L. (2018). L'efficacité nette de conversion des aliments par les animaux d'élevage : une nouvelle approche pour évaluer la contribution de l'élevage à l'alimentation humaine. *INRA Prod. Anim.*, 31(3), 269-288.
- Leip A., Billen G., Garnier J., Grizzetti B., Lassaletta L., Reis S., Simpson D., Sutton M.A., de Vries W., Weiss F., Westhoek H. (2015). Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environ. Res. Lett.*, 10(11).
- Mace G.M. (2010). Drivers of biodiversity change. Dans Leader-Williams, N., Adams, W.M., Smith, R.J. (Eds.), *Trade-Offs in Conservation: Deciding What to Save* (pp. 349-364): Blackwell Publishing Ltd
- Mondière A. (2023). *Performance environnementale de fermes d'élevage favorisant la biodiversité*. (Ph.D.). Institut Agro Rennes-Angers, Rennes, France. (C-166 2023-5)
- Mondière A., Corson M.S., Auberger J., Durant D., Foray S., Glinec J.-F., Green P., Novak S., Signoret F., van der Werf H.M.G. (2024). Trade-offs between higher productivity and lower environmental impacts for biodiversity-friendly and conventional cattle-oriented systems. *Agric. Syst.*, 213, 103798.
- Mondière A., Corson M.S., Valence L., Morel L., van der Werf H.M.G. (2023a). Adapting and applying the rewilding score to assess the biodiversity potential of herbivore farms. *Ecol. Indic.*, 156, 111165.
- Mondière A., Thomas V., Corson M.S., Diraison M., Dulac P., Siguier D., van der Werf H.M.G. (2022). *Farming with nature: lessons from rewilding agriculture and Paysans de nature*. Communication présentée au colloque Eursafe 2022, Édinburgh, Écosse.
- Mondière A., Tziliavakis J., Warner D.J., van der Werf H.M.G., Farruggia A., Glinec O., Corson M.S. (2023b). An improved indicator framework to assess and optimise ecosystem services provided by permanent grasslands. *Ecol. Indic.*, 146, 109765.
- Novak S., Godoc B., Chargelègue F., Audebert G., Troquier C. (2020). *Analyse technico-économique d'un système bovin laitier agroécologique adapté au changement climatique*. Communication présentée au colloque 3R: Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants.
- Paysans de Nature. (2021). Charte des paysans de nature. Source : <https://www.paysansdenature.fr/wp-content/uploads/2021/12/charte-des-paysans-de-nature.pdf>
- Poore J., Nemecek T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360(6392), 987-992.
- Ritchie H., Roser M. (2019). "Land Use", Our World in Data. Source : <https://ourworldindata.org/land-use>
- Roche B., Farruggia A., Pousin M., Riga P., Chataigner C., Boutifard V., Prieur M., Roux P., Cooke A.S., Rivero M.J. (2022). The Maraichine cattle breed supports breeders and researchers in the Atlantic coastal marshlands. *Ruminants*, 2(2), 173-187.
- Rockström J., Edenhofer O., Gaertner J., DeClerck F. (2020). Planet-proofing the global food system. *Nature Food*, 1(1), 3-5.
- Rodriguez-Ortega T., Oteros-Rozas E., Ripoll-Bosch R., Tichit M., Martin-Lopez B., Bernues A. (2014). Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8(8), 1361-1372.
- Ryschawy J., Dumont B., Therond O., Donnars C., Hendrickson J., Benoit M., Duru M. (2019). Review: An integrated graphical tool for analysing impacts and services provided by livestock farming. *Animal*, 13(8), 1760-1772.
- Seufert V., Ramankutty N., Foley J.A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485(7397), 229-232.
- Soulé E., Michonneau P., Michel N., Bockstaller C. (2021). Environmental sustainability assessment in agricultural systems: A conceptual and methodological review. *J. Clean. Prod.*, 325, 129291.
- Steffen W., Richardson K., Rockstrom J., Cornell S.E., Fetzer I., Bennett E.M., Biggs R., Carpenter S.R., de Vries W., de Wit C.A., Folke C., Gerten D., Heinke J., Mace G.M., Persson L.M., Ramanathan V., Reyers B., Sorlin S. (2015). Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855.
- Therond O., Duru M., Roger-Estrade J., Richard G. (2017). A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. *Agron. Sust. Dev.*, 37(3), 21.
- Torres A., Fernández N., Zu Ermgassen S., Helmer W., Revilla E., Saavedra D., Perino A., Mimet A., Rey-Benayas J.M., Selva N., Schepers F., Svenning J.C., Pereira H.M. (2018). Measuring rewilding progress. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., Ser. B: Biol. Sci.*, 373(1761).
- Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.*, 8(8), 857-874.
- Tuck S.L., Winqvist C., Mota F., Ahnstrom J., Turnbull L.A., Bengtsson J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.*, 51(3), 746-755.

- Tziliavakis J., Warner D.J., Green A., Lewis K.A., Angileri V. (2016). An indicator framework to help maximise potential benefits for ecosystem services and biodiversity from ecological focus areas. *Ecol. Indic.*, 69, 859-872.
- Willett W., Rockström J., Loken B., Springmann M., Lang T., Vermeulen S., Garnett T., Tilman D., DeClerck F., Wood A., Jonell M., Clark M., Gordon L.J., Fanzo J., Hawkes C., Zurayk R., Rivera J.A., De Vries W., Majele Sibanda L., Afshin A., Chaudhary A., Herrero M., Agustina R., Branca F., Lartey A., Fan S., Crona B., Fox E., Bignet V., Troell M., Lindahl T., Singh S., Cornell S.E., Srinath Reddy K., Narain S., Nishtar S., Murray C.J.L. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet*, 393(10170), 447-492.