innovations agronomiques

n°104 / Août 2025



Élevages herbivores : les apports de la biodiversité des sols aux territoires

Le développement des pratiques agroécologiques est une nécessité pour, d'une part adapter les systèmes agri-alimentaires au changement climatique et à ses aléas et, d'autre part, atténuer leurs impacts environnementaux. La biodiversité est identifiée comme un facteur clé pour la durabilité des systèmes d'élevage dans leurs écosystèmes environnementaux, couplant la diversité génétique des espèces domestiques à celle des espèces sauvages. Ce numéro présente des résultats sur la biodiversité domestique en élevages herbivores et la biodiversité environnementale impactée et mobilisée, depuis l'échelle des sols jusqu'à celle des territoires.

/// Crédit photo : Bertrand NICOLAS / INRAE

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

INRAE

Innovations Agronomiques
Agriculture / Alimentation / Environnement

Innovations Agronomiques

Volume 104 - Août 2025

Élevages herbivores : les apports de la biodiversité des sols aux territoires

Le développement des pratiques agroécologiques est une nécessité pour, d'une part adapter les systèmes agri-alimentaires au changement climatique et à ses aléas et, d'autre part, atténuer leurs impacts environnementaux. La biodiversité est identifiée comme un facteur clé pour la durabilité des systèmes d'élevage dans leurs écosystèmes environnementaux, couplant la diversité génétique des espèces domestiques à celle des espèces sauvages. Ce numéro présente des résultats sur la biodiversité domestique en élevage herbivores et la biodiversité environnementale impactée et mobilisée, depuis l'échelle des sols jusqu'à celle des territoires.

Directeur de la publication : Philippe Mauguin, Président directeur Général INRAE

Rédaction en chef : Christian Huyghe, Chargé de mission à la Direction Scientifique Agriculture INRAE, et Isabelle Litrico, Directrice Scientifique Agriculture INRAE

Coordination éditoriale : Aurélie Gauguery, Responsable des Carrefours de l'Innovation INRAE

Comité scientifique de la revue : Claire Rogel-Gaillard, Sophie Thoyer et Christian Lannou, Directrices et directeur scientifiques Agriculture adjoints ; Sophie Nicklaus, Directrice scientifique Alimentation et bioéconomie adjointe ; Alban Thomas et Pierre Renault, Directeurs scientifiques Environnement adjoints, INRAE ; Nathalie Munier-Jolain, Directrice générale déléguée à la science et à l'innovation adjointe, INRAE ; Isabelle Pion, Chargée de mission agroécologie et transition des systèmes agricoles, Direction de l'Appui aux Politiques Publiques, INRAE ; Marianne Sellam, Directrice scientifique et technique, ACTA, Luc Mounier, Enseignant-chercheur, VetAgro Sup ; Nicolas Brault, Directeur adjoint de l'unité de recherche Interact, Institut Polytechnique UniLaSalle ; Alessia Lefébure, Directrice, Sciences Po Aix.

Coordination scientifique du numéro : René Baumont, GIS Elevage, INRAE ; Claire Collas, ENSAIA ; Aurélie Gauguery, INRAE ; Justine Faure, Institut Agro-Rennes ; Claire Rogel-Gaillard, INRAE ; Annabelle Meynadier, ENVT ; Alain Ducos, ENVT ; Philippe Jacquiet, ENVT ; Anais Bédué, VetAgroSup ; Guylain Grange, VetAgroSup ; Magali Jouven, Institut agro ; Max Huguet, Agreenium ; Christelle Philippeau, Institut Agro ; Yves Michelin, VetAgroSup ; Marie-Pierre Ellies, Bordeaux SciencesAgro ; Nathalie Bareille, ONIRIS ; Philippe Lescoat, Agroparistech ; Philippe Prévost, Agreenium.

Initiée en 2007, la revue de transfert Innovations agronomiques a pour ambition de diffuser les savoirs et de favoriser les échanges entre les acteurs de la recherche et les professionnels de l'agriculture, de l'alimentation et de l'environnement, et de faciliter leur appropriation par les acteurs de la chaîne de valeur agri-alimentaire (professionnels du secteur, chercheurs, conseillers, R&D, agriculteurs, enseignants et apprenants, décideurs publics, société civile, etc.). Elle complète la démarche générale de transfert des Carrefours de l'Innovation INRAE (https://ciag.hub.inrae.fr/) qui réunissent ces acteurs impliqués dans les travaux au cœur des défis mondiaux et sociétaux de notre siècle : production et performance économique, santé, changement climatique, raréfaction des ressources non renouvelables, préservation de la biodiversité, des ressources naturelles et de l'environnement, qualité de vie et des emplois…

La revue est une propriété d'INRAE, intégralement financée sur des fonds publics.

Revue en accès libre diamant, publiée par INRAE. Les articles sont relus et validés par des experts scientifiques et opérationnels.

Site de la revue : https://ciag.hub.inrae.fr/revue-innovations-agronomiques

Contact : innovations-agronomiques@inrae.fr

Adresse : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement – 147 rue de l'Université – 75338 Paris Cedex 07

ISSN : 1958-5853 (édition électronique)

ISBN (PDF) : 978-2-7380-1473-3

ISBN (ePub) : 978-2-7380-1474-0

DOI : https://doi.org/10.17180/innovagro-2025-vol104

Pour citer ce numéro : René Baumont, Claire Collas, Aurélie Gauguery, Justine Faure, Claire Rogel-Gaillard, Annabelle Meynadier, Alain Ducos, Philippe Jacquiet, Anaïs Bédué, Guylain Grange, Magali Jouven, Max Huguet, Christelle Philippeau, Yves Michelin, Marie-Pierre Ellies, Nathalie Bareille, Philippe Lescoat, Philippe Prévost. Innovations agronomiques. Élevages herbivores : les apports de la biodiversité des sols aux territoires, 2025, 104. 10.17180/innovagro-2025-vol104

Photo de couverture : Bertrand Nicolas / INRAE

Licence : CC BY 4.0

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté Égalité Fraternité

INRAE

Sommaire

Thierry CAQUET, 2025 - **Les atouts de la biodiversité pour l'élevage.** Innovations agronomiques 104, 1-14 **https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art01**

Antonio RODRIGUEZ, Abad CHABBI et Gaëtan LOUARN, 2025 - **Relation entre la diversité floristique des prairies, leur performance productive, et leur capacité de stockage de Carbone.** Innovations agronomiques 104, 15-30 **https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art02**

Sandra NOVAK, Fabien BOURGOIN, Franck CHARGELEGUE, Guillaume AUDEBERT, Rémy DELAGARDE et Marine CURTIL-DIT-GALIN, 2025 - **OasYs, un système bovin laitier basé sur la diversité des ressources fourragères.**

Innovations agronomiques 104, 31-42
https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art03

Bertrand DUMONT, Pascal CARRERE, Anne FARRUGGIA, Lucie ALLART, Vincent OOSTVOGELS et Raimon RIPOLL-BOSCH, 2025 - **Pâturage et biodiversité dans les zones AOP du Massif central.**
Innovations agronomiques 104, 43-54
https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art04

Servane LEMAUVIEL-LAVENANT, Corentin IRIEN et Jean-François ODOUX, 2025 - **Le rôle de l'élevage dans la conservation des prairies de marais et des services écosystémiques qu'elles rendent.**
Innovations agronomiques 104, 55-67
https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art05

Eric KERNEIS, 2025 - **Les prairies du marais de Brouage en Charente-Maritime : une ressource pour l'élevage et la biodiversité.**
Innovations agronomiques 104, 68-78
https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art06

Justine FAURE, Lucile MONTAGNE, Maylis DUMINIL, Lorraine DAUNY, Lucie GONTIER, Manon CHEVALIER et Lou-Ann BARRIER, 2025 - **Concevoir et évaluer des systèmes d'élevages favorables à la biodiversité : exemple d'un projet d'étudiant(e)s.**
Innovations agronomiques 104, 79-90
https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art07

Hayo MG van der WERF, Aymeric MONDIERE, Jean-François GLINEC, Frédéric SIGNORET et Michael S CORSON, 2025 - **Les fermes d'élevage herbivore qui favorisent la biodiversité, un modèle pour demain.**
Innovations agronomiques 104, 91-104
https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art08

Corentin BABIN, Sandrine ESPAGNOL et Joël AUBIN, 2025 - **Évaluer les impacts des activités agricoles sur la biodiversité : analyse des méthodes d'évaluation.**
Innovations agronomiques 104, 105-118
https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art09

Les atouts de la biodiversité pour l'élevage

Thierry CAQUET[1]

[1] INRAE, Collège de Direction, 147 rue de l'Université, 75338 Paris Cedex 07, France

Correspondance : thierry.caquet@inrae.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art01

Résumé

L'élevage et la biodiversité sont au cœur de nombreux enjeux, en lien notamment avec le changement climatique. Si des antagonismes sont parfois observés, la biodiversité, qu'il s'agisse d'agrobiodiversité ou de biodiversité spontanée, doit être vue comme un atout pour la durabilité de l'élevage et un levier pour la reconception des systèmes de production. En particulier, la biodiversité des prairies peut jouer un rôle central. Des bénéfices multiples sont observés en termes de productivité, incluant la qualité des produits, mais aussi en termes de résilience vis-à-vis d'un certain nombre d'aléas, dont les aléas climatiques. En adoptant les principes de l'agroécologie, il est possible de favoriser certaines interactions positives et d'éviter les antagonismes. Les démarches correspondantes doivent tenir compte des caractéristiques du système concerné et veiller à prendre en compte d'autres aspects que la biodiversité (charge de travail, modèle économique de l'exploitation, etc.).

Mots-clés : agroécologie ; productions animales ; pâturage ; prairies ; résilience.

Abstract: The benefits of biodiversity for livestock farming

Livestock farming and biodiversity are at the heart of local and global issues, particularly in relation to climate change. Although antagonisms are sometimes observed, biodiversity, whether agrobiodiversity or spontaneous biodiversity, must be seen as an asset for the sustainability of livestock farming and a lever for redesigning production systems. In particular, grassland biodiversity can play a central role. Multiple benefits can be expected in terms of productivity, including quality, but also resilience to a number of hazards, including climatic ones. By adopting the principles of agroecology, it is possible to foster positive interactions and avoid antagonisms. The corresponding approaches must consider the characteristics of the system concerned and ensure that aspects other than biodiversity are also considered (workload, farm economic model, etc.).

Keywords: agroecology; animal production; grazing; grasslands; resilience.

1. Introduction : biodiversité et élevage au cœur d'enjeux globaux

La biodiversité, fruit de l'évolution, est au cœur de la production agricole et à la base des systèmes alimentaires : tout ce que nous consommons est issu, d'une manière ou d'une autre de la biodiversité.

Or, le constat dressé en 2019 par l'IPBES (The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) dans son évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques est clair (IPBES, 2019) : l'intensification et la multiplication des pressions sur la biodiversité sont avant tout associées aux activités humaines (démographie et évolution des demandes en alimentation, urbanisation, agriculture, transports, demande en bioénergie et biomatériaux, etc.) et le changement climatique exacerbe leurs impacts. Selon l'IPBES, plus d'un million d'espèces animales et végétales sont menacées d'extinction, 75 % de la surface des terres sont altérés de manière significative par les actions humaines et plus de 85 % des zones humides ont été détruites. Au travers du changement de l'usage des terres et de la consommation de fertilisants, de produits phytosanitaires

et d'anti-infectieux, l'agriculture, incluant l'élevage, contribue fortement à la dégradation de la biodiversité.

L'agriculture est aussi à l'origine de transformations profondes de la biosphère. Les pâturages et les zones cultivées occupent 40 % des surfaces terrestres et sont devenus un des biomes les plus étendus de notre planète (Asner *et al.*, 2004 ; Foley *et al.*, 2005). L'Homme utilise directement 70 % de la surface terrestre libre de glace, dont environ 12 % pour les terres cultivées et environ 21 % pour le pâturage intensif ou extensif (IPCC, 2019). L'humanité utilise ¼ à ⅓ de la production primaire nette potentielle pour l'alimentation humaine et animale, les fibres, le bois et l'énergie. Depuis 1961, la croissance démographique mondiale (augmentation de 150 %) et l'évolution de la consommation par habitant ont entraîné des taux sans précédent d'utilisation des terres et de l'eau douce. Ceci s'est aussi accompagné d'une augmentation massive de l'utilisation d'azote minéral comme fertilisant (multipliés par 9 depuis 1961), permettant notamment une augmentation des rendements céréaliers (multiplié par 3 depuis 1961), ainsi que du nombre total de ruminants (+60 % depuis 1961). La biomasse mondiale des mammifères d'élevage, mesurée en quantité de carbone (C), est beaucoup plus importante que celle des mammifères sauvages (≈ 0,1 Gigatonne (Gt) C contre ≈ 0,007 Gt C). Il en est de même pour celle des oiseaux d'élevage par rapport à celle des oiseaux sauvages (≈ 0,005 Gt C, dominés par les poulets, contre ≈ 0,002 Gt C ; Bar-On *et al.*, 2018). Pour la période 2010-2019, les activités agricoles, forestières et autres activités liées à l'usage des terres représentent en moyenne 21 % du total net des émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES ; 11,9 ± 4,4 Gt CO_2e/an ; IPCC, 2022). Environ 30 % des émissions anthropiques totales de GES proviennent du système alimentaire mondial (incluant les émissions liées au transport, stockage, entreposage et conditionnement).

Le modèle agricole intensif s'est construit en opposant une biodiversité cultivée ou élevée (aussi appelée agrobiodiversité) « utile » à une biodiversité spontanée jugée « non utile », voire « indésirable » comme par exemple les plantes de bord des champs. Ses limites sont apparentes : dégradation de la biodiversité, y compris l'agrobiodiversité, pollutions, résistance des insectes ravageurs ou des champignons pathogènes aux pesticides, etc. Les atteintes à la biodiversité et aux ressources naturelles (eau, sols, etc.) fragilisent les systèmes cultivés, accroissent leur vulnérabilité et diminuent leur résilience à divers aléas dont ceux associés au changement climatique (vagues de chaleur, sécheresse ou au contraire excès d'eau, etc.). Par exemple, des travaux multiples ont mis en évidence le rôle majeur de l'agriculture intensive dans le déclin des insectes à l'échelle mondiale (Outhwaite *et al.*, 2022). L'Europe n'est pas épargnée, avec de nombreux impacts tels que la présence excessive de nutriments dans les milieux aquatiques, la surexploitation des ressources en eau, la pollution des milieux par des micropolluants (produits phytosanitaires par exemple), la perte d'habitats (haies, zones humides, etc.), la dégradation des sols ou la perte de biodiversité, notamment des pollinisateurs et des autres insectes, ainsi que de certaines espèces d'oiseaux (Rigal *et al.*, 2023). Plus largement, les altérations de la biodiversité sont susceptibles d'avoir des conséquences négatives sur le fonctionnement des écosystèmes et la fourniture des services que les sociétés humaines retirent de la biodiversité et des écosystèmes (IPBES, 2019), ainsi que sur l'émergence de maladies infectieuses (Keesing et Ostfeld, 2021).

L'agrobiodiversité n'est pas épargnée. Le rapport de l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture sur la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2019) rappelle que cette biodiversité est indispensable à la sécurité alimentaire, au développement durable et à la fourniture de nombreux services écosystémiques essentiels pour les populations humaines. Elle concourt au renforcement de la résilience des systèmes de production et des moyens d'existence face aux chocs et aux crises, en particulier les effets du changement climatique. Elle constitue une ressource clé pour concilier production alimentaire et limitation des incidences négatives sur l'environnement. Elle apporte aussi de multiples contributions aux moyens d'existence des populations humaines et permet souvent aux producteurs agricoles et autres producteurs de denrées alimentaires d'être moins tributaires d'intrants externes coûteux ou nocifs pour l'environnement. Or, de nombreux éléments essentiels de cette

biodiversité sont en déclin, que ce soit au niveau génétique, des espèces ou des écosystèmes. Par exemple, la proportion des races d'animaux d'élevage en danger d'extinction (26 % des 7 745 races locales recensées dans le monde) est en augmentation et dans certaines régions, la diversité végétale dans les champs diminue (9 des 6 000 espèces végétales cultivées à des fins alimentaires représentent 66 % de la production agricole totale) tandis que dans le même temps les facteurs qui menacent l'agrobiodiversité, comme le changement climatique ou l'uniformisation des productions s'accentuent. Or, la biodiversité spontanée et l'agrobiodiversité sont essentielles pour rendre possible la transition des systèmes alimentaires via la transformation des systèmes actuels vers des systèmes qui permettent d'atteindre plusieurs objectifs : la sécurité alimentaire pour tous, la satisfaction des préférences alimentaires des consommateurs, un niveau de vie décent pour tous les producteurs, la production de denrées dans le respect de la biodiversité et des écosystèmes, ainsi que l'atténuation et l'adaptation au changement climatique. Pour autant, il convient de ne pas oublier que, dans certaines situations, les activités d'élevage peuvent être exposées à des menaces issues de la biodiversité spontanée, qu'il s'agisse de prédation (Marsden *et al*., 2023) ou de la transmission de zoonoses (Karmacharya *et al.*, 2024).

2. Élevage et biodiversité : des relations ambivalentes

Selon l'IPBES (2019), les cinq facteurs directs de changement (« pressions ») qui affectent la nature et ont les plus forts impacts à l'échelle mondiale sur la biodiversité sont : (1) les changements d'usage des terres et de la mer ; (2) l'exploitation directe de certains organismes ; (3) le changement climatique ; (4) les espèces exotiques envahissantes ; et (5) la pollution. L'élevage peut contribuer de manière directe ou indirecte à chacun de ces facteurs, mais aussi avoir des bénéfices pour la biodiversité (FAO, 2020 ; Figure 1). Par exemple, les systèmes d'élevage détruisent les habitats de la biodiversité lorsque des forêts sont converties en pâturages ou en terres cultivées pour la production d'aliments pour le bétail, mais le pâturage est souvent le seul moyen de maintenir les prairies semi-naturelles qui existent depuis des centaines d'années et abritent une biodiversité riche et unique (Alkemade *et al.*, 2012).

Dans ce qui suit, sont abordés plus en détail les relations entre pâturage et biodiversité, le rôle central de la biodiversité des prairies et les relations entre élevage et faune sauvage.

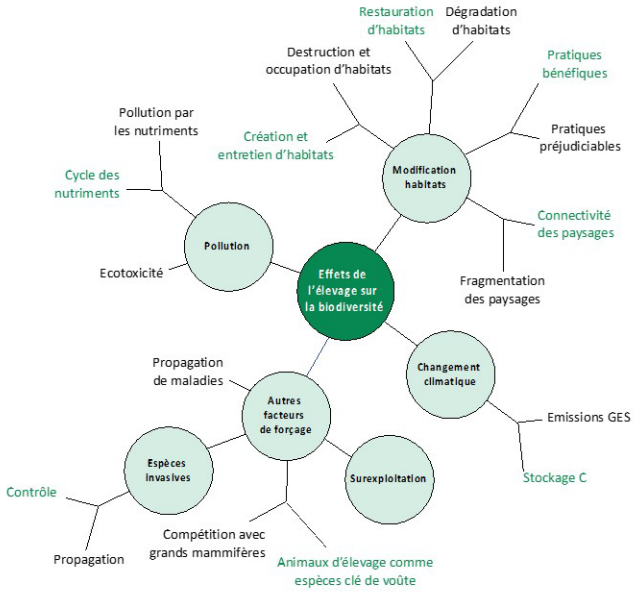


Figure 1 : Représentation schématique des interactions directes et indirectes entre élevage et biodiversité. Les interactions positives sont indiquées en vert (d'après FAO, 2020).

2.1. Pâturage et biodiversité

Selon Garcia-Vega *et al*. (2024), des effets contradictoires de l'activité de pâturage sur l'abondance et la diversité des espèces sont rapportés dans la littérature. Ces contradictions apparentes s'expliquent par

l'échelle d'étude, les groupes taxonomiques, le climat ou l'intensité du pâturage pris en considération (Liang *et al*., 2021). Ainsi, si la méta-analyse mondiale de Filazzola *et al*. (2020) a mis en évidence des effets négatifs du pâturage sur l'abondance des plantes et des vertébrés, ainsi que sur la diversité des invertébrés, une autre méta-analyse détaillant plus finement les pratiques a trouvé des effets significativement positifs sur la diversité des plantes et des microbes du sol à des intensités de pâturage faibles et modérées, mais une baisse pour un pâturage plus intensif (Wang et Tang, 2019). Cette forme de relation est conforme à l'hypothèse de perturbation intermédiaire qui postule que la diversité devrait culminer à des intensités de pâturage modérées.

Le pâturage intensif peut entraîner des changements dans la composition, la structure de l'assemblage et le fonctionnement des écosystèmes prairiaux (Watkinson et Ormerod, 2001). A l'échelle mondiale, il est impliqué dans le déclin de la richesse, de la diversité et de l'abondance de certains vertébrés, ainsi que dans la réduction de la biomasse des insectes (Wazna, 2016). Ceci découle de l'effet cumulatif de la destruction des habitats, de l'herbivorie (changements dans la structure de la végétation) et du piétinement (compactage du sol et eutrophisation), ainsi que des pratiques de gestion du pâturage.

Tous les taxons ne répondent pas de la même manière : si dans certaines études la biodiversité des arthropodes diminue avec le pâturage, Van Klink et WallisDeVries (2018) ont mis en évidence les effets positifs du pâturage sur les arthropodes dans cinq pays européens, lorsque le contrôle des populations d'herbivores sauvages ou domestiques dans les systèmes de ré-ensauvagement a conduit à des densités équivalentes à moins de 1,5 fois les capacités de charge des écosystèmes. Ces données suggèrent que les pâturages peuvent abriter des niveaux élevés de biodiversité lorsque leur gestion imite les conditions naturelles des prairies.

Dans les systèmes extensifs, une gestion inadaptée du pâturage peut conduire à un surpâturage qui entraîne la dégradation des sols et réduit la diversité végétale ainsi que la productivité. A l'inverse, l'abandon du pâturage peut entraîner une homogénéisation des communautés végétales due à la perte d'espèces spécialisées rares et à l'augmentation de la présence d'espèces généralistes communes, conduisant à un déclin général de la biodiversité végétale (Epelde *et al.*, 2017 ; Oggioni *et al.*, 2020).

Des effets de l'arrêt du pâturage sur la biodiversité des micro-organismes et de la faune du sol ont aussi été mis en évidence (Oggioni *et al.*, 2020). L'homogénéisation biotique et la perte de biodiversité associée résultant de l'exclusion du pâturage sont susceptibles d'avoir un impact sur le fonctionnement des écosystèmes (Johansen *et al.*, 2019 ; Oggioni *et al.*, 2020).

Dans le cadre d'une gestion adéquate, les animaux domestiques peuvent jouer le rôle écologique des herbivores sauvages dans le maintien de la biodiversité prairiale (Bond et Parr, 2010). En outre, la diversité écologique au sein des écosystèmes exposés à des niveaux modérés de pâturage offre souvent des conditions favorables pour que les plantes et les animaux (en particulier les invertébrés) trouvent des habitats adaptés à l'accomplissement de leur cycle de vie (Neilly *et al*., 2016 ; Pozo *et al*., 2021).

2.2. La biodiversité des prairies : une richesse à préserver

Les prairies naturelles abritent souvent une biodiversité importante et elles supportent diverses fonctions et services écosystémiques (Figure 2). Par exemple, elles fournissent des services d'approvisionnement tels que la production de fourrage, des services culturels et des services de régulation tels que le stockage du carbone, la régulation de l'eau et le contrôle de l'érosion des sols. Elles ont aussi une influence sur la qualité des produits animaux, viandes ou produits laitiers. En outre, elles contribuent à la régulation du climat via la séquestration de carbone dans le sol et leur albédo élevé.

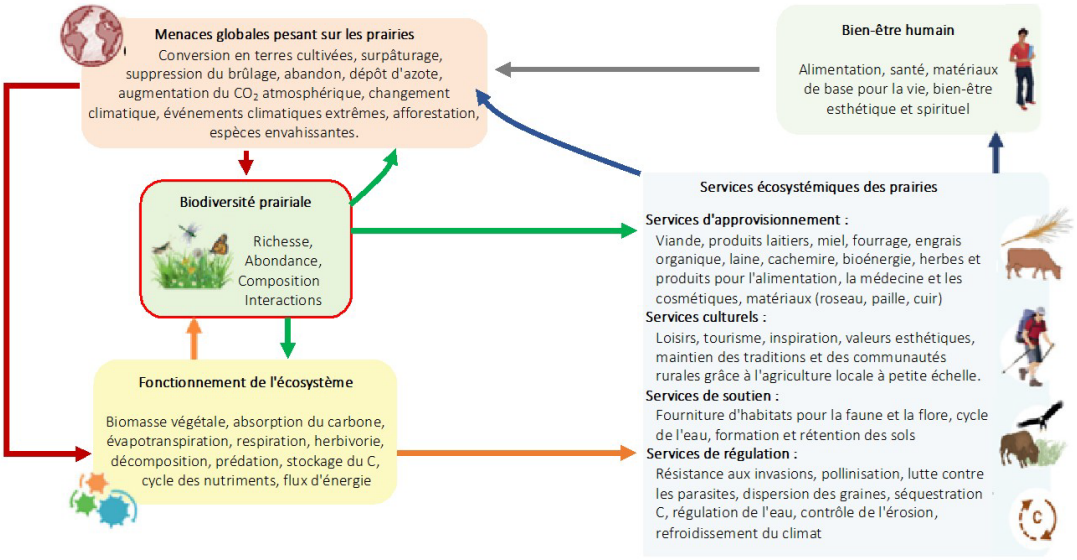


Figure 2 : Relations entre la biodiversité des prairies, le fonctionnement des écosystèmes, les services écosystémiques et le bien-être humain (modifié d'après Petermann et Buzhdygan, 2021).

Une biodiversité élevée aux différents niveaux trophiques (par exemple, plus d'une dizaine d'espèces de plantes) est nécessaire pour maintenir la multifonctionnalité des prairies et fournir divers services écosystémiques. La diversité des espèces végétales prairiales est de longue date un objet d'étude en écologie, notamment pour comprendre comment autant d'espèces peuvent coexister au sein d'habitats de taille aussi restreinte. De très nombreuses expériences ont été menées, parfois sur plusieurs décennies, qui ont permis de recueillir un grand nombre de données sur l'assemblage des communautés et les règles qui déterminent la diversité des espèces végétales dans les prairies. Outre les mécanismes naturels de coexistence, la gestion anthropique des prairies par le pâturage ou la fauche empêche l'exclusion compétitive et augmente le nombre d'espèces qui coexistent au sein des systèmes gérés.

Les analyses ont montré que la diversité végétale augmente la productivité et la stabilité des communautés végétales des prairies (Polley *et al.*, 2013 ; Prieto *et al.*, 2015). Les principaux mécanismes proposés pour expliquer la relation positive entre la diversité végétale et la productivité des plantes sont les effets de complémentarité (différenciation des niches, interactions positives) et les effets de sélection (dominance d'espèces présentant des traits particuliers ; Hector *et al.*, 2002). Les observations suggèrent que la relation entre la productivité du site et la richesse en espèces végétales présente une forme « en cloche », la richesse en espèces étant la plus élevée pour une productivité intermédiaire.

Des études plus récentes sur la relation entre la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème dans les prairies ont tenté d'inclure l'ensemble du réseau trophique et de mesurer le flux d'énergie entre les différents compartiments de ce réseau. Elles ont montré que la richesse végétale affecte le fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème à travers les réseaux trophiques aériens et souterrains (Eisenhauer *et al.*, 2018 ; Schaub *et al.*, 2020). La diversité végétale affecte les attributs physiques, chimiques et biologiques du sol, à la fois indirectement par la promotion de la production de biomasse, et directement par les espèces végétales, sur les attributs et le fonctionnement du sol. Les plantes nourrissent et développent le biote du sol grâce à leur litière et aux apports organiques dérivés des racines (exsudats racinaires, nécromasse racinaire), qui sont augmentés par la diversité végétale. En outre, les espèces végétales diffèrent par leur structure et leur fonction souterraines, qui influencent le biote du sol et sont directement liées au fonctionnement du sol (McNally *et al.*, 2015 ; Eisenhauer *et al.*, 2018).

L'intensification et l'homogénéisation de l'agriculture ont été des facteurs importants de perte de diversité de la flore et de la faune dans les pâturages. Dans les prairies tempérées, la diversité des espèces végétales tend à atteindre un maximum à des niveaux de perturbation et de stress intermédiaires, ce qui implique que les prairies gérées de manière intensive présentent une diversité végétale réduite. Il a été démontré que le maintien d'une diversité d'espèces végétales locales augmentait la productivité des prairies.

Les communautés végétales composées de différents groupes fonctionnels d'espèces présentent également une plus grande stabilité temporelle en termes de rendement, car elles sont plus résistantes ou résilientes aux perturbations environnementales ou biologiques en raison de différences de tolérance entre les espèces (Polley *et al*., 2013). Les communautés végétales composées de groupes fonctionnels d'espèces ayant des réponses différentes aux changements des conditions environnementales deviennent critiques face au changement climatique. La diversité végétale est fortement corrélée à la diversité phytochimique au niveau de la communauté (Marzetz *et al*., 2017), qui est nécessaire pour l'expression optimale du fonctionnement de l'animal ruminant (Provenza *et al*., 2007).

Enfin, de nombreux travaux ont mis en évidence l'existence d'un « effet pâturage » sur les caractéristiques sensorielles et la qualité nutritionnelle du lait, des fromages, du beurre et de la viande (revue *in* Michaud *et al*., 2020). Sur le plan nutritionnel, les recherches ont également montré le bénéfice procuré par le pâturage, notamment sur des prairies diversifiées pour le lait et la viande : forte diminution des acides gras saturés, augmentation des acides gras polyinsaturés comme les oméga-3, amélioration du ratio oméga-6/oméga-3, ainsi qu'une hausse de la teneur en antioxydants et certaines vitamines. Même si les effets du pâturage dépendent du pourcentage d'herbe dans la ration de l'animal, leurs qualités nutritionnelles restent supérieures à celles des produits animaux nourris uniquement à base de compléments ou d'ensilage de maïs.

2.3. Relations avec la faune sauvage

Les relations entre élevage et faune sauvage font l'objet d'études dans de nombreux pays du monde mais ces études sont proportionnellement moins nombreuses en Europe que dans d'autres régions où la coexistence entre animaux d'élevage et faune sauvage est plus fréquente (Afrique ou Amérique du Sud par exemple). Il en découle que ce qui suit ne s'applique pas nécessairement de manière systématique au cas européen. La figure 3 présente une synthèse des principaux effets positifs et négatifs de la coexistence entre le bétail et la faune sauvage, ainsi que les principaux facteurs susceptibles d'agir sur ces interactions (revue in Barroso et Zanet, 2024) :

- effets négatifs potentiels de la faune sauvage sur le bétail : (i) concurrence, via la consommation des ressources fourragères, la modification du comportement du bétail et la réduction de sa productivité (Riginos *et al*., 2012) ; (ii) prédation du cheptel par des prédateurs sauvages, entraînant des pertes économiques (Neilly *et al*., 2016 ; Marsden *et al*., 2023) ; (iii) passage d'agents pathogènes du compartiment sauvage vers le bétail (Barroso *et al*., 2020 ; Karmacharya *et al*., 2024) ;
- effets positifs potentiels de la faune sauvage sur le bétail : (i) coexistence avec des herbivores sauvages qui limiterait la prédation sur le bétail (Neilly *et al*., 2016), même si les interactions entre bétail, herbivores sauvages et prédateurs sont complexes (Pozo *et al*., 2021) ; (ii) relations mutualistes entre espèces sauvages et élevées, telles que le héron garde-boeufs (*Bubulcus ibis*) et le bétail (Barroso et Zanet, 2024) ;
- effets négatifs potentiels du bétail sur la faune sauvage : (i) altération des habitats naturels par le pâturage, le piétinement et l'eutrophisation : les changements dans la structure de la végétation et le piétinement réduisent la qualité de l'habitat pour

certaines espèces, ce qui peut avoir un impact sur la biodiversité (Neilly *et al*., 2016) ; (ii) compétition pour la consommation de ressources fourragères (Schieltz et Rubenstein, 2016) ; (iii) changements induits dans l'organisation et l'équilibre des communautés sauvages ainsi que dans la structure de l'habitat, avec certains effets en cascade (Wazna, 2016) ; (iv) exposition de la faune sauvage aux résidus de médicaments vétérinaires et propagation de gènes de résistance aux antimicrobiens (Neilly *et al*., 2016 ; Kok *et al*., 2020) ;

- effets positifs potentiels du bétail sur la faune sauvage : (i) modification des habitats, qui peuvent également présenter un avantage pour les espèces qui préfèrent les habitats plus ouverts et dominés par l'herbe, par exemple, les rapaces, certains reptiles, les ongulés de montagne et les marmottes alpines (Huaranca *et al*., 2022) ; (ii) charognards qui bénéficient d'une augmentation de la disponibilité de carcasses (Neilly *et al*., 2016 ; Kok *et al*., 2020) ; (iii) effets bénéfiques indirects des pratiques de gestion des terres associées, telles que l'approvisionnement artificiel en eau (Riginos *et al*., 2012).

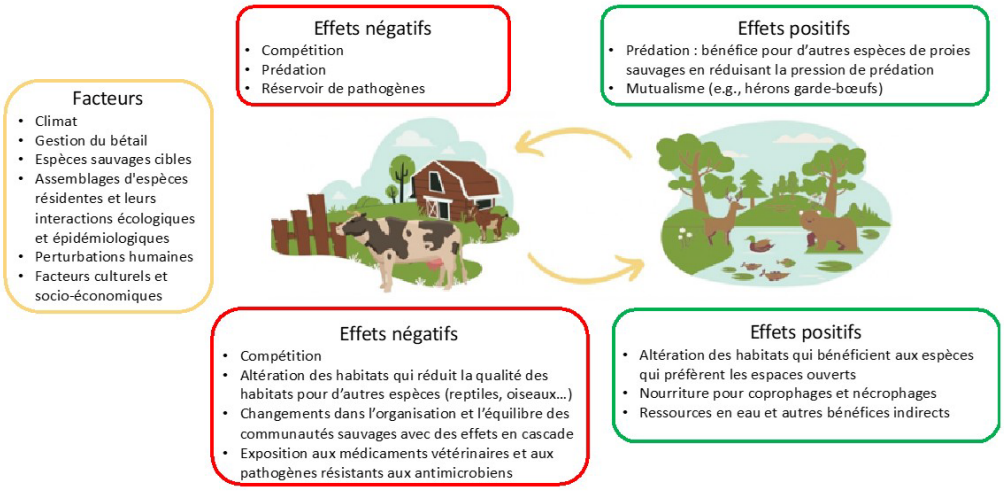


Figure 3 : Principaux effets positifs et négatifs de la faune sauvage sur le bétail (en haut) et du bétail sur la faune sauvage (en bas) découlant de leur coexistence, ainsi que les principaux facteurs susceptibles de déterminer ces résultats (modifié d'après Barroso et Zanet, 2024).

3. Les apports du cadre de réflexion de l'agroécologie

Vue sous l'angle de la recherche, l'ambition de l'agroécologie est de contribuer à repenser les systèmes agri-alimentaires afin de favoriser les transitions vers des systèmes durables (Mauguin *et al*., 2024). Il s'agit de mobiliser des connaissances théoriques et pratiques afin de concevoir des modes de production qui reposent sur l'utilisation des principes et concepts issus de l'écologie afin de permettre : (i) une moindre dépendance aux intrants (par exemple, ressources énergétiques fossiles, engrais, pesticides, eau) et de limiter les impacts négatifs de leur usage ; (ii) une plus grande résilience face au changement climatique, mais aussi vis-à-vis de la volatilité des prix agricoles et alimentaires ; et (iii) un renforcement des différents services fournis par les agrosystèmes et les paysages agricoles (approvisionnement, régulations environnementales, etc.).

Passer de l'agriculture conventionnelle à l'agroécologie implique de passer du paradigme qui a forgé les systèmes agricoles actuels, fondé sur « l'individu idéal » et qui vise à obtenir l'animal ou le végétal le plus performant dans un environnement contrôlé et rendu optimal par les intrants, à un nouveau paradigme fondé sur les interactions entre individus et leur intégration au niveau du champ ou du paysage. L'hypothèse est qu'une diversité d'individus, de variétés/races ou d'espèces sera mieux

adaptée, du fait des interactions qu'ils ou elles entretiennent, à des environnements hétérogènes et changeants. Leurs arrangements dans le temps et l'espace pourront s'avérer aussi plus efficients, car explorant mieux les ressources, mais surtout plus résilients aux perturbations en raison de leur diversité.

Le couplage entre les productions animales et végétales constitue un levier majeur des démarches agroécologiques. L'agroécologie peut être considérée comme une voie pour réduire l'empreinte environnementale des systèmes d'élevage, y compris sur la biodiversité, principalement en stimulant les processus naturels pour augmenter la production et réduire l'utilisation d'intrants, et en fermant les boucles du système, réduisant ainsi la demande de matières premières et la pollution, en économisant le traitement des déchets.

Dumont *et al.* (2013) ont été les premiers à aborder de manière systémique les perspectives de l'agroécologie dans le secteur des productions animales, en montrant comment les principes agroécologiques pouvaient être appliqués à la plupart des systèmes d'élevage. Ils ont proposé cinq principes reposant sur des processus écologiques à optimiser : (i) adopter des pratiques de gestion visant à améliorer la santé des animaux (à noter que le bien-être animal n'était pas évoqué dans la publication originale mais qu'il doit être pris en compte dans les pratiques mobilisées) ; (ii) diminuer les intrants nécessaires à la production ; (iii) diminuer la pollution en optimisant le fonctionnement biogéochimique des systèmes d'élevage ; (iv) accroître la diversité au sein des systèmes de production animale pour renforcer leur résilience ; et (v) préserver la biodiversité dans les agroécosystèmes en adaptant les pratiques de gestion (Figure 4).

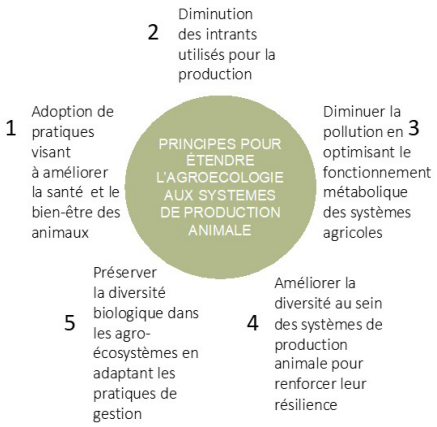


Figure 4 : Cinq principes pour la reconception des systèmes de production animale (modifié d'après Soussana *et al*., 2015).

Comme dans le cas des écosystèmes naturels, la diversification des exploitations à différents niveaux permet de faire face de manière plus efficace à des risques de nature différente en augmentation leur résilience. Cette dernière repose sur 3 grandes capacités (Darnhofer, 2014) : capacité tampon (= capacité à assimiler une perturbation sans changement de structure ou de fonction), capacité d'adaptation (= capacité d'un système à s'adapter à l'évolution des facteurs externes et des processus internes, ce qui lui permet de se développer tout en restant dans le cadre du régime actuel) et capacité de transformation (= capacité à mettre en œuvre des changements radicaux, dans le cadre desquels l'exploitation adopte de nouvelles hypothèses de fonctionnement de base). Dumont *et al.* (2022) ont montré que la diversification des types de prairies, du bétail, des produits et de la main-d'œuvre agricole était susceptible de sécuriser les systèmes basés sur les prairies dans les régions de plaine, de montagne et méditerranéennes, et que l'amélioration de la diversité au sein de l'exploitation avait des conséquences positives sur les différentes dimensions de la résilience (Tableau 1).

La gestion de la diversité fonctionnelle des plantes est une stratégie agroécologique clé qui peut être appliquée aux systèmes de pâturage. Les stratégies de gestion des pâturages qui préservent la biodiversité tout en assurant un bon rendement économique aux agriculteurs peuvent produire des résultats bénéfiques pour les animaux, les éleveurs et l'environnement. Par exemple, la préservation des prairies riches en légumineuses et l'introduction de bandes semées en bordure des champs cultivés favorisent l'abondance et la richesse spécifique des pollinisateurs grâce à des interactions trophiques positives (Marshall *et al.*, 2006). De même, la manipulation du calendrier de pâturage (par le pâturage tardif ou l'exclusion du pâturage aux périodes de floraison maximale) peut être un outil de conservation puissant pour les insectes qui visitent les fleurs (Farruggia *et al.*, 2012) et les oiseaux des prairies (Durant *et al.*, 2008), sans avoir d'impact sur les taux de charge. Cependant, l'intensité du pâturage doit être adaptée au type de bétail et à la variation annuelle de la croissance de l'herbe afin que la gestion du pâturage puisse répondre à la fois aux besoins de production et de conservation. La diversité des ressources fourragères contribue également à protéger le système d'alimentation des animaux contre la variabilité climatique saisonnière et à long terme. Les animaux au pâturage tirent parti de la diversité des ressources pour maintenir leur consommation quotidienne et leurs performances.

Tableau 1 : Exemples de contribution potentielle de diverses pratiques favorables à l'accroissement de la résilience des exploitations d'élevage. Les pratiques mobilisant la biodiversité/l'agrobiodiversité sont indiquées en gras (modifié d'après Dumont *et al.*, 2022).

	Ressources alimentaires	Animal	Gestion de l'exploitation
Capacité tampon	- **Semer des prairies multi-espèces** - **Maintenir une diversité de pâturages permanents** - **Semer des fourrages temporaires et des cultures de couverture dans les rotations**	- **Utiliser différentes races/lignées dans les troupeaux mixtes** - **Élever des espèces de poissons ayant des niches écologiques différentes**	- **Faire paître différentes espèces de bétail sur les mêmes parcelles** - Augmenter les interactions entre les cultures et le bétail, *i.e.*, utiliser les résidus de culture pour nourrir les animaux et le fumier pour fertiliser les cultures
Capacité d'adaptation	- **Utiliser des cultures à double usage** - **Utiliser le feuillage des arbres pour nourrir les animaux**	- Allonger la durée de vie productive des animaux	- Vendre des animaux pour réduire la densité de peuplement - Adapter le type de produit vendu aux conditions du marché - Modifier l'équilibre entre les troupeaux dans les exploitations multi-espèces
Capacité de transformation	- Échanger des aliments, de la paille et du	- **Faire paître les animaux sur des**	- Introduire l'aquaculture dans les systèmes

	fumier avec les producteurs locaux de cultures spécialisées	**cultures de couverture**	existants - **Ajouter des monogastriques aux exploitations bovines pour des rentrées d'argent plus régulières** - Développer une entreprise de transformation et des ventes à la ferme - Développer l'agritourisme

Au niveau des troupeaux, la diversité des espèces animales et des pratiques de gestion permet de sécuriser les systèmes pastoraux. L'élevage de différentes espèces animales constitue une stratégie de répartition des risques contre la sécheresse, les épidémies et les fluctuations des prix du marché (Tichit *et al*., 2004). L'adaptation des pratiques de gestion aux caractéristiques biologiques de chaque espèce est également un levier essentiel pour assurer la résilience (par exemple, en modulant les pratiques d'élevage en fonction de la longévité des femelles et de la sensibilité au climat).

La combinaison de plusieurs espèces d'herbivores dans des systèmes de pâturage libre permet d'augmenter l'utilisation globale de la végétation et les gains de poids vif (D'Alexis *et al*., 2014). Il a aussi été démontré que la diversité des types de prairies au sein d'une exploitation améliore l'autosuffisance de l'exploitation en matière de fourrage, tant dans les exploitations laitières que dans les exploitations allaitantes (Andrieu *et al*., 2007). D'autres travaux ont également souligné qu'une diversité de pratiques de gestion du pâturage, en termes de taux de chargement et de périodes, peut améliorer la stabilité de la production malgré les épisodes de sécheresse (Sabatier *et al*., 2012).

Mais il est important de garder présent à l'esprit que la démarche proposée n'est pas une stratégie universelle. Il existe des niveaux optimaux de mobilisation de la biodiversité à différentes échelles, qui sont étroitement liés et dépendent des caractéristiques de l'exploitation (diversité des types de sol, types de fourrages produits, diversification des produits et de la main-d'œuvre agricole). Il ne faut pas négliger l'existence de freins possibles, que ce soit en termes de difficultés à mettre en œuvre de nouvelles pratiques, d'accroissement de la charge de travail ou de modèle économique à adapter pour intégrer éventuellement des coûts additionnels. L'un des enjeux est d'atteindre un niveau de diversité adapté aux ressources disponibles et au potentiel de l'environnement de l'exploitation, ce qui permet de préserver la biodiversité tout en renforçant la résilience socio-économique de l'exploitation et son potentiel d'atténuation et d'adaptation au changement climatique et à d'autres perturbations (Dumont *et al*., 2022).

4. Conclusion

La biodiversité peut être abordée à différents niveaux d'organisation du vivant, depuis la diversité génétique intra-spécifique jusqu'à celle des écosystèmes en passant par celle des espèces. De la même façon, les questions des interactions entre élevage et biodiversité peuvent être analysées à ces différents niveaux, qu'il s'agisse de l'agrobiodiversité (par ex., génétique des animaux d'élevage ou des espèces fourragères) ou de la biodiversité spontanée (par ex., interactions avec la faune sauvage). Il ressort des travaux académiques, mais aussi de travaux plus techniques, que si des antagonismes entre biodiversité et élevage peuvent être observés dans diverses situations, la biodiversité (incluant agrobiodiversité et biodiversité spontanée) peut constituer un atout pour la durabilité de l'élevage, y

compris dans une vision de reconception des systèmes de production en cohérence avec la transition agroécologique. Dans ce contexte, les prairies peuvent et doivent jouer un rôle de tout premier plan.

Des bénéfices multiples sont attendus en termes de productivité et de qualité des produits, mais aussi de résilience vis-à-vis d'un certain nombre d'aléas, dont les aléas climatiques. Dans une vision d'utilisation durable de la biodiversité et de soutien à d'autres services écosystémiques que les services d'approvisionnement, il convient de favoriser les interactions positives et éviter les antagonismes (prédation, zoonoses mais aussi pression de pâturage non durable) entre élevage et biodiversité. Il faut toutefois garder présent à l'esprit l'existence de freins possibles qu'il convient d'identifier et de dépasser, que ce soit en termes de difficultés à mettre en œuvre de nouvelles pratiques, d'accroissement de la charge de travail ou de modèle économique à adapter pour intégrer des coûts additionnels.

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

L'auteur n'a pas utilisé de technologies assistées par intelligence artificielle dans le processus de rédaction.

ORCID de l'auteur

Thierry Caquet : 0009-0004-3006-8708

Contributions des auteurs

Thierry Caquet a rédigé l'article.

Déclaration d'intérêt

L'auteur déclare 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 déclare aucune autre affiliation que celle citée en début d'article.

Références bibliographiques

Alkemade R., Reid R.S., van der Berg M., Jeuken M., 2012. Assessing the impacts of livestock production on biodiversity in rangeland ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences 110, 20900-20905. https://doi.org/10.1073/pnas.1011013108

Andrieu N., Josien E., Duru M., 2007. Relationships between diversity of grassland vegetation, field characteristics and land use management practices assessed at the farm level. Agriculture, Ecosystems & Environment 120, 359-369.

Asner G.P., Elmore A.J., Olander L.P., Martin R.E., Harris A.T., 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. Annual Review of Environment and Resources 29, 261-299. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142

Bar-On Y., Phillips R., Milo R., 2018. The biomass distribution on Earth. Proceedings of the National Academy of Sciences 115, 6506-6511. https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115

Barroso P., Zanet S., 2024. Biodiversity–livestock interface: a case study. Animal Frontiers 14, 53-60. https://doi.org/10.1093/af/vfad068

Barroso P., Barasona J.A., Acevedo P., Palencia P., Carro F., Negro J.J., Torres M.J., Gortázar C., Soriguer R.C., Vicente J., 2020. Long-term determinants of tuberculosis in the ungulate host community of Doñana National Park. Pathogens 9, 445. https://doi.org/10.3390/pathogens9060445

Bond W.J., Parr C.L., 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. Biological Conservation 143, 2395-2404.

D'Alexis S., Sauvant D., Boval M., 2014. Mixed grazing systems of sheep and cattle to improve liveweight gain: A quantitative review. Journal of Agricultural Science 152, 655-666. https://doi.org/10.1017/S0021859613000622

Darnhofer I., 2014. Resilience and why it matters for farm management. European Review of Agricultural Economics 41, 461-484. https://doi.org/10.1093/erae/jbu012

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, 1028-1043.

Dumont B., Franca A., López-I-Gelats F., Mosnier C., Pauler C., 2022. Diversification increases the resilience of European grassland-based systems but is not a one-size-fits-all strategy. Grass and Forage Science 77, 247-256. https://doi.org/10.1111/gfs.12587

Durant D., Tichit M., Kernéïs E., Fritz H., 2008. Management of agricultural grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives – a review. Biodiversity Conservation 17, 2275-2295.

Eisenhauer N., Hines J., Isbell F., van der Plas F., Hobbie S.E., Kazanski C.E., Lehmann A., Liu M., Lochner A., Rillig M.C., Vogel A., Worm K., Reich P.B., 2018. Plant diversity maintains multiple soil functions in future environments. Elife 7, e41228. https://doi.org/10.7554/eLife.41228.020.

Epelde L., Lanzén A., Mijangos I., Sarrionandia E., Anza M., Garbisu C., 2017 Short-term effects of non-grazing on plants, soil biota and aboveground-belowground links in Atlantic mountain grasslands. Scientific Reports 7, 15097. https://doi.org/10.1038/s41598-017-15345-1

FAO, 2019. The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture, FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments, Rome.

FAO, 2020. Biodiversity and the livestock sector – Guidelines for quantitative assessment – Version 1. Rome, Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership (FAO LEAP). https://doi.org/10.4060/ca9295en

Farruggia A., Dumont B., Scohier A., Leroy T., Pradel P., Garel J.P., 2012. An alternative rotational grazing management designed to favour butterflies in permanent grasslands. Grass and Forage Science 67, 136-149.

Filazzola A., Brown C., Dettlaff M. A., Batbaatar A., Grenke J., Bao T., Peetoom Heida I., Cahill J.F. Jr., 2020. The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. Ecology Letters 23, 1298-1309. https://doi.org/10.1111/ele.13527

Foley J.A., Defries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K., 2005. Global consequences of land use. Science 309, 570-574. https://doi.org/10.1126/science.1111722.

Garcia-Vega D., Dumas P., Prudhomme R., Kremen C., Aubert P.-M., 2024. A safe agricultural space for biodiversity. Frontiers in Sustainable Food Systems 8, 1328800. https://doi.org/10.3389/fsufs.2024.1328800

Hector A., Bazeley-White E., Loreau M., Otway S., Schmidt B., 2002. Overyielding in grassland communities: testing the sampling effect hypothesis with replicated biodiversity experiments. Ecology Letters 5, 502-511. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00337.x

Huaranca J.C., Novaro A.J., Valdivia C.E., 2022. Effects of livestock grazing on biodiversity: a meta-analysis on three trophic levels. Journal for Nature Conservation 66, 126126. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126126

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC, 2019. IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems. Summary for Policymakers, approved draft. IPCC, Geneva, Switzerland.

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC, 2022. Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services – IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn.

Johansen L., Taugourdeau S., Hovstad K.A., Wehn S., 2019. Ceased grazing management changes the ecosystem services of semi-natural grasslands. Ecosystems and People 15, 192-203. https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1644534

Karmacharya D., Herrero-García G., Luitel B., Rajbhandari R., Balseiro A., 2024. Shared infections at the wildlife–livestock interface and their impact on public health, economy, and biodiversity. Animal Frontiers 14, 20-29. https://doi.org/10.1093/af/vfad067

Keesing F., Ostfeld R.S., 2021. Impacts of biodiversity and biodiversity loss on zoonotic diseases. Proceedings of the National Academy of Sciences 118, e2023540118. https://doi.org/10.1073/pnas.202354011

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. Ecological Indicators 112, 105902. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105902

Liang M., Liang C., Hautier Y., Wilcox K.R., Wang S., 2021. Grazing-induced biodiversity loss impairs grassland ecosystem stability at multiple scales. Ecology Letters 24, 2054-2064. https://doi.org/10.1111/ele.13826

Marsden K., Schwarz L., Froese I., Klusmann C., Eul J., Merzanis, Y., Psaroudas S., Hovardas T., 2023. Livestock depredation and large carnivores in Europe: Overview for the EU Platform. EU Platform for the Coexistence of People and Large Carnivores. adelphi consult GmbH, Berlin

Marshall E.J.P., Wes, T.M., Kleijn D., 2006. Impacts of an agri-environmental field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 113, 36-44.

Marzetz V., Koussoroplis A., Martin-Creuzburg D., Striebel M., Wacker A., 2017. Linking primary producer diversity and food quality effects on herbivores: a biochemical perspective. Scientific Reports 7, 11035. https://doi.org/10.1038/s41598-017-11183-3

Mauguin P., Caquet T., Huyghe C., 2024. L'agroécologie. « Que sais-je ? », Humensis, Paris.

McNally S.R., Laughlin D.C., Rutledge S., Dodd M.B., Six J., Schipper L.A., 2015. Root carbon inputs under moderately diverse sward and conventional ryegrass-clover pasture: implications for soil carbon sequestration. Plant and Soil 392, 289-299. https://doi.org/10.1007/s11104-015-2463-z

Michaud A., Plantureux S., Baumont R., Delaby L., 2020. Les prairies, une richesse et un support d'innovation pour des élevages de ruminants plus durables et acceptables. INRAE Productions Animales 33, 153-172. https://doi.org/10.20870/productions-animales.2020.33.3.4543

Neilly H., Vanderwal J., Schwarzkopf L., 2016. Balancing biodiversity and food production: a better understanding of wildlife response to grazing will inform off-reserve conservation on rangelands. Rangeland Ecology & Management 69, 430–436. https://doi.org/10.1016/j.rama.2016.07.007

Oggioni S.D., Ochoa-Hueso R., Peco B., 2020 Livestock grazing abandonment reduces soil microbial activity and carbon storage in a Mediterranean Dehesa. Applied Soil Ecology 153, 103588. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103588

Outhwaite C.L., McCann P., Newbold T., 2022. Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. Nature 605, 97-102. https://doi.org/10.1038/s41586-022-04644-x

Petermann J.S., Buzhdygan O.Y., 2021. Grassland biodiversity. Current Biology 31, 1195-1201.

Pogue S.J., Kröbel R., Janzen H.H., Beauchemin K.A., Legesse G., Maia de Souza D., Iravani M., Selin C., Byrne J., McAllister T.A., 2018. Beef production and ecosystem services in Canada's prairie provinces: A review. Agricultural Systems166, 152-172. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.06.011.

Polley H.W., Isbell F.I., Wilsey B.J., 2013. Plant functional traits improve diversity-based predictions of temporal stability of grassland productivity. Oikos 122, 1275-1282. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00338.x.

Pozo R.A., Cusack J.J., Acebes P.·Malo J.E., Traba J., Iranzo E.C., Morris-Trainor Z., Minderman J., Bunnefeld N., Radic-Schilling S., Moraga C.A., Arriagada R., Corti P., 2021. Reconciling livestock production and wild herbivore conservation: challenges and opportunities. Trends in Ecology and Evolution 36, 750-761. https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.05.002.

Prieto I., Violle C., Barre P., Durand J.-L., Ghesquiere M., Litrico I., 2015. Complementary effects of species and genetic diversity on productivity and stability of sown grasslands. Nature Plants 1,15033. https://10.1038/nplants.2015.33.

Provenza F.D., Villalba J.J., Haskell J., MacAdam J.W., Griggs T.C., Wiedmeier R.D., 2007. The value to herbivores of plant physical and chemical diversity in time and space. Crop Science 47, 382-398. https://doi.org/10.2135/cropsci2006.02.0083.

Rigal S., Dakos V., Alonso H., Auniņš A., Benkő Z., Brotons L., Chodkiewicz T, Chylarecki P., de Carli E., del Moral J.C., Domşa C., Escandell V., Fontaine B., Foppen R., Gregory R., Harris S., Herrando S., Husby M., Ieronymidou C., Jiguet F., Kennedy J., Klvaňová A., Kmecl P., Kuczyński L., Kurlavičius P., Kålås J.A., Lehikoinen A., Lindström Å, Lorrillière R., Moshøj C., Nellis R., Noble D., Eskildsen D.P., Paquet J.-Y., Pélissié M., Pladevall C., Portolou D., Reif J., Schmid H., Seaman B., Szabo Z.D., Szép T., Tellini Florenzano G., Teufelbauer N., Trautmann S., van Turnhout C., Vermouzek Z., Vikstrøm T., Voříšek P., Weiserbs A., Devictor V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences 120, e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120.

Riginos C., Porensky L.M., Veblen K.E., Odadi W.O., Sensenig R.L., Kimuyu D., Keesing F., Wilkerson M.L., Young T.P., 2012. Lessons on the relationship between livestock husbandry and biodiversity from the Kenya Long-term Exclosure Experiment (KLEE). Pastoralism: Research, Policy and Practice 2, 10. https://doi.org/10.1186/2041-7136-2-10.

Sabatier R., Doyen L., Tichit M., 2012. Action versus result-oriented schemes in a grassland agroecosystem: a dynamic modelling approach. PLOS One 7, e33257.

Schaub, S., Finger, R., Leiber, F., Probst, S., Kreuzer, M., Weigelt, A., Buchmann N., Scherer-Lorenzen I., 2020. Plant diversity effects on forage quality, yield and revenues of semi-natural grasslands. Nature Communications 11, 768. https://doi.org/10.1038/s41467-020-14541-4

Schieltz J.M., Rubenstein D.I., 2016. Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? Environmental Research Letters 11, 113003. https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113003

Soussana J.-F., Tichit M., Lecompte P., Dumont B., 2015. Agroecology: integration with livestock. International Symposium on Agroecology for Food Security and Nutrition, Food and Agriculture Organization (FAO), Rome, Italy. https://hal.inrae.fr/hal-02742161v1

Tichit M., Hubert B., Doyen L., Genin D., 2004. A viability model to assess the sustainability of mixed herds under climatic uncertainty. Animal Research 53, 405-417.

van Klink R., WallisDeVries M.F., 2018. Risks and opportunities of trophic rewilding for arthropod communities. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 373, 20170441. https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0441

Wang C., Tang Y., 2019. A global meta-analyses of the response of multi-taxa diversity to grazing intensity in grasslands. Environmental Research Letters 14, 114003. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4932

Watkinson A., Ormerod S., 2001. Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. Journal of Applied Ecology 38, 233-237.

Wazna A., 2016. Impact of sheep grazing on small mammals diversity in lower mountain coniferous forest glades. Applied Ecology and Environmental Research 14, 115-127. https://doi.org/10.15666/aeer/1403_115127

Pour citer cet article : Thierry Caquet. Les atouts de la biodiversité pour l'élevage. Innovations Agronomiques, 2025, 104, pp.1-14. 10.17180/ciag-2025-vol104-art01

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

Relation entre la diversité floristique des prairies, leur performance productive, et leur capacité de stockage de Carbone

Antonio RODRIGUEZ[1], Abad CHABBI[1], Gaëtan LOUARN[1]

[1] INRAE UR4 URP3F, BP6, 86600 Lusignan, France

Correspondance : gaetan.louarn@inrae.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art02

Résumé

Les prairies multi-espèces ont un impact sur la production fourragère, la biodiversité et les cycles biogéochimiques dans les sols agricoles. Leur diversité floristique influence positivement la biomasse produite, la fixation d'azote, l'activité microbienne des sols et le stockage de Carbone (C). Cependant, ces effets varient selon les espèces et les groupes fonctionnels présents. Les graminées favorisent souvent la richesse en fibre du fourrage et la biomasse racinaire, tandis que les légumineuses ont un rôle crucial dans la fixation de l'azote, la production de protéines, la diversité microbienne du sol et la minéralisation rapide des résidus de prairie. Une diversité floristique accrue parvient ainsi, dans une certaine mesure, à concilier les fonctions et avantages liés à différents groupes fonctionnels. La composition biochimique des résidus est étroitement liée à la composition botanique et a une influence avérée sur les cycles biogéochimiques, l'équilibre entre différents groupes de micro-organismes du sol et sur le stockage ou le recyclage rapide du C et des nutriments.

Mots-clés : biodiversité, fourrages, graminées, légumineuses, production, stabilité, qualité, résidus de culture, matière organique du sol

Abstract: Relationship between the floristic diversity of grasslands, their productive performance, and their capacity to store C

Multispecies grasslands have an impact on forage production, biodiversity and biogeochemical cycles in agricultural soils. Their floristic diversity has a positive influence on biomass production, nitrogen fixation, soil microbial activity and C storage. However, these effects vary according to the species and functional groups present. Grasses, for example, often enhance forage fiber content and root biomass, while legumes play a crucial role in nitrogen fixation, protein production, soil microbial diversity and rapid mineralization of grassland residues. Increased floristic diversity thus goes some way towards reconciling the functions and benefits associated with different functional groups. The biochemical composition of residues is closely linked to botanical composition and has a proven influence on biogeochemical cycles, the balance between different groups of soil micro-organisms and the rapid storage or recycling of C and nutrients.

Keywords: biodiversity, forages, grass, legume, production, stability, forage quality, crop residues, soil organic matter

1. Introduction

Les surfaces agricoles ont par nature vocation à soutenir les productions végétales et animales nécessaires à notre autonomie alimentaire. Occupant plus de la moitié du territoire national, elles ont aussi par leur présence des impacts forts sur l'environnement, et notamment sur la biodiversité qui fait l'objet de ce séminaire. Les prairies occupent à cet égard une place particulière. Elles sont à la fois les espaces agricoles les plus largement présents dans beaucoup de régions (40 % de la surface agricole utile en moyenne), les espaces cultivés les plus riches en biodiversité (Petermann & Buzhdygan, 2021),

et à la base des productions parmi les plus remises en cause dans les transitions en cours (Guyomard *et al.*, 2021).

La diversité floristique est une caractéristique importante des systèmes fourragers herbagers. Elle a été perçue et promue de façon très changeante au cours du siècle passé (Capitaine *et al.*, 2008). D'abord subie comme un héritage local encombrant, puis reniée par la révolution fourragère des années 60, elle a retrouvé une place centrale et reconnue, davantage gérée et planifiée, pour chercher à concilier différents services écosystémiques. Une très grande majorité des prairies est ainsi aujourd'hui constituée de plusieurs espèces semées, et d'un certain nombre d'autres spontanées. On y retrouve en particulier très couramment trois grands groupes botaniques : les graminées fourragères (ou poacées), les légumineuses herbacées pérennes (ou fabacées) et diverses autres dicotylédones adaptées à la défoliation (plantes à rosette en particulier). Les ouvrages décrivant les espèces fourragères ne dénombrent pas moins d'une quarantaine d'espèces de graminées et d'une trentaine de légumineuses courantes en zone tempérée (Peeters, 2004 ; Frame, 2019). Le catalogue officiel recense lui en 2024 des variétés inscrites pour 15 catégories de graminées, 18 légumineuses et 12 autres fourragères.

Une plus grande diversité d'espèces végétales favorise de nombreuses fonctions clés de l'écosystème, telles que la fourniture de nutriments et la production de biomasse (Allan *et al.*, 2011; Isbell *et al.*, 2011; Wagg *et al.*, 2014). Elle peut être un facteur important dans l'amélioration de la qualité des écosystèmes et dans la multifonctionnalité jouée par les prairies (Slade *et al.*, 2019). Cependant, l'importance accordée à cette diversité a souvent été réduite à une analyse de la valeur alimentaire globale des fourrages récoltés pour les animaux, se limitant principalement aux teneurs en fibres et en protéines. Pour une vue d'ensemble des services, il est essentiel de reconnaître que la « qualité » englobe un spectre beaucoup plus large de caractéristiques biochimiques, prenant en compte divers composés secondaires actifs de matière organique du sol (MOS) recherchés pour leur contribution pour le stockage de C (Chabbi *et al.* 2022), la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) et la résilience face aux aléas climatiques (Anacker *et al.*, 2021).

L'objectif de cet article est de présenter les éléments qui relient la diversité floristique à deux des fonctions essentielles que les prairies doivent assurer : la production d'un fourrage de qualité pour l'alimentation des ruminants et la préservation des sols, notamment via leur impact sur les cycles biogéochimiques et le stockage de carbone.

2. Diversité floristique et production fourragère

Les liens entre diversité des communautés et production est une question au long court et centrale en écologie, si bien que de nombreux dispositifs d'expérimentation ont cherché à y répondre depuis une trentaine d'années, fournissant sur les prairies des éléments clairs de compréhension et d'application dans des contextes de production variés.

2.1. Diversité spécifique

Sur des prairies permanentes, le suivi longitudinal de prairies plus ou moins diversifiées en espèces a permis de démontrer l'intérêt des prairies diversifiées pour améliorer i) le niveau de production des parties récoltées (Hector *et al.*, 1999 ; Tilman *et al.*, 2001) et ii) la stabilité de cette production entre années et face aux aléas (Tilman & Downing, 1994 ; Loreau *et al.*, 2001 ; Liang *et al.*, 2022). Disposer de prairies avec un nombre important d'espèces est ainsi gage d'une bonne exploitation des ressources du milieu (tout particulièrement en situation de production bas-intrants) et d'une certaine assurance à obtenir une production fourragère chaque année par la communauté végétale.

Néanmoins, les premiers facteurs affectant le niveau de production des prairies restent les conditions pédoclimatiques et le mode de gestion (niveau de fertilisation en particulier). En Europe, cette production couvre une gamme pouvant aller de 1 à 11 t.ha-1.an-1 en moyenne (Smit *et al.*, 2008 ;

Huyghe *et al.*, 2014). Le surplus de production atteint en mobilisant la diversité spécifique (ou OverYielding, OY) peut lui être compris entre 0.5 à 3.5 $t.ha^{-1}.an^{-1}$ (Finn *et al.*, 2014).

Il est principalement expliqué par deux dimensions de performance associées à la diversité (Loreau & Hector, 2001) : un effet de sélection (i.e. plus forte probabilité d'inclure les espèces les mieux adaptées à un milieu donné lorsque le nombre d'espèces est élevé) et un effet de complémentarité (i.e. meilleure capacité à utiliser les ressources dans l'espace et dans le temps avec des espèces aux caractéristiques différentes). L'OY des prairies est ainsi principalement causé par des effets de complémentarité entre espèces (Hector *et al.*, 1999 ; Wagg *et al.*, 2022). Un rôle important de la présence des légumineuses dans ces communautés explique pour une large part cet avantage (Brophy *et al.*, 2017 ; Louarn *et al.*, 2020), notamment du fait de leur capacité à fixer l'azote atmosphérique et de leurs exigences écophysiologiques complémentaires aux graminées pérennes (Louarn *et al.*, 2010). Plus largement, c'est ainsi la diversité fonctionnelle des communautés (i.e. la diversité des caractéristiques fonctionnelles couvertes par les espèces présentes), plus que la richesse en nombre d'espèces qui s'avère la plus pertinente pour expliquer les différences de performance des prairies permanentes (Hector *et al.*, 1999 ; Díaz & Cabido, 2001).

Concernant les prairies temporaires, les mêmes avantages de la diversité spécifique et fonctionnelle (cette fois-ci essentiellement déterminées au semis) ont été démontrés au sein de réseaux d'essais couvrant de larges gradients pédoclimatiques (Nyfeler *et al.*, 2009 ; Finn *et al.*, 2013). Ces effets bénéfiques sur la production fourragères sont visibles dès les premières années de production, et même en situation de management relativement intensif (même si de façon réduite dans ce dernier cas). Ils permettent de produire davantage que la moyenne des cultures pures, et même davantage que la meilleure culture pure, dans respectivement plus de 95 % et 60 % des situations testées (Figure 1). Cette surproduction par rapport aux espèces pures a tendance à augmenter avec l'âge des prairies les premières années (Louarn *et al.*, 2024). Dans la lignée de ces travaux, l'ajout au semis d'un groupe fonctionnel supplémentaire, avec celui par exemple des dicotylédones à enracinement profond et une bonne production estivale, a reçu un intérêt croissant dans un contexte de changement climatique. Des disparités d'effets selon les espèces et les sites testés ressortent, mais avec toutefois un effet globalement positif observé en été, surtout sous stress hydrique modéré (Cong *et al.*, 2018 ; Lüscher *et al.*, 2022).

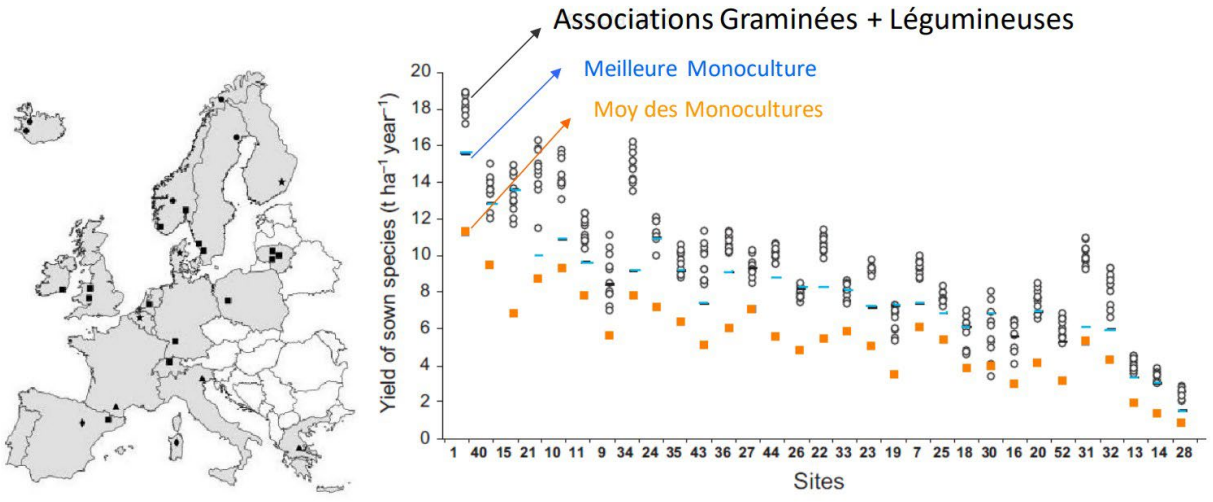


Figure 1 : Comparaison dans un essai multi-local du rendement de différentes association graminées-légumineuses (cercles) avec la meilleure culture pure (trait bleu) et la moyenne des cultures pures (carré orange). Adapté de Finn *et al.* (2014).

2.2. Diversité génétique

Enfin, la pratique du mélange de variétés au sein de chaque espèce apparait comme un moyen d'augmenter la diversité génétique des prairies, et potentiellement leur résilience aussi face aux aléas. L'effet de cette pratique sur le rendement total et sa stabilité au cours du temps semble modeste au regard des effets de la diversité spécifique et reste à confirmer (Meilhac *et al.*, 2019 ; Bybee-Finley *et al.*, 2023). Toutefois, un effet positif sur la composition botanique des communautés prairiales et un meilleur maintien de l'équilibre des espèces dans le temps (meilleure persistance des espèces dominées telles que les légumineuses) a été suggéré (Meilhac *et al.*, 2019 ; Wolff *et al.*, 2024).

3. Diversité floristique et qualité

3.1. Qualité fourragère des prairies diversifiées

La qualité fourragère des prairies multi-espèces a comparativement reçu moins d'attention que celui du rendement. Baumont *et al.* (2008) font néanmoins une revue des principaux effets de la diversité sur la qualité. Il en ressort que la valeur alimentaire d'une prairie diversifiée dépend en premier lieu de la composition botanique du mélange et de la valeur alimentaire des espèces récoltées. Les effets propres des espèces sont prépondérants et dépendent avant tout, comme pour les espèces pures, de la biologie de chaque espèce : leur phénologie (la floraison en particulier), leur vitesse de croissance en biomasse et le vieillissement des tissus qui tous affectent la part et la composition des parois végétales dans les parties récoltées (Figure 2). La valeur alimentaire du mélange est ainsi généralement intermédiaire par rapport à celle des différentes espèces cultivées en pur. Les effets d'interactions positives sur la qualité sont plus modestes et limités que sur le rendement. Néanmoins, la teneur en azote des graminées (qui détermine leur teneur en matières azotées totale, MAT) tend à être plus élevée dans des communautés incluant des légumineuses (Maamouri *et al.*, 2015 ; Louarn *et al.*, 2015). De même, la teneur en fibres des graminées tend à être plus élevée en association avec des espèces plus hautes (Carrère *et al.*, 2006 ; Louarn *et al.*, 2024). Ces résultats suggèrent que ce n'est pas tant la diversité que la nature des espèces présentes qui détermine la valeur alimentaire des prairies multi-espèces, et que la proportion des différents groupes fonctionnels (graminées, légumineuses, autres dicotylédones en particulier) et le management (stade de récolte) constituent les premiers déterminants de la qualité (Deak *et al.*, 2007 ; Michaud *et al.*, 2012).

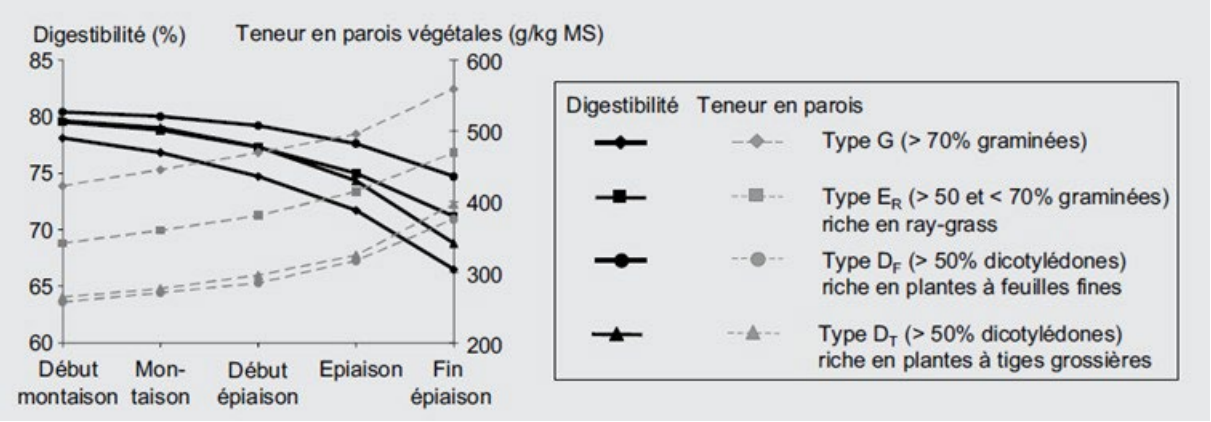


Figure 2 : Impact du stade phénologique et de la composition botanique sur la teneur en paroi et la digestibilité de différentes prairies permanentes. Adapté de Baumont *et al.* (2008).

Outre l'effet proprement dit sur les composantes biochimiques de la digestibilité des fourrages, la diversité des prairies peut également améliorer l'ingestibilité de fourrages par les ruminants au pâturage. Une part élevée de légumineuses dans le couvert peut en particulier améliorer ce point

(Baumont *et al.*, 2008). Enfin, au-delà des aspect quantitatifs couverts par cette revue, la diversité floristique, et notamment la présence de composés secondaires chez certaines espèces végétales, est aussi à même d'affecter la santé des ruminants et les caractéristiques nutritionnelles et organoleptiques des produits animaux qui en sont issus (Farruggia *et al.*, 2008).

3.2. Litières et résidus : une autre dimension de la qualité

Parmi ces composés pariétaux et secondaires impliqués dans la qualité fourragère, certains revêtent une importance significative pour la stabilisation de la matière organique du sol (MOS). Il est essentiel de noter que la distribution de ces composés polymères organiques, oligomères monomères, carbone organique dissous…varie considérablement d'une espèce à l'autre et d'un type d'organe à l'autre au sein d'une plante, que ce soit au niveau des organes récoltés (feuilles, tiges, fleurs) ou des racines. Plus précisément, la qualité des plantes peut exercer une influence significative sur les équilibres entre les espèces, bien que les mécanismes sous-jacents restent en grande partie à élucider. Ces mécanismes pourraient inclure des interactions complexes entre les plantes, le sol et les microorganismes présents. De plus, la qualité chimique des plantes peut également avoir des effets marqués sur les processus de renouvellement (turn-over) et les flux d'éléments au sein des écosystèmes cultivés. Il reste en particulier beaucoup à découvrir et à comprendre concernant les mécanismes spécifiques par lesquels la qualité des plantes peut faire évoluer et façonner ces écosystèmes au fil du temps.

Il est important de noter que l'accroissement de la productivité au niveau aérien ne s'accompagne pas nécessairement d'une allocation accrue de biomasse aux racines (Ravenek *et al.*, 2014 ; §4.1). De même, les effets de la diversité des plantes associées sur la composition biochimique ne se manifestent pas toujours de manière symétrique, et ils ne suivent pas simplement une logique additive au niveau racinaire, notamment si l'on se réfère à ce que l'on peut connaitre de la qualité au niveau aérien. Les organes aériens et racinaires des végétaux sont les principales entrées des MOS qui sont souvent étudiées de manière globale (quantités, sans distinction des différents compartiments d'origine de la végétation et souvent en approximant les racines comme une extension à l'identique des parties aériennes) pour leurs effets sur les sols. Pourtant, la première étape de toutes les réactions de dégradation, stabilisation et transfert des MOS, déterminante pour leur dynamique dans les agroécosystèmes et pour tous les services écosystémiques qui en dépendent, est sensible à la composition moléculaire impliquant des composés spécifiques (polymères organiques, oligomères monomères, carbone organique dissous…). Les structures moléculaires des MOS contrôlent leurs vitesses de biodégradation (MO labiles/récalcitrantes), leur stabilisation par interaction avec les surfaces minérales (groupes fonctionnels réactifs) et leur transfert vers les eaux (solubilité, réactivité). Le lien de ces processus avec la compartimentation des composés chimiques dans les végétaux (effets liés à la diversité spécifique, aux types d'organes…) apparaît comme un trait critique des MOS à décortiquer pour expliquer leur devenir dans les sols et l'action des acteurs écologiques associés aux communautés végétales (communautés bactériennes et fongiques…) et leur productivité à court et plus ou moins long terme (Gilmullina *et al.*, 2021). Même si les effets de mélanges de résidus sur leur dégradabilité sont principalement expliqués par des effets additifs propres à la composition de chaque type de matière organique (Porre *et al.*, 2020), des interactions, positives ou négatives, peuvent exister et restent largement à expliquer.

4. Impacts sur les cycles biogéochimiques et l'effet précédent des prairies

Le devenir de la matière organique des prairies affecte de façon importante le fonctionnement des sols et des agroécosystèmes (Martin *et al.*, 2020). Les prairies ont ainsi un rôle crucial dans le bouclage des cycles des différents éléments nutritifs, et en particulier dans celui de l'azote qui est bien souvent l'élément le plus limitant et le plus problématique à gérer (Vertès *et al.*, 2015 ; Louarn & Barbieri, 2023).

4.1. Croissance racinaire des prairies diversifiées

Outre les fèces des animaux, une entrée importante dans les sols de matière organique issue des prairies s'effectue via les racines des plantes fourragères, vivantes (exsudation) ou mortes (turn-over des racines ; destruction des prairies). Les effets de la diversité des prairies sur la biomasse racinaire montrent des relations plus changeantes et moins systématiquement positives qu'au niveau aérien. Plusieurs études montrent ainsi une absence d'effet direct de la richesse spécifique à ce niveau, mais des effets significatifs des espèces et groupes fonctionnels présents, avec globalement des effets positifs des graminées sur la biomasse racinaire totale et au contraire une tendance à une diminution en forte présence de légumineuses (Gastine *et al.*, 2003 ; Podzikowski *et al.*, 2023).

Sur des prairies plus ou moins diversifiées suivies sur de longues périodes, Ravenek *et al.* (2014) montrent également des inversions de relations au cours du temps entre les parties aériennes et la croissance des racines. Dans les premières années après le semis, l'OY aérien est en partie obtenu au détriment de la croissance racinaire, et une relation négative entre diversité spécifique et biomasse racinaire peut être détectée. Celle-ci s'inverse après quatre ans dans leur dispositif, et une surproduction de biomasse dans les couverts les plus diversifiés est constatée à la fois aux niveaux aériens et racinaires. Cet avantage tient cependant essentiellement au fait que pour beaucoup des espèces pures, la biomasse racinaire décroit après quelques années (i.e. meilleur maintien dans le temps de la biomasse racinaire dans les couverts diversifiés).

En termes de composition biochimique, les racines présentent des ratios carbone/azote (C/N) et lignine/azote plus élevés que les parties aériennes (Gilmullina *et al.*, 2021). Là encore, les effets des groupes fonctionnels ont en principe des effets plus importants que la diversité spécifique (i.e. le nombre d'espèces). Généralement, les graminées ont un C/N plus fort que les légumineuses, et les dicotylédones herbacées présentent des valeurs intermédiaires (Créme *et al.*, 2016 ; Zhou *et al.*, 2018). Néanmoins, les composés pariétaux structurels (lignines, contenu en fibres cellulosiques...) et les composés secondaires (polyphénols, tanins condensés…), qui jouent un rôle fondamental pour la qualité fourragère et la décomposabilité des résidus végétaux (Poirier *et al.*, 2018), ne sont souvent pas caractérisés dans les travaux sur les racines.

4.2. Impact sur l'effet précédent des prairies

L'effet positif des résidus de prairies dans les rotations de cultures a été établi de longue date (Boyd, 1968 ; Johnston *et al.*, 1994). Toutefois, les effets propres à la diversité floristique et la façon dont ils modulent plus ou moins fortement les bénéfices en termes de disponibilité des nutriments pour les cultures suivantes, restent un domaine actif de recherche (O'Malley *et al.*, 2023 ; Malisch *et al.*, 2024 ; Figure 3). A titre d'exemple, Grange *et al.* (2022) montrent qu'une diversité accrue dans les prairies temporaires a un impact plus important sur l'effet précédent que le fait d'accroitre la fertilisation de prairies monospécifiques de graminées. C'est aussi dans ce cas la diversité fonctionnelle qui importe le plus. Le rendement des légumineuses dans la phase prairie est ainsi le facteur le mieux relié au rendement de la culture suivante, bien plus que le rendement fourrager total ou le rendement azoté total des fourrages. Les mécanismes par lesquels ces effets positifs sont médiés restent en partie à expliquer. Parmi les éléments d'explication, l'impact sur l'activité des micro-organismes du sol et les contraintes stœchiométriques dans les flux des éléments entre compartiments de l'agroécosystème sont deux voies d'intérêt.

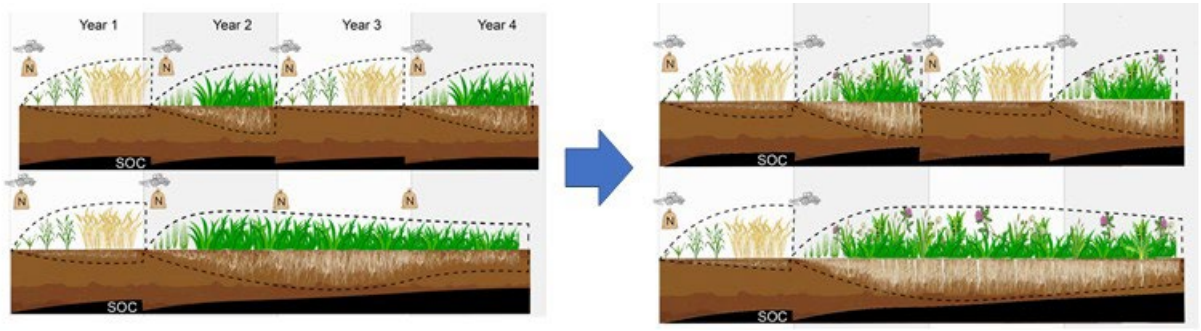


Figure 3 : Schéma des effets potentiels d'un accroissement de la diversité floristique des prairies temporaires et permanentes sur la croissance racinaire, le stockage de C (SOC) et la fertilisation N des cultures. Adapté de Malisch *et al.* (2024).

4.3. Relation avec l'activité microbienne des sols

La relation entre diversité végétale et diversité microbienne des sols est une question complexe. Des études récentes suggèrent que la diversité des plantes dans un écosystème est plus connectée à la diversité des champignons qu'à celle des bactéries (Shen *et al.*, 2021 ; Wang *et al.*, 2022). Une connexion directe entre la diversité végétale et une plus grande activité du microbiome du sol est maintenant bien établie (par exemple Lange *et al.*, 2015). Cette relation est notamment expliquée par une augmentation de la quantité et de la diversité des résidus et des exsudats racinaires et joue un rôle majeur dans le cycle des éléments comme le carbone, l'azote ou le phosphore.

Pour expliquer ces relations au niveau des prairies, le nombre d'espèces dans les communautés végétales est un élément important, tout comme l'est l'abondance relative des principaux groupes fonctionnels (proportion en biomasse). En règle générale, les espèces avec une stratégie d'acquisition de nutriments rapide et une croissance rapide (feuilles avec une surface spécifique forte et une teneur en N élevée) favorisent le développement des bactéries, tandis que les espèces avec une stratégie de conservation des nutriments et une croissance lente (feuilles avec une surface spécifique faible et une teneur en N faible) favorisent les champignons (Orwin *et al.*, 2010). Cet équilibre entre ces deux groupes de microorganismes est un élément clé des cycles du carbone et des nutriments. En effet, une plus grande proportion de l'activité fongique dans le sol tend à ralentir les cycles des nutriments et à accroitre leur stockage, tandis qu'une augmentation de l'activité des bactéries est associée avec une minéralisation rapide des nutriments et d'éventuelles pertes dans le sol (Bardgett, 2018 ; Figure 4).

4.4. Cycles et stoechiométrie

La diversité végétale influence les cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote et du phosphore (C-N-P) dans les agroécosystèmes, notamment à travers ses effets sur la stœchiométrie des éléments et ses conséquences écologiques (stœchiométrie écologique ; Sardans *et al.*, 2012, 2021). Les rapports C:N:P des plantes et de leurs résidus, influencés par la diversité, se transmettent au sol et aux microorganismes, affectant les cycles des nutriments et la dynamique microbienne (Zechmeister-Boltenstern *et al.*, 2015 ; Mooshammer *et al.*, 2014). Une diversité accrue tend à augmenter les rapports C:N et C:P des plantes et de la litière, influençant la composition microbienne en favorisant les champignons, souvent associés à des rapports C:N et C:P plus élevés que ceux des bactéries (Chen *et al.*, 2019 ; Mouginot *et al.*, 2014). Toutefois, face à une forte demande en N et en P, les micro-organismes du sol ajustent leur production enzymatique en fonction de la disponibilité des ressources et de leurs besoins métaboliques, ce qui entraîne une réduction des rapports C:N et C:P des enzymes. Lorsque le C est abondant mais que N et le P sont limitants, ils intensifient la synthèse d'enzymes spécifiques, comme les phosphatases et les protéases, pour libérer ces éléments. Le renouvellement constant des enzymes leur permet également de moduler leur composition, en favorisant celles riches

en N et P lorsque ces nutriments deviennent plus accessibles. De plus, une activité enzymatique accrue visant la minéralisation du N et du P accélère la diminution des rapports C:N et C:P enzymatiques. La diversité microbienne joue un rôle clé dans cette dynamique, chaque groupe (bactéries, champignons, §4.3) adoptant des stratégies d'acquisition spécifiques selon les contraintes du milieu.

La saisonnalité de croissance des végétaux joue un rôle également crucial dans les dynamiques de stœchiométrie. Par exemple, Zhang *et al.* (2013) ont montré que les rapports C:N et C:P augmentaient significativement avec les variations saisonnières dans une prairie naturelle de Mongolie intérieure.

Comprendre ces interactions dans un continuum feuilles-racines-litière-sol est essentiel pour ajuster les pratiques agricoles, telles que la fertilisation, et améliorer la durabilité des agroécosystèmes. Cependant, les études actuelles restent souvent limitées à un ou deux composants de ce continuum, soulignant la nécessité d'approches plus intégrées pour mieux comprendre les processus biogéochimiques dans les prairies multi-espèces semées.

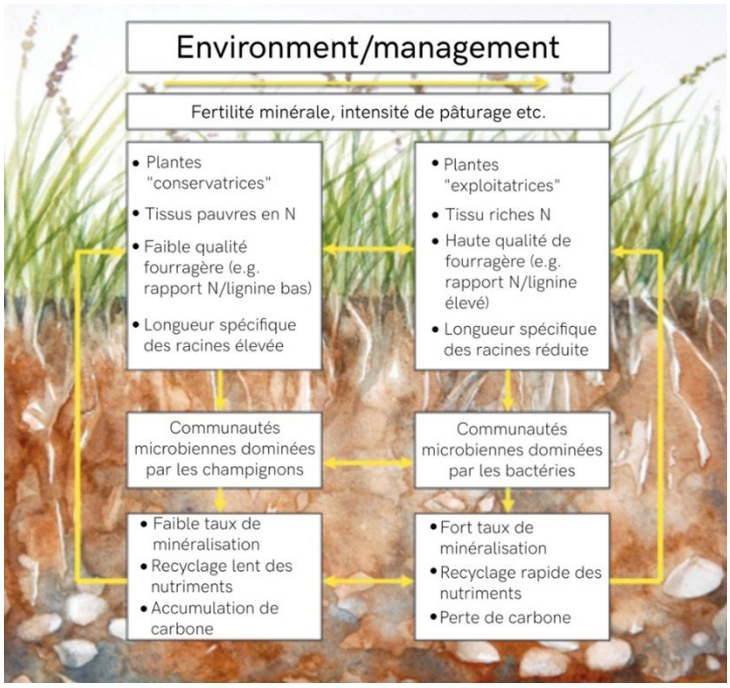


Figure 4 : Schéma de l'effet des traits racinaires et de la composition des résidus sur les communautés microbiennes et les cycles biogéochimiques. Adapté de Bardgett (2018)

5. Impacts sur le stockage de C dans les sols

5.1. Impact des prairies temporaires et permanentes

Au regard des enjeux climatiques, le cycle du C et les potentialités de stockage des prairies occupent une place importante dans le bilan global d'émission des GHG par les systèmes d'élevage herbivore et pour les possibilités de mitigation des émissions par l'agriculture. Launay *et al.* (2021) identifient ainsi l'insertion accrue de prairies temporaires dans les zones de polycultures-élevage (en lieu et place des fourrages annuels) comme un des leviers les plus efficaces pour augmenter le stockage de C dans les sols agricoles.

Les travaux menés sur l'Observatoire ACBB (Agro-Ecosystèmes, Cycles Biogéochimiques et Biodiversité) ont permis de quantifier l'effet de l'introduction des prairies temporaires dans les rotations culturales sur la dynamique du carbone. L'étude a comparé des prairies temporaires de trois ou six ans,

intégrées dans des rotations de maïs, blé et orge, à des prairies permanentes soumises à la fauche ou au pâturage.

Les résultats (Tableau 1) montrent que dans les systèmes de culture continue, la perte de carbone est estimée à -3,3 tC ha^{-1} sur neuf ans (-7,5 ‰), soit -0,36 tC ha^{-1} an^{-1}, un chiffre environ trois fois inférieur aux moyennes rapportées pour les sols français (Arrouays *et al.*, 2002 ; Chenu *et al.*, 2014 ; Pellerin *et al.*, 2020). À l'inverse, les gains de carbone dans les prairies permanentes sont supérieurs aux références bibliographiques, atteignant +0,54 tC ha^{-1} an^{-1} après leur mise en place, soit un stockage de 4,9 tC ha^{-1} en neuf ans (11,6 ‰). Cependant, les pertes de COS en sols cultivés restent très variables, allant de -0,2 à -12 ‰ par an, avec une moyenne mondiale de -0,6 ‰ (Pellerin *et al.*, 2020).

Tableau 1 : Dynamique temporelle des stocks de C dans l'horizon 0 - 30 cm. CCC = Terre cultivée en continu ; CGC = 3 ans de culture suivis de 3 ans de prairie ; GGC = 6 ans de prairie suivis de 3 ans de culture ; GGG = Prairie continue ; N+, N- = avec et sans fertilisation azotée ; p = pâturage ; b = fauche ; TG = Prairie temporaire. Adapté de Crème *et al.* 2020.

	Stockage à 9 ans (T.ha-1)	**Dynamique par an (‰)**
CCC	-3.3 ***	-7.5
CGC	-0.7	
GGC	0.8	
GGCn-	-0.2	
GGG	4.9 ***	11.6
GGCb	0.6	
GGCp	-4.3 **	-7.9
GGGb	0.2	
GGGp	1.8	

La prairie temporaire de six ans, gérée par pâturage, a entraîné une forte diminution du stock de carbone dans les 30 premiers centimètres du sol, avec une perte de -4,3 tC ha^{-1} en neuf ans (-7,9 ‰ par an, à comparer avec l'objectif de l'initiative « 4 ‰ » de stockage de C dans les sols). Cette perte dépasse même celles observées en terres cultivées en continu. Pourtant, les mesures d'échange net d'écosystème obtenues par une tour à flux n'ont pas confirmé cette tendance, suggérant que le CO_2 assimilé par la végétation ne se traduit pas nécessairement par un stockage durable dans le sol sous ce mode de gestion (Crème *et al.*, 2020).

À l'inverse, la prairie temporaire fauchée a préservé ses stocks de carbone organique du sol (COS). Cette différence pourrait être liée à des mécanismes biogéochimiques distincts, impliquant la matière organique du sol (MOS) et l'activité microbienne, qui réagissent différemment selon le mode de gestion. Par ailleurs, les pertes de COS après la conversion des prairies pâturées en cultures semblent amplifiées par ces processus (Crème *et al.*, 2020 ; Senapati *et al.*, 2014, 2018). Ces résultats mettent en évidence l'importance de l'introduction des prairies temporaires dans les rotations culturales pour favoriser le stockage du carbone et l'importance des interactions entre MOS, activité microbienne et pratiques agricoles pour comprendre les dynamiques contrastées.

5.2. Impact de la diversité floristique

En ce qui concerne les effets propres de la diversité floristique, des études ont démontré que l'augmentation des stocks de C dans les sols est souvent associée à une plus grande diversité végétale, principalement grâce à une biomasse accrue, en particulier racinaire, qui génère davantage de C apporté au sol (Cline *et al.*, 2018 ; Porazinska *et al.*, 2018 ; Jia *et al.*, 2021 ; Wang *et al.*, 2021 ; Shen *et al.*, 2022). Cependant, certains travaux mettent en évidence l'importance des effets indirects. Par exemple, une étude de Spohn *et al.* (2023), menée à l'échelle mondiale dans des pâturages, a révélé que des communautés végétales plus diversifiées produisaient des résidus végétaux avec des rapports C:N plus élevés et une plus grande diversité de composés complexes. Ces caractéristiques, en ralentissant la décomposition, contribuent au stockage de C (Lehmann *et al.*, 2020).

Il est certain que la diversité végétale a un impact majeur sur les stocks de C et de N organiques dans les sols, avec des effets qui s'intensifient au fil du temps. Lange *et al.* (2022) ont montré que dans les couches superficielles du sol (0–10 cm), la diversité végétale augmente le stockage de C, et ces bénéfices se prolongent progressivement dans les couches plus profondes, jusqu'à un mètre, après plusieurs années. Ce phénomène est également marqué par une réduction des pertes de C et N dues au changement d'usage des terres. Les groupes fonctionnels de plantes jouent un rôle clé dans ces dynamiques, les légumineuses contribuant à réduire les pertes d'azote, tandis que les grandes herbes favorisent parfois la décomposition de la matière organique déjà stockée en profondeur. Les analyses isotopiques ($\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$) révèlent que l'accroissement des stocks de C est lié à des apports de matière organique fraîche, tandis que les pertes en profondeur résultent de la décomposition stimulée par des composés labiles (Lange *et al.*, 2022). Ces effets se renforcent à long terme, soulignant l'importance de la gestion de la diversité floristique pour améliorer le stockage du carbone dans les sols et optimiser les services écosystémiques. Les résultats de Lange *et al.* (2022) montrent clairement le rôle fondamental de la diversité végétale dans la séquestration du C, notamment dans les sols profonds, et offrent des perspectives prometteuses pour atténuer les impacts des changements d'usage des terres.

D'autres recherches, comme celles de Pommer *et al.* (2019) et Lange *et al.* (2020), ont montré que l'augmentation du carbone racinaire dans les communautés végétales diversifiées peut stimuler l'activité microbienne. Les microorganismes du sol deviennent alors plus efficaces dans l'utilisation du carbone, ce qui entraîne une plus grande accumulation de carbone pour chaque unité de carbone respiré. Une fois morts, ces microorganismes sont incorporés dans la matière organique du sol, augmentant ainsi les stocks de carbone. Les effets de la diversité végétale ne se limitent pas à l'ajout d'espèces, mais incluent également des interactions complexes entre différentes espèces ou groupes fonctionnels, tels que les graminées et les légumineuses. Ces interactions favorisent des processus de facilitation et de complémentarité de niche, améliorant la productivité végétale et les apports de carbone dans le sol (§2.1 et ; §4.1 ; Fornara et Tilman, 2004 ; Yang *et al.*, 2019 ; Rodriguez, 2021).

Un aspect essentiel de la relation entre la diversité végétale et le carbone du sol réside dans les groupes fonctionnels présents. Les légumineuses, en particulier, jouent un rôle crucial dans la formation de matière organique grâce à leur symbiose avec les bactéries rhizobium, leur permettant de fixer l'azote atmosphérique (McGrath *et al.*, 2014). Cette fixation de l'azote modifie la disponibilité de cet élément et la productivité globale dans l'écosystème, impactant ainsi les cycles du carbone. Cependant, les effets des légumineuses sur le carbone du sol varient selon les études : certains résultats indiquent des effets positifs, tandis que d'autres montrent des effets neutres ou négatifs (Zanetti *et al.*, 1997 ; Spehn *et al.*, 2002 ; Scherer-Lorenzen *et al.*, 2003 ; Rodriguez *et al.*, 2021). Dans les prairies permanentes subalpines des Pyrénées par exemple, les stocks de carbone sont maximisés lorsque la biomasse relative des légumineuses se situe entre 10 et 15 %, suggérant que leur effet dépend d'un équilibre entre différents processus liés aux cycles du carbone et de l'azote (Rodriguez *et al.*, 2021). Ces valeurs sont significativement plus faibles que celles rapportées (25-50 %) pour maximiser la production fourragère dans les conditions faibles intrants de ces milieux.

6. Conclusion

Les prairies diversifiées jouent un rôle essentiel dans la gestion des écosystèmes agricoles, notamment par l'amélioration de la production fourragère, la gestion des cycles biogéochimiques et leurs effets sur la disponibilité des nutriments et le stockage du carbone dans les sols. Elles sont au cœur de la multifonctionnalité des prairies et leur diversité floristique, notamment en termes de groupes fonctionnels présents, contribuent à concilier la fourniture de différents services écosystémiques en plus de la production d'un fourrage de qualité. Suter *et al.* (2021) soulignent l'absence d'antagonisme entre les services de production fourragère, de contrôle des adventices, de pertes d'azote réactif pendant la phase prairie. Toutefois, pour les prairies diversifiées insérées dans des rotations, qui constituent un levier important de gestion de la fertilité et de stockage de C dans les sols arables, des optima de végétation différents entre services sont à attendre. Des compromis entre production fourragère et effets à moyen ou long terme sur les cycles biogéochimiques peuvent être trouvés. Le choix des espèces fourragères utilisées, le management des prairies et la gestion des résidus sur ces services sont autant de pistes à explorer. Comme sur le rendement, des effets bénéfiques (non additifs) de la diversité sur les cycles C-N-P pourraient également être recherchés et contribuer à réduire les compromis à réaliser et faciliter la réalisation conjointe de ces services.

Éthique

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

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.

ORCIDs des auteurs

AR : 0000-0002-0536-9902 ; AC : 0000-0002-6567-4562 ; GL : 0000-0003-3701-7036.

Contributions des auteurs

Tous les auteurs ont contribué à part égale à la conception, la rédaction et la relecture de cet 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.

Déclaration de soutien financier

Les auteurs déclarent avoir reçu un soutien financier pour la recherche, la rédaction et/ou la publication de cet article. Cette étude a reçu le soutien du ministère français de l'agriculture et de l'alimentation ("fond CASDAR, appel à projets Semences et sélection végétale 2020, projet MELANGES"), et du département AgroEcoSystems de l'INRAE. Elle a aussi reçu le soutien du financier projet international C-Around dans le cadre du projet EJP-SOIL ANR-23-SOIL-0004, ainsi que l'ANR AnaEE France (Grant N° 11-INBS-0001) pour la plateforme ACBB.

Références bibliographiques

Allan, E., Weisser, W. W., Fischer, M., Schulze, E. D., Weigelt, A., Roscher, C., ... & Schmid, B. 2013. A comparison of the strength of biodiversity effects across multiple functions. Oecologia 173, 223–237.

Anacker, B. L., Seastedt, T. R., Halward, T. M., Lezberg A. L. 2021. Soil carbon and plant richness relationships differ among grassland types, disturbance history and plant functional groups. Oecologia, 196:1153–1166. https://doi.org/10.1007/s00442-021-04992-x

Arrouays D., Balesdent J., Germon J.-C., Jayet P. A., Soussana J.-F. & Stengel P. 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? , Expertise scientifique collective, synthèse INRA, 32 p.

Bardgett. R.D. 2018. Plant trait-based approaches for interrogating belowground function. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy.

Baumont, R., Aufrère, J., Niderkorn, V., Andueza, D., Surault, F., Peccatte, J. R., ... & Pelletier, P. 2008. La diversité spécifique dans le fourrage : conséquences sur la valeur alimentaire. Fourrages, 194, 189-206.

Boyd, D. A. 1968. Experiments with ley and arable farming systems. Rothamsted Experimental Station Report, 1967, 316-331.

Brophy, C., Finn, J. A., Lüscher, A., Suter, M., Kirwan, L., Sebastià, M. T., ... & Connolly, J. 2017. Major shifts in species' relative abundance in grassland mixtures alongside positive effects of species diversity in yield: A continental-scale experiment. Journal of Ecology, 105(5), 1210-1222.

Bybee-Finley, K. A., Menalled, U. D., Pelzer, C. J., Ruhl, L., Lounsbury, N. P., Warren, N. D., ... & Ryan, M. R. 2023. Quantifying the roles of intraspecific and interspecific diversification strategies in forage cropping systems. Field Crops Research, 302, 109036.

Capitaine, M., Pelletier, P., & Hubert, F. 2008. Les prairies multispécifiques en France : histoire, réalités et valeurs attendues. Fourrages, (194), 123-136.

Carrère P., Pontes L., Fabre P., Andueza D. Louault F., Soussana J.-F. 2006. The interspecific plant competition affects the production and the nutritive value of grassland species. Grassl. Sci. in Europe, 11, 544-546.

Chabbi, A., Rumpel, C., Klumpp K., Franzluebbers A.J. 2022. Managing grasslands to optimize soil carbon sequestration In C., Rumpel, Editor : Understanding and fostering soil carbon sequestration, Burleigh Dodds Science Publishing, (pp.523-554) DOI:10.19103/AS.2022.0106.17

Chen, C., Chen, H. Y. H., Chen, X. & Huang, Z. 2019. Meta-analysis shows positive effects of plant diversity on microbial biomass and respiration. Nat. Commun.10, 1332.

Chenu C., Klumpp K., Bispo A., Angers D., Colnenne C. & Métay A. 2014. Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. Innovations agronomiques 37, 23-37.

Cline, L. C., Hobbie, S. E., Madritch, M. D., Buyarski, C. R., Tilman, D., & Cavender-Bares, J. M. 2018. Resource availability underlies the plant-fungal diversity relationship in a grassland ecosystem. Ecology, 99(1), 204–216.

Cong, W. F., Suter, M., Lüscher, A., & Eriksen, J. 2018. Species interactions between forbs and grass-clover contribute to yield gains and weed suppression in forage grassland mixtures. Agriculture, Ecosystems & Environment, 268, 154-161.

Crème, A., Rumpel, C., Gastal, F., de la Luz Mora Gil, M., & Chabbi, A. 2016. Effects of grasses and a legume grown in monoculture or mixture on soil organic matter and phosphorus forms. Plant and Soil, 402, 117-128.

Crème, A., Rumpel C., Malone, S.L., Saby N., Gastal, F., Vaudour, E., Decau, M.L. & Chabbi, A. 2020. Monitoring grassland management effects on soil organic carbon – a matter of scale. Agronomy MDPI 2020, 10, 2016 ; doi:10.3390/agronomy10122016.

Díaz, S., & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. Trends in ecology & evolution, 16(11), 646-655.

Deak, A., Hall, M. H., Sanderson, M. A., & Archibald, D. D. 2007. Production and nutritive value of grazed simple and complex forage mixtures. Agronomy Journal, 99(3), 814-821.

Farruggia, A., Martin, B., Baumont, R., Prache, S., Doreau, M., Hoste, H., & Durand, D. 2008. Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux?. INRAE Productions Animales, 21(2), 181-200.

Finn, J. A., Kirwan, L., Connolly, J., Sebastià, M. T., Helgadottir, A., Baadshaug, O. H., ... & Lüscher, A. 2013. Ecosystem function enhanced by combining four functional types of plant species in intensively managed grassland mixtures: a 3-year continental-scale field experiment. Journal of Applied Ecology, 50(2), 365-375.

Fornara, D. A., & Tilman, D. 2008. Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. Journal of Ecology, 96(2), 314–322.

Frame, J. 2019. Forage legumes for temperate grasslands. CRC Press.

Gastine, A., Scherer-Lorenzen, M., & Leadley, P. W. 2003. No consistent effects of plant diversity on root biomass, soil biota and soil abiotic conditions in temperate grassland communities. Applied soil ecology, 24(1), 101-111.

Gilmullina, A., Rumpel, C., Klumpp, K., & Chabbi, A. 2021. Do grassland management practices affect soil lignin chemistry by changing the composition of plant-derived organic matter input?. Plant and Soil, 469, 443-455.

Grange, G., Brophy, C., & Finn, J. A. 2022. Grassland legacy effects on yield of a follow-on crop in rotation strongly influenced by legume proportion and moderately by drought. European Journal of Agronomy, 138, 126531.

Guyomard, H., Bouamra-Mechemache, Z., Chatellier, V., Delaby, L., Détang-Dessendre, C., Peyraud, J. L., & Réquillart, V. 2021. Why and how to regulate animal production and consumption: The case of the European Union. Animal, 15, 100283.

Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., ... & Lawton, J. H. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. Science, 286(5442), 1123-1127.

Huyghe, C., De Vliegher, A., Van Gils, B., & Peeters, A. 2014. Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies. Editions Quae.

Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., ... & Loreau, M. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. Nature 477, 199–202.

Jia, Y., Zhai, G., Zhu, S., Liu, X., Schmid, B., … & Feng, X. 2021. Plant and microbial pathways driving plant diversity effects on soil carbon accumulation in subtropical forest. Soil Biology and Biochemistry, 161, 108375.

Johnston, A. E., McEwen, J., Lane, P. W., Hewitt, M. V., Poulton, P. R., & Yeoman, D. P. 1994. Effects of one to six year old ryegrass-clover leys on soil nitrogen and on the subsequent yields and fertilizer nitrogen requirements of the arable sequence winter wheat, potatoes, winter wheat, winter beans (Vicia faba) grown on a sandy loam soil. The Journal of Agricultural Science, 122(1), 73-89.

Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C. A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R. I., ... & Gleixner, G. 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. Nat Commun 6, 6707.

Launay, C., Constantin, J., Chlebowski, F., Houot, S., Graux, A. I., Klumpp, K., ... & Therond, O. 2021. Estimating the carbon storage potential and greenhouse gas emissions of French arable cropland using high-resolution modeling. Global Change Biology, 27(8), 1645-1661.

Lehmann, J., Hansel, C. M., Kaiser, C., Kleber, M., Maher, K., Manzoni, S., … & Kögel-Knabner, I. 2020. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. Nature Geoscience, 13(8), 529–534.

Liang, M., Baiser, B., Hallett, L. M., Hautier, Y., Jiang, L., Loreau, M., ... & Wang, S. 2022. Consistent stabilizing effects of plant diversity across spatial scales and climatic gradients. Nature Ecology & Evolution, 6(11), 1669-1675.

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., ... & Wardle, D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. science, 294(5543), 804-808.

Loreau, M., & Hector, A. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. Nature, 412(6842), 72-76.

Louarn, G., & Barbieri, P. 2023. Impacts des prairies sur le cycle de l'azote à l'échelle locale. Fourrages. 255 : 11-21.

Louarn, G., Corre-Hellou, G., Fustec, J., Lô-Pelzer, E., Julier, B., Litrico, I., ... & Lecomte, C. 2010. Déterminants écologiques et physiologiques de la productivité et de la stabilité des associations graminées-légumineuses. Innovations agronomiques, 11, 79-99.

Louarn, G., Pereira-Lopès, E., Fustec, J., Mary, B., Voisin, A. S., de Faccio Carvalho, P. C., & Gastal, F. 2015. The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a result of rooting strategies and rhizodeposit quality. Plant and Soil, 389(1), 289-305.

Louarn, G., Barillot, R., Combes, D., & Escobar-Gutiérrez, A. 2020. Towards intercrop ideotypes: non-random trait assembly can promote overyielding and stability of species proportion in simulated legume-based mixtures. Annals of Botany, 126(4), 671-685.

Louarn, G., Edouard, S., Barre, P., Julier, B., & Gastal, F. 2024. The older the better? Delayed complementarity, overyielding, and improved residue composition in ageing alfalfa-fescue mixtures. Plant and Soil, 499(1), 553-567.

Lüscher, A., Barkaoui, K., Finn, J. A., Suter, D., Suter, M., & Volaire, F. 2022. Using plant diversity to reduce vulnerability and increase drought resilience of permanent and sown productive grasslands. Grass and Forage Science, 77(4), 235-246.

Maamouri, A., Louarn, G., Gastal, F., Béguier, V., & Julier, B. 2015. Effects of lucerne genotype on morphology, biomass production and nitrogen content of lucerne and tall fescue in mixed pastures. Crop and Pasture Science, 66(2), 192-204.

Malisch, C. S., Finn, J. A., Eriksen, J., Loges, R., Brophy, C., & Huguenin-Elie, O. 2024. The importance of multi-species grassland leys to enhance ecosystem services in crop rotations. Grass and Forage Science.

Martin, G., Durand, J. L., Duru, M., Gastal, F., Julier, B., Litrico, I., ... & Jeuffroy, M. H. 2020. Role of ley pastures in tomorrow's cropping systems. A review. Agronomy for Sustainable Development, 40, 1-25.

McGrath, J. M., Spargo, J., & Penn, C. J. 2014. Soil Fertility and Plant Nutrition. In Encyclopedia of Agriculture and Food Systems (pp. 166–184). Elsevier.

Meilhac, J., Durand, J. L., Beguier, V., & Litrico, I. 2019. Increasing the benefits of species diversity in multispecies temporary grasslands by increasing within-species diversity. Annals of Botany, 123(5), 891-900.

Michaud, A., Andueza, D., Picard, F., Plantureux, S., & Baumont, R. 2012. Seasonal dynamics of biomass production and herbage quality of three grasslands with contrasting functional compositions. Grass and Forage Science, 67(1), 64-76.

Mooshammer, M., Wanek, W., Zechmeister-Boltenstern, S., & Richter, A. 2014. Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources. Frontiers in microbiology, 5, 22.

Mouginot, C., Kawamura, R., Matulich, K. L., Berlemont, R., Allison, S. D., Amend, A. S., & Martiny, A. C. 2014. Elemental stoichiometry of Fungi and Bacteria strains from grassland leaf litter. Soil Biology and Biochemistry, 76, 278-285.

Nyfeler, D., Huguenin-Elie, O., Suter, M., Frossard, E., Connolly, J., & Lüscher, A. 2009. Strong mixture effects among four species in fertilized agricultural grassland led to persistent and consistent transgressive overyielding. Journal of Applied Ecology, 46(3), 683-691.

O'Malley, J., Finn, J. A., Malisch, C. S., Adler, P. R., Bezemer, M., Black, A., ... & Brophy, C. 2023. LegacyNet: introducing an international multi-site experiment investigating potential benefits of increasing the species diversity of grassland leys within crop rotations. Grassland Science in Europe, 28, 249-251.

Orwin, K. H., Buckland, S. M., Johnson, D., Turner, B. L., Smart, S., Oakley, S., & Bardgett, R. D. 2010. Linkages of plant traits to soil properties and the functioning of temperate grassland. Journal of Ecology, 98(5), 1074-1083.

Peeters A. 2004. Wild and sown grasses. Profiles of a temperate species selection; ecology, biodiversity and use. Rome/London: FAO/Blackwell.

Pellerin, S., & Bamière L. (pilotes scientifiques), Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent J., et al. 2020. Stocker du carbone dans les sols français : Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Rapport scientifique de l' étude - décembre 2020. étude réalisée pour l'ademe et le ministère de l'agriculture et de l'alimentation. https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/Rapport%20Etude%204p1000.pdf

Petermann, J. S., & Buzhdygan, O. Y. 2021. Grassland biodiversity. Current Biology, 31(19), R1195-R1201.

Podzikowski, L. Y., Heffernan, M. M., & Bever, J. D. 2023. Plant diversity and grasses increase root biomass in a rainfall and grassland diversity manipulation. Frontiers in Ecology and Evolution, 11, 1259809.

Poirier, V., Roumet, C., & Munson, A. D. 2018. The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. Soil Biology and Biochemistry, 120, 246-259.

Porre, R. J., van der Werf, W., De Deyn, G. B., Stomph, T. J., & Hoffland, E. 2020. Is litter decomposition enhanced in species mixtures? A meta-analysis. Soil Biology and Biochemistry, 145, 107791.

Porazinska, D. L., Farrer, E. C., Spasojevic, M. J., Bueno de Mesquita, C. P., …& Schmidt, S. K. 2018. Plant diversity and density predict belowground diversity and function in an early successional alpine ecosystem. Ecology, 99(9), 1942–1952.

Prommer, J., Walker, T. W. N., Wanek, W., Braun, J., Zezula, D., Hu, Y., Hofhansl, F., & Richter, A. 2020. Increased microbial growth, biomass, and turnover drive soil organic carbon accumulation at higher plant diversity. Global Change Biology, 26(2), 669–681.

Ravenek, J. M., Bessler, H., Engels, C., Scherer-Lorenzen, M., Gessler, A., Gockele, A., ... & Mommer, L. 2014. Long-term study of root biomass in a biodiversity experiment reveals shifts in diversity effects over time. Oikos, 123(12), 1528-1536.

Rodríguez, A., Canals, R. M., & Sebastià, M.-T. 2022. Positive effects of legumes on soil organic carbon stocks disappear at high legume proportions across natural grasslands in the Pyrenees. Ecosystems, 25(4), 960–975.

Sardans J., Rivas-Ubach A., Penuelas J. 2012. The C:N:P stoichiometry of organisms and ecosystems in a changing world: a review and perspectives. Perspect Plant Ecol Evol Syst 14(1):33–47. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.08.002

Sardans, J., Janssens, I. A., Ciais, P., Obersteiner, M., & Peñuelas, J. 2021. Recent advances and future research in ecological stoichiometry. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 50, 125611.

Scherer-Lorenzen, M., Palmborg, C., Prinz, A., & Schulze, E.-D. 2003. The role of plant diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. Ecology, 84(6), 1539–1552.Senapati, N., Chabbi, A., Gastal, F., Smith, P. Mascher, N., Loubet, P., Cellier, P. & Naisse, C. 2014. Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. Carbon Management 5, 131-144.

Senapati, N., Chabbi, A., & Smith, P. 2018. Modelling daily to seasonal carbon fluxes and annual net ecosystem carbon balance of cereal grain-cropland using DailyDayCent : A model data comparison. Agriculture, Ecosystems and Environment, 252, 159–177.

Shen, C., Wang, J., He, J. Z., Yu, F. H., & Ge, Y. 2021. Plant diversity enhances soil fungal diversity and microbial resistance to plant invasion. Applied and environmental microbiology, 87(11), e00251-21.

Shen, C., Wang, J., Jing, Z., Qiao, N.-H., Xiong, C., & Ge, Y. 2022. Plant diversity enhances soil fungal network stability indirectly through the increase of soil carbon and fungal keystone taxa richness. Science of The Total Environment, 818, 151737.

Slade, E. M., Bagchi, R., Keller, N. & Philipson, C. D. 2019. When do more species maximize more ecosystem services? Trends Plant Sci. 24, 790–793.

Smit, H. J., Metzger, M. J., & Ewert, F. 2008. Spatial distribution of grassland productivity and land use in Europe. Agricultural Systems, 98(3), 208-219.

Spehn, E. M., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Hector, A., Caldeira, M. C., Dimitrakopoulos, P. G… & Körner, C. 2002. The role of legumes as a component of biodiversity in a cross-European study of grassland biomass nitrogen. Oikos, 98(2), 205–218.

Spohn, M., Bagchi, S., Biederman, L. A., Borer, E. T., Bråthen, K. A., Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., …& Yahdjian, L. 2023. The positive effect of plant diversity on soil carbon depends on climate. Nature Communications, 14(1), 6624.

Suter, M., Huguenin-Elie, O., & Lüscher, A. 2021. Multispecies for multifunctions: combining four complementary species enhances multifunctionality of sown grassland. Scientific Reports, 11(1), 3835.

Tilman, D., & Downing, J. A. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. Nature, 367(6461), 363-365.

Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., & Lehman, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. Science, 294(5543), 843-845.

Vertès, F., Jeuffroy, M. H., Louarn, G., Voisin, A. S., & Justes, E. 2015. Légumineuses et prairies temporaires: des fournitures d'azote pour les rotations. Fourrages, 223, 221-232.

Wagg, C., Roscher, C., Weigelt, A., Vogel, A., Ebeling, A., De Luca, E., ... & Schmid, B. 2022. Biodiversity–stability relationships strengthen over time in a long-term grassland experiment. Nature communications, 13(1), 7752.

Wang, C., Ma, L., Zuo, X., Ye, X., Wang, R., Huang, Z., ... & Cornelissen, J. H. 2022. Plant diversity has stronger linkage with soil fungal diversity than with bacterial diversity across grasslands of northern China. Global Ecology and Biogeography, 31(5), 886-900.

Wang, J., Defrenne, C., McCormack, M. L., Yang, L., Tian, D., Luo, Y., … & Niu, S. 2021. Fine-root functional trait responses to experimental warming: A global meta-analysis. New Phytologist, 230(5), 1856–1867.

Wolff, B., Julier, B., & Louarn, G. 2024. Impact of intraspecific genetic variation on interspecific competition: a theoretical case study of forage binary mixtures. Frontiers in Plant Science, 15, 1356506.

Yang, Y., Tilman, D., Furey, G., & Lehman, C. 2019. Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. Nature Communications, 10(1), 718.

Zanetti, S., Hartwig, U. A., van Kessel, C., Lüscher, A., Hebeisen, T., … & Nösberger, J. 1997. Does nitrogen nutrition restrict the CO_2 response of fertile grassland lacking legumes? Oecologia, 112(1), 17–25.

Zechmeister-Boltenstern, S., Keiblinger, K. M., Mooshammer, M., Peñuelas, J., Richter, A., Sardans, J., & Wanek, W. 2015. The application of ecological stoichiometry to plant–microbial–soil organic matter transformations. Ecological Monographs, 85(2), 133-155.

Zhou, M., Bai, W., Zhang, Y., & Zhang, W. H. 2018. Multi-dimensional patterns of variation in root traits among coexisting herbaceous species in temperate steppes. Journal of Ecology, 106(6), 2320-2331.

Pour citer cet article : Antonio Rodriguez, Abad Chabbi, Gaëtan Louarn. Relation entre la diversité floristique des prairies, leur performance productive, et leur capacité de stockage de Carbone. Innovations Agronomiques, 2025, 104, pp.15-30. 10.17180/ciag-2025-vol104-art02

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

OasYs, un système bovin laitier basé sur la diversité des ressources fourragères

Sandra NOVAK[1], Fabien BOURGOIN[1], Franck CHARGELEGUE[1], Guillaume AUDEBERT[1], Rémy DELAGARDE[2], Marine CURTIL-DIT-GALIN[3]

[1] INRAE, Ferlus, 86600 Lusignan, France

[2] Pegase, INRAE, Institut Agro, 35590 Saint-Gilles, France

[3] AGIR, Université de Toulouse, INRAE, 31320 Castanet-Tolosan, France

Correspondance : sandra.novak@inrae.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art03

Résumé

Depuis 2013, l'expérimentation système OasYs met en place un système bovin laitier à bas niveaux d'intrants en zone séchante. L'hypothèse principale est que la diversité des composantes du système et de leurs fonctions peut être un moyen de concilier des objectifs de production, de performances environnementales et de résilience face aux aléas climatiques. Les prairies et les cultures ont été diversifiées en termes d'espèces, de mélanges et de périodes de production en mettant en place trois rotations réparties sur l'assolement selon leur distance à la salle de traite, pour privilégier le pâturage. La diversification des prairies et la mise en place de fourrages annuels dédiés aux saisons difficiles de l'été, automne et hiver, ont permis d'allonger la période de pâturage. La proportion de fourrages pâturés dans la ration annuelle du troupeau laitier (50 %) est très supérieure à celle des systèmes laitiers classiques.

Mots-clés : expérimentation système ; fourrage ; pâturage ; agroécologie ; système diversifié ; polyculture-élevage

Abstract: OasYs, a dairy cattle system based on the diversity of forage resources

Since 2013, the OasYs system experiment has been setting up a low-input dairy cattle system in a drying zone. The main hypothesis is that the diversity of system components and their functions can be a means of reconciling production objectives, environmental performance and resilience to climatic hazards. Grasslands and crops were diversified in terms of species, mixtures and production periods, with three rotations distributed across the cropping plan according to their distance from the milking parlour, to give priority to grazing. The diversification of grasslands and the introduction of annual forages dedicated to the difficult seasons of summer, autumn and winter have extended the grazing period. The proportion of grazed forage in the dairy herd's annual diet (50 %) is much higher than in conventional dairy systems.

Keywords: system experiment; forage; grazing; agroecology; diversified system; mixed crop-livestock

1. Introduction

L'élevage laitier est confronté à de nombreux défis qui concernent aussi bien l'amélioration du revenu des éleveurs et des éleveuses, la préservation de l'environnement, que l'adaptation des systèmes au changement climatique et son atténuation. Afin de répondre à ces multiples enjeux, une expérimentation système nommée OasYs a été conçue de manière collaborative par une quinzaine de personnes du monde agricole, de l'environnement et de la recherche (Novak *et al.*, 2012). Elles ont imaginé une nouvelle coordination de leviers agroécologiques à l'échelle du système de production, concernant aussi bien le système fourrager que le système d'élevage (Novak et Emile, 2014). Le

nouveau système de polyculture-élevage bovin lait ainsi créé repose sur l'hypothèse que la diversité de ses composantes et de leurs fonctions, si elle est bien gérée, permet de concilier un niveau de production et des performances environnementales élevées, tout en améliorant la résilience du système face aux aléas, notamment climatiques.

L'agrobiodiversité, ou biodiversité agricole, désigne l'ensemble des composantes de la diversité biologique liées au fonctionnement des écosystèmes agricoles, et elle englobe la diversité des végétaux et des animaux à tous les niveaux (gènes, variétés ou races, espèces et agroécosystèmes) (Raimond et Garine, 2020). L'agrobiodiversité, notamment celle des plantes cultivées, est une composante essentielle de l'agroécologie qui a pour principe de valoriser le plus possible les processus naturels afin de limiter l'utilisation d'intrants de synthèse (Wezel *et al.*, 2014). Cultiver des espèces végétales dont les besoins en rayonnement solaire, en eau et en éléments nutritifs sont complémentaires au sein des parcelles et au cours de l'année, permet de mieux valoriser les ressources naturelles du milieu (Brooker *et al.*, 2023) et de limiter les pertes en nitrate (Tamburini *et al.*, 2020). Une diversification des espèces cultivées au cours des saisons permet en outre de limiter la pression des bioagresseurs et ainsi le recours aux pesticides (Guinet *et al.*, 2023), mais également de favoriser la biodiversité sauvage (Brooker *et al.*, 2023). Plusieurs études mettent par ailleurs en avant que la diversité des espèces cultivées dans le temps et dans l'espace permettrait d'améliorer la résilience des systèmes agricoles aux aléas climatiques (Vernooy, 2022 ; Lüscher *et al.*, 2022). C'est particulièrement important pour les systèmes d'élevage de ruminants, dont la base de l'alimentation est fournie par des fourrages produits sur l'exploitation et dont les rendements sont fortement affectés par les conditions climatiques (Ruget *et al.*, 2013). Plus largement, l'introduction d'une diversité, végétale ou animale, dans les systèmes de production animale peut augmenter leurs performances et leur résilience (Dumont *et al.*, 2020) et avoir un effet bénéfique sur le bien-être ou la santé animale (Manteca *et al.*, 2008 ; Garrett *et al.*, 2021).

Cet article a pour objectif de décrire l'agrobiodiversité mise en place sur OasYs, en mettant l'accent sur la diversité des ressources fourragères et en quantifiant son impact sur la ration du troupeau laitier, y compris au pâturage. Après une présentation des objectifs et principes généraux de cette expérimentation système, les différentes formes de diversité mises en place et leurs rôles sont précisés. Puis la diversité mensuelle moyenne de la ration est décrite sur la période 2017-2021, et comparée à celle de systèmes plus classiques.

2. Présentation de l'expérimentation système OasYs

Les objectifs d'OasYs, définis de manière collaborative en 2012, sont de permettre aux éleveurs et éleveuses de vivre de leur système laitier dans un contexte de changement climatique, en économisant les ressources en eau et en énergie fossile, tout en contribuant à une agriculture durable, sur les plans économique, social et environnemental (Novak *et al.*, 2013). Il s'agit de tester l'hypothèse selon laquelle, la diversité des composantes du système et de leurs fonctions, peut être un moyen de concilier des objectifs de production, de performances environnementales et de résilience face aux aléas climatiques. Afin de répondre à l'ensemble des objectifs d'OasYs, cette diversité a été mise en place de concert avec une diminution des intrants et une augmentation des ressources fourragères pouvant être pâturées, ces pratiques permettant d'économiser les ressources en énergie et en eau, de préserver l'environnement et de favoriser le bien-être animal.

2.1. Une diversité à tous les étages

Plusieurs éléments de diversité ont été introduits dans le système OasYs, que ce soit au niveau des composantes végétales ou animales du système bovin laitier, ou encore au niveau de leurs fonctions.

Au niveau végétal, le système fourrager est basé sur une diversification des prairies et des cultures, en termes d'espèces, de variétés, de mélanges, de périodes de production et de modes d'exploitation (Novak *et al.*, 2018). Les espèces prairiales et les cultures annuelles sont diversifiées à la fois sur

l'assolement et au sein des parcelles, avec des mélanges de compositions différentes. Cette diversité est organisée selon trois grandes zones, définies en fonction de leur accessibilité au pâturage, qui structurent le système fourrager et, par conséquent, le système alimentaire, comme précisé dans la partie suivante, Une diversification des étages a également été mise en place sur certaines parcelles en plantant des lignes d'arbres, d'arbustes et de lianes d'espèces variées au milieu ou en bordure des parcelles (Novak *et al.*, 2020a).

La **stratégie d'élevage** a été conçue de manière à valoriser le mieux possible et par le pâturage, ces cultures diversifiées, en introduisant également des éléments de diversité dans la composante animale. Ainsi les périodes de vêlage des vaches laitières, où les besoins en alimentation de bonne qualité sont les plus élevés, ont été groupées sur les deux saisons de pic de production d'herbe, à savoir au printemps et à l'automne. Cette double période de vêlage permet également de limiter l'impact d'un aléa climatique pouvant survenir à l'une ou l'autre de ces périodes. Les génotypes des animaux ont également été diversifiés afin de répondre aux multiples attentes du nouveau système laitier, à savoir produire du lait riche en matière utile, avec des vaches ayant de bonnes capacités de reproduction, moins sensibles aux maladies et bien adaptées au pâturage de ressources diversifiées. Pour cela, un croisement a été engagé entre trois races de vaches laitières aux caractéristiques complémentaires, la Holstein, bonne productrice, la Rouge Scandinave, fertile, et la Jersiaise, présentant une meilleure tolérance au stress thermique, un lait riche en matières grasse et protéique et de bonnes capacités de reproduction. L'autre originalité de la stratégie d'élevage correspond à l'allongement des lactations à 16 mois, avec un vêlage tous les 18 mois, alternativement au printemps et à l'automne pour une cohorte de naissance, avec pour objectifs principaux d'allonger la carrière et la durée de vie productive des vaches.

Par ailleurs, plusieurs des éléments mis en place ont pour vocation de remplir une **diversité de fonctions** dans le système agroécologique. Ainsi les arbres, arbustes et lianes constituent à la fois une ressource fourragère et un moyen de réguler le microclimat, permettant ainsi de limiter le stress thermique des animaux et des végétaux. Ces espèces ligneuses favorisent également une meilleure valorisation du contenu en eau et en éléments nutritifs du sol par leurs racines profondes, et elles permettent de limiter la lixiviation des nitrates vers les eaux souterraines. Enfin les arbres ont pour vocation de jouer un rôle dans le stockage du carbone et l'atténuation du changement climatique, et ils peuvent constituer des réservoirs de biodiversité. Cette diversité des fonctions est également recherchée avec certaines cultures, dites à double fin (grain ou fourrage), ou avec les intercultures dont les usages peuvent être multiples (fourrage, engrais vert, pièges à nitrate, couverts mellifères). Au niveau de la composante animale, l'allongement des lactations est également une stratégie multi-objectifs. Elle vise d'une part, à restreindre les périodes improductives durant la carrière des vaches, les deux mois de tarissement n'intervenant que tous les 16 mois au lieu de 10 mois classiquement. D'autre part, cet allongement permet d'améliorer la reproduction des animaux, car la mise à la reproduction intervient 9 mois après le vêlage (contre 3 mois seulement en lactation classique de 12 mois, soit peu après le pic de lactation). Il réduit aussi le nombre de vêlages dans la carrière des vaches, et les problèmes de santé qui y sont associés.

2.2. Focus sur la diversité des ressources fourragères

La diversification des fourrages a été mise en place en imaginant trois rotations spécifiques aux trois zones d'accessibilité différentes des vaches laitières (figure 1), ayant pour objectif de maximiser la part de pâturage dans la ration annuelle des vaches, de limiter l'utilisation d'intrants (engrais minéral azoté, pesticides, eau d'irrigation, concentrés, fioul, électricité) et de faire face aux aléas climatiques. Deux rotations sont accessibles au pâturage et elles alternent cinq années de prairies multi-espèces et deux années de cultures annuelles, qui diffèrent par leurs nature et fonction.

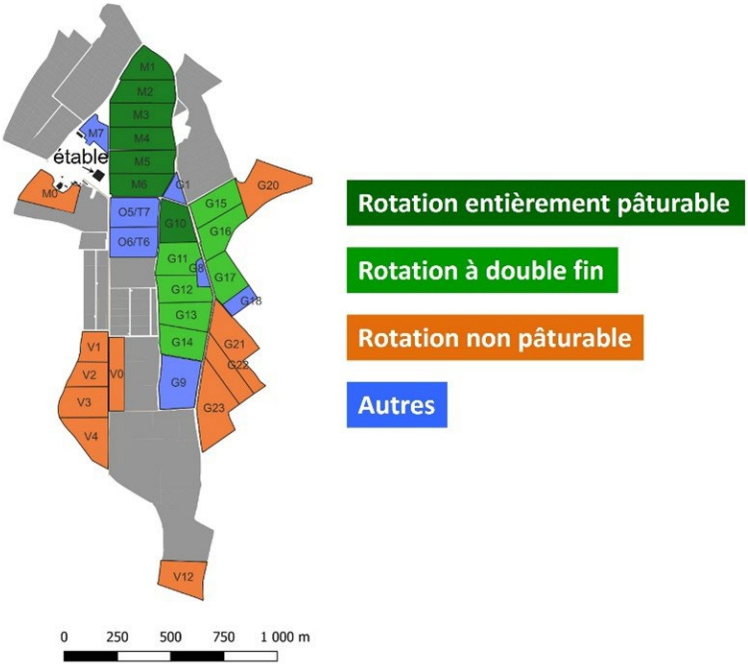


Figure 1 : Assolement précisant les parcelles dédiées à chacune des trois rotations d'OasYs.

Dans la première rotation dite entièrement pâturable (figure 2), la plus facilement accessible aux vaches depuis la salle de traite, les cultures annuelles visent à permettre aux animaux de pâturer durant les périodes délicates de l'été ou de l'hiver, où la pousse de l'herbe est réduite voire inexistante. Pour cela, des betteraves fourragères sont implantées au printemps après le labour de la prairie, avec pour objectif d'être pâturées deux heures par jour avec une avancée au fil quotidienne, en été, automne ou hiver, selon les besoins et les conditions climatiques. Des couverts sont semés à la suite, dès qu'une zone suffisamment grande a été pâturée, en privilégiant le colza fourrager, en mélange ou non avec des navets, si le semis est possible fin août, puis de l'avoine ou un méteil jusqu'au 15 novembre. Ces couverts pourront être pâturés en hiver ou tôt au printemps, à une période où les prairies sont peu productives. Sur les zones comportant encore des betteraves en novembre, un semis d'avoine est réalisé en février. A partir de mai, lorsque tous les couverts ont été exploités, la parcelle est semée avec une culture estivale, généralement du sorgho multicoupe, qui pourra être pâturé au fil dès juillet, pour compléter ou remplacer l'herbe.

Dans la deuxième rotation pâturée (figure 3), moins accessible, car plus éloignée de la salle de traite, ce sont des cultures à double fin (sorgho puis méteil) qui suivent la prairie et seront récoltées en fourrage, en grain ou pâturées, selon les besoins. Si ces cultures sont ensilées, les résidus de récolte et repousses pourront être pâturés.

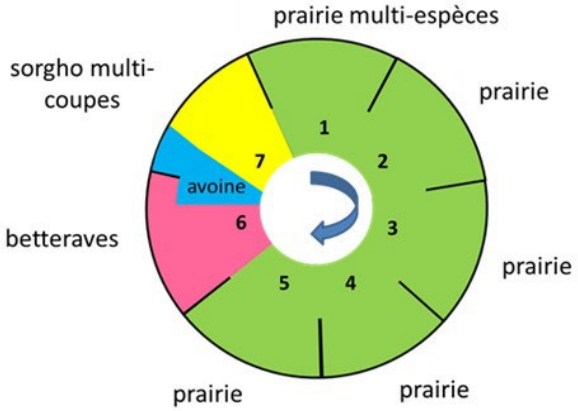


Figure 2 : rotation entièrement pâturable d'OasYs.

Dans ces deux rotations, les prairies nouvellement implantées sont composées d'associations multispécifiques voire multivariétales de graminées, légumineuses et d'autres dicotylédones. Afin d'étaler le plus possible la pousse de l'herbe, chaque parcelle a une composition différente, en privilégiant à chaque fois certaines espèces ou groupes d'espèces, de manière à obtenir des mélanges différant par leur précocité, leur résistance au stress thermique (ex : chicorée, luzerne, dactyle), ou leur aptitude à redémarrer tôt au printemps (ex : trèfle souterrain) ou à l'automne (ex : plantain).

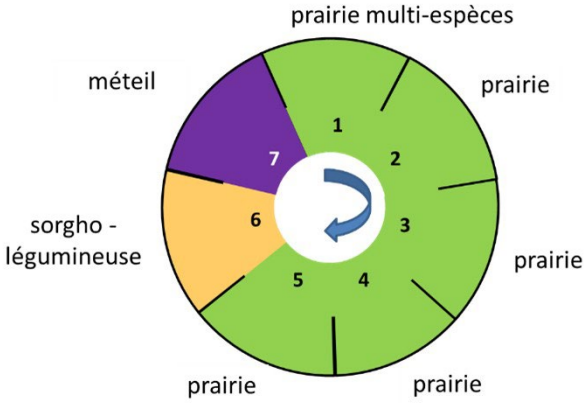


Figure 3 : rotation à double fin d'OasYs.

La troisième rotation (figure 4), réalisée sur les parcelles non accessibles au pâturage, vise à constituer des stocks de fourrage, de la paille et des cultures de vente. Elle débute par quatre années de prairie multi-espèces, à base de luzerne, ou de trèfles dans les sols hydromorphes, en association avec des graminées, exploitées selon les conditions climatiques et les besoins, en ensilage, enrubannage ou foin. Puis quatre années de cultures annuelles s'enchaînent, avec successivement du maïs, du blé, un sorgho monocoupe et un méteil, comportant chacun un mélange de différentes variétés. Afin de couvrir le sol entre le blé moissonné en juillet et le sorgho semé en mai, une interculture est mise en place, et elle a consisté dans les premières années en un couvert de ray-grass italien - trèfle incarnat, puis plus récemment de trèfle violet semé en même temps que le blé.

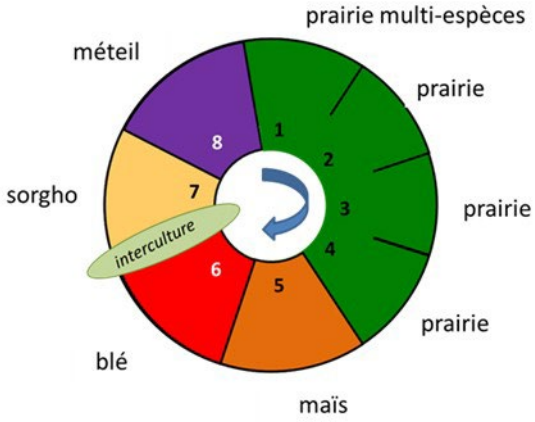


Figure 4 : Rotation non pâturable d'OasYs.

Chacune de ces trois rotations est conduite sur autant de parcelles qu'il y a d'années dans la rotation, avec un décalage d'un an entre parcelles, de manière à ce que tous les termes de la rotation soient présents chaque année sur l'assolement. Cela permet de programmer une certaine stabilité dans la répartition des cultures fourragères sur l'assolement au cours des années, même si des ajustements peuvent avoir lieu en fonction des imprévus (ex : échec d'un semis).

De l'agroforesterie d'élevage a été mise en place sur quatre parcelles, avec des ligneux plantés en intra-parcellaire, afin de fournir du fourrage à partir d'arbres taillés en têtard ou de vignes pour la rotation entièrement pâturable, du bois d'œuvre pour la rotation non pâturable, et de répondre à des objectifs multiples (fourrages, ombrage, plaquettes) pour la rotation à double fin (Novak *et al.*, 2020a). L'agroforesterie intra-parcellaire vise également à proposer un habitat favorable aux auxiliaires de culture et à améliorer la fertilité du sol. Par ailleurs, trois collections de cinquante essences d'arbres, de dix espèces de saule et de neuf espèces de lianes ont été plantées en bordure de six parcelles sur les rotations pâturables, afin de fournir du fourrage ou de l'ombre. Des dispositions spatiales et des tailles innovantes ont été co-construites avec un petit groupe d'experts, et testées avec par exemple la formation de têtards bas et de plesses[1] visant à être pâturées directement.

2.3. Un système mis en œuvre grandeur nature

Ce nouveau système a été mis en place à l'échelle de la ferme (90 ha, 72 vaches laitières) à Lusignan (Vienne), sur l'unité expérimentale Fourrages, Ruminants et Environnement d'INRAE (https://doi.org/10.15454/1.5572219564109097E12), à partir de l'automne 2013. La période considérée dans cet article concerne les années 2017 à 2021, après 4 années de transition pour la mise en place du système. Le climat de la région est caractérisé par des sécheresses estivales assez marquées, avec des températures moyennes en été de 20°C sur cette période et des températures maximales pouvant atteindre 39°C. La pluviométrie annuelle, de 778 mm en moyenne, a varié de 583 à 1013 mm selon les années, pour une évapotranspiration potentielle (Penman-Monteith) moyenne de 874 mm, évoluant entre 832 et 901 mm. Les sols sont des brunisols, qualifiés localement de « Terres Rouges à Châtaigniers », de texture limono-argileuse en surface et argilo-limoneuse en profondeur, avec une réserve utile sur 1 m comprise entre 150 et 200 mm. Les parcelles ont une superficie moyenne de 3,0 ha pour les rotations pâturables, et de 4,4 ha pour la rotation non pâturable.

3. Matériel et Méthodes

3.1. La conduite de la fertilisation

Ces parcelles sont conduites à bas niveau d'intrants, sans irrigation, avec une fertilisation minérale azotée maximale de 50 kg N/ha/an pour les prairies ne comportant plus de légumineuses, qui a représenté en moyenne 7 kg N/ha/an sur toutes les surfaces en prairie, et en moyenne 16 kg d'N/ha/an sur le sorgho monocoupe. Les autres cultures fourragères ne reçoivent pas d'engrais minéral azoté, mais des effluents organiques, constitués de fumier, généralement composté, ou des phases solides ou liquides issues d'un séparateur placé en aval du dispositif d'hydrocurage qui équipe l'étable. Sur la rotation non pâturée, les effluents de ferme constitués de fumier de génisses ou de la phase solide issue du séparateur, sont épandus après compostage devant maïs et devant sorgho, avec un apport représentant en moyenne 127 kg N/ha/an sur la période d'étude.

Entre 2017 et 2021, la phase liquide issue du séparateur a été épandue sur 6 à 8 parcelles par an qui ont reçu en moyenne 83 kg N/ha/an, en un ou parfois deux passages, principalement sur les rotations entièrement pâturables ou non pâturables.

[1] Le plessage consiste à entailler un arbre à la base du tronc, en laissant une charnière pour permettre à la sève de circuler, puis à le coucher à l'horizontal. Les branches sont ensuite coupées de manière à ce que la croissance des repousses se fasse à la verticale et qu'elles forment une haie.

3.2. Les méthodes d'évaluation des quantités pâturées et consommées au bâtiment

La quantité d'herbe valorisée par le troupeau laitier au pâturage a été évaluée avec la méthode HerbValo (Delagarde *et al.*, 2017), à partir des calendriers de pâturage enregistrés par l'équipe technique. Pour chaque cycle effectué sur une parcelle, le nombre de journées de pâturage est multiplié par l'ingestion moyenne du troupeau, estimée par un modèle simplifié des unités d'encombrement (système UE, INRA, 2018) adapté au pâturage (prise en compte des conditions de pâturage et de la qualité de l'herbe). Pour les fourrages atypiques pâturés avec une avancée au fil quotidienne pendant quelques heures par jour (betteraves, sorgho multicoupe, colza), les quantités ingérées sont évaluées à partir de rendements calculés sur 6 prélèvements réalisés avec des quadrats, une fois par semaine, multipliés par la superficie pâturée, puis divisés par le nombre d'animaux présents.

Pour les fourrages conservés, les rations mensuelles du troupeau laitier ont été déterminées grâce aux quantités distribuées journalièrement, en prenant en compte les taux de refus.

3.3. L'observatoire Res'alim®

La base de données Res'Alim® décrit la composition des rations consommées par les vaches laitières françaises en fonction de la situation géographique des élevages et de leurs choix techniques, sur des exploitations ayant fourni plus de six constats d'alimentation par an à un réseau de conseillers (Corre *et al.*, 2023). Les analyses des menus portant sur 18 000 exploitations sur 5 ans (2017-2021) ont été utilisées pour fournir des points de comparaison avec la ration annuelle d'OasYs sur cette même période. Les quantités d'aliments distribués (fourrages, concentrés, minéraux) indiquées dans Res'Alim® correspondent aux valeurs recueillies par le conseiller au moment du contrôle de performance. Les quantités pâturées sont calculées par une méthode de défaut de bilan, en faisant l'hypothèse qu'elles correspondent à la différence entre la capacité d'ingestion des animaux, estimée, et la somme des quantités distribuées. Six grandes rations type ont été distinguées, selon la part d'herbe et d'ensilage de maïs.

4. Résultats et discussion

4.1. Diversité de la ration du troupeau laitier au cours de l'année

En accord avec la place importante donnée aux prairies multi-espèces dans le système fourrager d'OasYs, l'herbe a représenté la majeure partie (68 %) de la ration annuelle du troupeau laitier entre 2017 et 2021, que ce soit à l'auge (52 % des fourrages distribués) ou au pâturage (88 % des fourrages pâturés). Les autres fourrages conservés, à savoir les ensilages de méteil, de maïs, de sorgho et les intercultures, ont constitué respectivement 5, 8, 6 et 2 % de la ration annuelle totale.

Les prairies multi-espèces ont constitué la majeure partie du fourrage pâturé de février à décembre (figure 5), et elles ont pu continuer à être pâturées en juillet et en août, grâce à la présence sur certaines prairies d'espèces plus tolérantes au déficit hydrique et aux températures estivales élevées, comme la chicorée, le dactyle ou la fétuque. D'autres espèces prairiales ont permis d'avancer le pâturage en début d'automne (ex : plantain) ou en début de printemps (ex : trèfle souterrain).

Les couverts annuels ont permis d'apporter du fourrage à pâturer durant les périodes délicates de l'été, de l'automne et de l'hiver. Ainsi le sorgho multicoupe a contribué à 8 % du pâturage en août et à 10 % en septembre, tandis que les betteraves fourragères ont représenté 32, 39 et 34 % du fourrage pâturé respectivement en septembre, octobre et décembre, pour atteindre 73 % en janvier.

Ainsi, grâce aux fourrages diversifiés mis en place, le troupeau laitier a pu pâturer tout au long de l'année, avec plus de 90 % d'herbe pâturée dans la ration totale en avril, mai et juin, et généralement une interruption du pâturage de seulement deux mois entre début décembre et début février, malgré les sècheresses estivales.

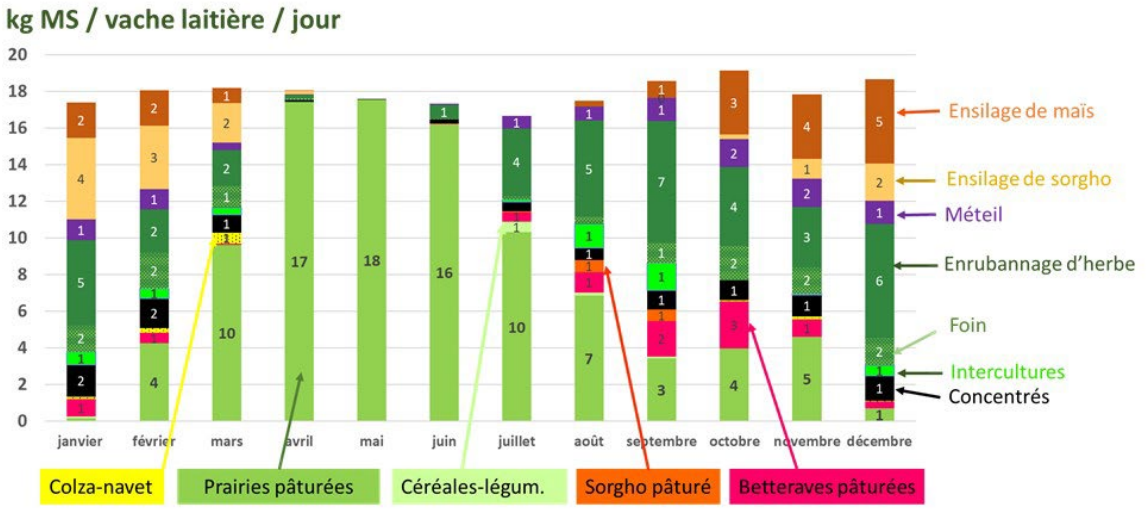


Figure 5 : ration mensuelle moyenne du troupeau laitier d'OasYs sur 2017-2021. *MS : matière sèche. Les couleurs des fourrages reprennent celles indiquées sur les graphiques des rotations. Le figuré en noir des concentrés indique la limite entre les fourrages pâturés (indiqués en-dessous et sur fond coloré) et les fourrages conservés (décrits au-dessus). Les chiffres à l'intérieur des figurés donnent une valeur arrondie de la quantité ingérée pour chaque aliment.*

Les ligneux fourragers n'ont quasiment pas contribué au pâturage d'été sur cette période, car, trop jeunes, ils n'ont été rendus accessibles aux animaux qu'à partir de septembre 2020 pour les vignes et de juillet 2021 pour les arbres. De plus, nous avons observé, comme avec la betterave et la chicorée, un besoin d'apprentissage par les animaux. Il faut en effet près de 15 jours lors de la première mise au pâturage des betteraves pour que les vaches ne commencent à en croquer les racines. Mais une fois que cet apprentissage a été acquis, il reste présent au cours des années suivantes, les primipares novices apprenant rapidement en observant les multipares. De même, si la chicorée n'est pas la plante pâturée en premier lors de l'entrée des animaux dans des prairies multi-espèces, les vaches y prennent goût au bout d'une ou deux journées et elles peuvent même finir par en manger les tiges. Pour les arbres fourragers, nous avons observé en 2023 un pâturage beaucoup plus intense que les années précédentes.

4.2. Comparaison à des rations annuelles classiques

La ration annuelle du troupeau laitier d'OasYs sur 2017-2021 a été comparée, sur la même période, avec la moyenne annuelle des données nationales de l'observatoire Res'Alim®, et celles de deux types de système fourrager classiques, l'un basé sur le maïs et l'autre sur l'herbe. Le système basé sur l'ensilage de maïs concerne 49 % des élevages de cet observatoire, principalement basés en Bretagne, Normandie et Pays de la Loire, et ayant entre 50 et 85 % de maïs dans leur ration. L'autre système considéré dans notre étude est très herbager et il comporte moins de 15 % de maïs ensilé. Il représente 11 % des élevages du réseau situés pour la plupart en Normandie, Bretagne et dans le Centre de la France.

Comme l'indique la figure 6, la proportion de fourrages pâturés sur OasYs (50 % de la ration totale dont 44 % d'herbe et 6 % de fourrages annuels) est très largement supérieure à la moyenne nationale (17 %) et aux systèmes basés sur le maïs (11 %), mais aussi à celles des élevages en système herbager (14 %), alors qu'ils sont situés dans des régions où le climat est généralement plus favorable à la pousse de l'herbe. A l'inverse, la proportion moyenne de concentrés (5 %, soit 339 kg/vache/an) dans la ration annuelle des vaches laitières d'OasYs est plus de 4 fois inférieure à celle de la moyenne nationale (22 %) et à celle des élevages basés sur le maïs (21 %) ou sur l'herbe (23 %). Les résultats

d'OasYs se rapprochent davantage de ceux obtenus par les exploitations herbagères du réseau Civam du Grand Ouest (52 % de pâturage dans la ration), caractérisées pour un système de production économe et autonome qui repose sur la valorisation de la ressource fourragère par le pâturage (Dieulot *et al.*, 2021). Ils sont également proches de ceux calculés par Thébault *et al*. (1998) qui estiment que 48 % de l'ingestion totale peut provenir de l'herbe pâturée avec une surface accessible de 46 ares par vache (contre 49 ares pour OasYs) en conditions climatiques bretonnes.

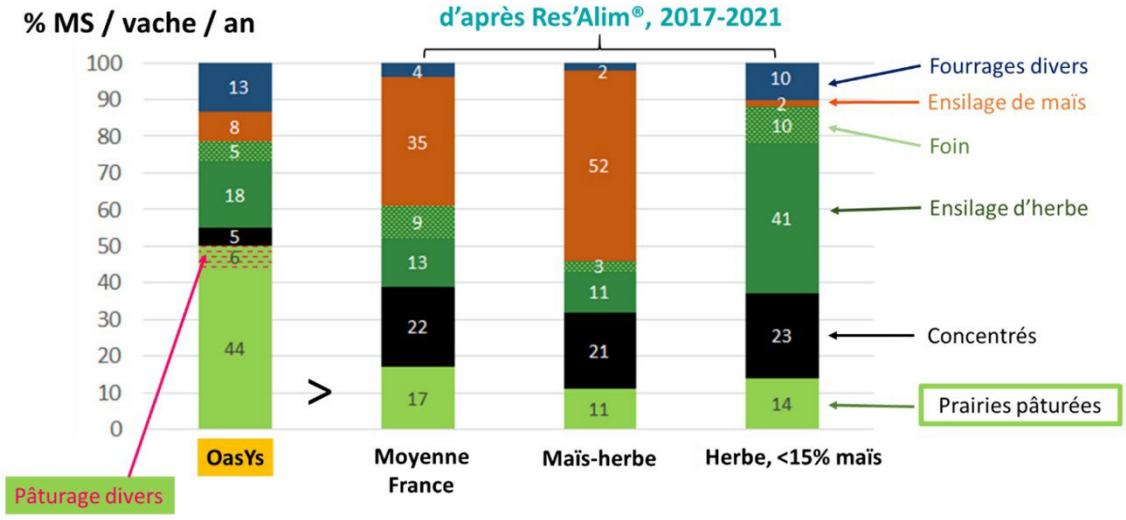


Figure 6 : Pourcentage de la matière sèche (MS) de chacun des aliments dans la ration annuelle d'OasYs et de systèmes bovins laitiers de l'observatoire national Res'Alim® sur 2017-2021. Le figuré en noir des concentrés indique la limite entre les fourrages pâturés (indiqués en-dessous) et les fourrages conservés (décrits au-dessus). Les chiffres à l'intérieur des figurés donnent une valeur arrondie du *pourcentage de la quantité ingérée de chaque aliment.*

Les objectifs d'OasYs visant à allonger la période de pâturage et à diminuer les quantités de concentrés distribués ont donc bien été atteints, avec une production laitière moyenne par vache et par an satisfaisante (6489±135 kg sur 12 mois). Il est vraisemblable que la grande part d'herbe pâturée dans la ration du troupeau laitier d'OasYs, situé dans une zone climatique moins favorable à la pousse de l'herbe que le Grand Ouest, ait été permise par la diversification des prairies mises en place dans le système fourrager, par une adaptation du chargement global aux potentialités agronomiques du système et par l'importance de la surface accessible par vache. Les modifications apportées sur le système d'élevage ont également pu contribuer à augmenter la part du pâturage dans la ration, grâce notamment à une diminution de l'effectif du troupeau laitier durant les périodes délicates de l'été et de l'hiver, une partie des animaux étant tarie sur ces périodes, avant leur vêlage.

5. Conclusion et perspectives

La diversité des fourrages et la stratégie d'élevage mises en place sur OasYs ont permis d'allonger la période de pâturage dans une zone séchante et en utilisant très peu d'intrants. Ces résultats sont d'autant plus intéressants que le pâturage est généralement vu comme une pratique présentant des avantages économiques, environnementaux et vis-à-vis du bien-être animal. La mise en œuvre grandeur nature et sur le long terme de ce système diversifié permet également de fournir des connaissances opérationnelles à la profession agricole, par exemple en terme d'apprentissage des animaux. Les effets de la diversité des fourrages mis en place dans le système sur la résilience face aux aléas climatiques restent cependant encore à préciser. Plus largement, il est nécessaire de poursuivre l'évaluation du système OasYs pour mieux connaître les effets d'une diversité des fourrages, conservés ou pâturés, sur la biodiversité sauvage, la santé et le bien-être animal, et plus globalement

sur les performances environnementales et économiques de la ferme. Les premiers résultats obtenus sur OasYs là-dessus sont encourageants (Novak *et al.*, 2020b ; Novak *et al.*, 2022).

Éthique

Les autrices et 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 étayent les résultats évoqués dans cet article sont accessibles sur demande auprès de l'autrice 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 autrices et auteurs n'ont pas utilisé de technologies assistées par intelligence artificielle dans le processus de rédaction.

ORCIDs des autrices et auteurs

S. Novak : https://orcid.org/0000-0001-7389-2263

R. Delagarde : https://orcid.org/0000-0003-3366-2337

M. Curtil-Dit-Galin : https://orcid.org/0009-0006-2128-9888

Contributions des autrices et auteurs

Sandra Novak: conceptualization, methodology, validation, investigation, resources, data curation, visualisation, writing – original draft, writing - review & editing, supervision, project administration

Fabien Bourgoin: data curation, writing - review & editing

Franck Chargelègue: resources, writing - review & editing

Guillaume Audebert: resources, writing - review & editing

Marine Curtil-Dit-Galin: conceptualization, data curation, formal analysis, visualisation, review & editing

Rémy Delagarde: methodology, software, validation, writing - review & editing

Déclaration d'intérêt

Les autrices et 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 autrices et auteurs remercient chaleureusement tous les agents de l'unité Ferlus qui ont contribué aux mesures et à la récolte des données, ainsi qu'à la mise en œuvre de l'expérimentation système.

Déclaration de soutien financier

Marine Curtil-Dit-Galin bénéficie d'une bourse de thèse 100 % financée par INRAE.

Références bibliographiques

Brooker R.W., Hawes C., Iannetta P.P.M., Karley A.J., Renard D., 2023. Plant diversity and ecological intensification in crop production systems. Journal of Plant Ecology 16.

Corre C., Brasseur C., Dockès A.-C., Hardy D., Hervé-Quartier V., Jacqueroud M.-P., Jurquet J., Le Gall A., Rouillé B., Ballot N., Gaudillière N., Galon A.-L., Quetglas C., Lefer V., 2023. Les chiffres clé de l'alimentation des vaches laitières. https://idele.fr/detail-article/chiffres-cles-de-lalimentation-des-vaches-laitieres.

Delagarde R., Caillat H., Fortin J., 2017. HerbValo, une méthode pour estimer dans chaque parcelle la quantité d'herbe valorisée par les ruminants au pâturage. Fourrages 229, 55-61.

Dieulot M., Lepage M., Cormerais G., Audouin T., Tanguy P., Hervouet M., Hervouet M., Lefèvre M., Coatmelec H., 2021. L'observatoire technico-économique des systèmes bovins laitiers – exercice comptable 2019. Réseau CIVAM, 16 pages.

Dumont B., Puillet L., Martin G., Savietto D., Aubin J., Ingrand S., Niderkorn V., Steinmetz L., Thomas M., 2020. Incorporating diversity into animal production systems can increase their performance and strengthen their resilience. Frontiers in Sustainable Food Systems 4, 109.

Garrett K., Beck M.R., Marshall C.J., Maxwell T.M.R., Logan C.M., Greer A.W., Gregorini P., 2021. Varied diets: implications for lamb performance, rumen characteristics, total antioxidant status, and welfare. Journal of Animal Science 99 (12), 1-13.

Guinet M., Adeux G., Cordeau S., Courson E., Nandillon R., Zhang Y., Munier-Jolain N., 2023. Fostering temporal crop diversification to reduce pesticide use. Nature Communications 14, 7416.

INRA, 2018. Alimentation des ruminants, Editions Quæ, Versailles, France, 728 pages.

Lüscher A., Barkaoui K., Finn J.A., Suter D., Suter M., Volaire F., 2022. Using plant diversity to reduce vulnerability and increase drought resilience of permanent and sown productive grasslands. Grass and Forage Science 77, 235-246.

Manteca X., Villalba J.J., Atwood S.B., Dziba L., Provenza F.D., 2008. Is dietary choice important to animal welfare? Journal of Veterinary Behavior 3, 229-239.

Novak S., Delagarde R., Fiorelli J.L., 2012. Vers un système fourrager innovant en polyculture-élevage : la démarche initiée à Lusignan. Innovations Agronomiques 22, 159-168.

Novak S., Delagarde R., Fiorelli J.L., 2013. Conception d'un système fourrager bioclimatique : la démarche initiée à Lusignan. Fourrages 215, 241-246.

Novak S., Emile J.C., 2014. Associer des approches analytiques et systémiques pour concevoir un système laitier innovant : de la Fée à l'OasYs. Fourrages 217, 47-56.

Novak S., Audebert G., Chargelègue F., Emile J.-C., 2018. Sécuriser un système laitier avec des fourrages économes en eau et en énergie fossile. Fourrages 233, 27-34.

Novak S., Chargelègue F., Chargelègue J., Audebert G., Liagre F., Fichet S., 2020a. Premiers retours d'expérience sur les dispositifs agroforestiers intégrés dans le système laitier expérimental OasYs. Fourrages 242, 71-78.

Novak S., Godoc B., Chargelègue F., Audebert G., Troquier C., 2020b. Analyse technico-économique d'un système bovin laitier agroécologique adapté au changement climatique. 25èmes Rencontres Recherches Ruminants. Idele, Paris, pp. 120-124.

Novak S., Guyard R., Chargelègue F., Audebert G., Foray S., 2022. Efficience d'utilisation de l'azote et empreinte carbone d'un système bovin laitier agroécologique basé sur des ressources fourragères diversifiées. 26èmes Rencontres Recherches Ruminants, Paris.

Raimond C., Garine E., 2020. Agrobiodiversité. Dictionnaire de l'Anthropocène.

Ruget F., Durand J.L., Ripoche D., Graux A.I., Bernard F., Lacroix B., Moreau J.-C., 2013. Impacts des changements climatiques sur les productions de fourrages (prairies, luzerne, maïs) : variabilité selon les régions et les saisons. Fourrages 214, 99-109.

Tamburini G., Bommarco R., Wanger T.C., Kremen C., van der Heijden M.G.A., Liebman M., Hallin S., 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. Science Advances 6, eaba1715.

Thébault M., Dequin A., Follet D., Grasset M., Roger P., 1998. Dossier : 5 menus pour vaches laitières au pâturage : le pâturage au quotidien, du plan d'alimentation à la conduite de l'herbe. Guide pratique de l'éleveur, Chambre Régionale de Bretagne, Rennes.

Vernooy R., 2022. Does crop diversification lead to climate-related resilience? Improving the theory through insights on practice. Agroecology and Sustainable Food Systems 46, 877-901.

Wezel A., Casagrande M., Celette F., Vian J.-F., Ferrer A., Peigné J., 2014. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. Agronomy for Sustainable Development 34, 1-20.

Pour citer cet article : Sandra Novak, Fabien Bourgoin, Franck Chargelegue, Guillaume Audebert, Rémy Delagarde, et al.. OasYs, un système bovin laitier basé sur la diversité des ressources fourragères. Innovations Agronomiques, 2025, 104, pp.31-42. 10.17180/ciag-2025-vol104-art03

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

Pâturage et biodiversité dans les zones AOP du Massif central

Bertrand DUMONT[1], Pascal CARRERE[2], Anne FARRUGGIA[3], Lucie ALLART[1,2], Vincent OOSTVOGELS[4], Raimon RIPOLL-BOSCH[4]

[1] Université Clermont Auvergne, INRAE, VetAgro Sup, UMR Herbivores, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France

[2] Université Clermont Auvergne, INRAE, VetAgro Sup, UMR Ecosystème Prairial, 63000 Clermont-Ferrand, France

[3] INRAE, Domaine expérimental de Saint-Laurent-de-la-Prée, 545 rue Bois Maché, 17450 Saint-Laurent-de-la-Prée, France

[4] Animal Production Systems Group, Wageningen University and Research, De Elst 1, 6708 WD Wageningen, The Netherlands

Correspondance : bertrand.dumont@inrae.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art04

Résumé

Les prairies permanentes diversifiées de montagne sont à la base de la production des AOP fromagères d'Auvergne, et ont une valeur patrimoniale dans les paysages ouverts du Massif central. Dans cet article, nous analysons trois ensembles de travaux : la mise en œuvre d'une rotation écologique favorable à la biodiversité sans pénaliser la production, la création d'une typologie des prairies du Massif central, et l'analyse de la manière dont les éleveurs perçoivent la biodiversité. Ces travaux sont le fruit d'un partenariat durable entre les éleveurs, les professionnels de l'élevage et du développement territorial, et la recherche. Ils sont indispensables pour sortir d'une logique qui oppose production et préservation de l'environnement. En effet, chercher à concilier les attentes des éleveurs et celles de la société nous semble plus que jamais nécessaire au maintien de l'élevage de montagne, qui préserve des prairies et des espaces ouverts essentiels pour la biodiversité.

Mots-clés : agroécologie ; compromis ; environnement ; prairies ; production ; typologie

Abstract: Biodiversity in the grass-based systems of Massif Central PDO areas

The diversified permanent upland grasslands are the basis for the production of Auvergne PDO cheeses, and have a heritage value in the open landscapes of French Massif Central. In this article, we critically review three sets of experiments or past collaborative experience: the implementation of an ecological rotation aiming for a win-win between production and biodiversity conservation, the creation of a typology of Massif Central grasslands, and an analysis of the way in which farmers perceive biodiversity. This work was conducted in a long-term partnership between farmers, livestock and regional development actors, and research. It is indeed essential to move away from a logic that opposes production to environmental conservation. Our belief is that reconciling the expectations of farmers and those of society is needed to maintain sustainable mountain farming, which preserves grasslands and open landscapes that are essential for biodiversity.

Keywords: agroecology; trade-offs; environment; grasslands; production; typology

1. Introduction

Les prairies permanentes fournissent l'essentiel des fourrages consommés par les herbivores en moyenne montagne. Ces prairies, souvent semi-naturelles, accueillent une biodiversité abondante et

fournissent de nombreux services écosystémiques : elles stockent du carbone dans leurs sols, hébergent des insectes pollinisateurs et permettent de maintenir des paysages ouverts appréciés par les usagers de ces espaces (Chai Allah et al., 2023). Dans les zones de production fromagère AOP du Massif central, elles contribuent à l'élaboration de la qualité sensorielle, nutritionnelle et à l'image des fromages (Hulin et al., 2019). On parle de multifonctionnalité pour qualifier la diversité de leurs fonctions, et des services que les praires rendent aux agriculteurs et à la société. L'engouement de la société pour des produits de qualités et/ou labellisés constitue une opportunité pour l'agriculture de moyenne montagne. Une « bonne gestion » de ces prairies est un élément clé de la résilience économique des systèmes herbagers de montagne, de leur adaptation au changement climatique, et est nécessaire pour préserver leur biodiversité et les services écosystémiques qu'elles fournissent.

Les zones de moyenne montagne ont longtemps été considérées comme des refuges pour la biodiversité (Selwood et Zimmer, 2020), en particulier en raison de l'absence de pesticides et grâce à des pratiques qui préservaient leur diversité. Ainsi, dans le cas du Massif central, Carrère et al. (2002) concluaient-ils que l'uniformisation des pratiques, par exemple une récolte de l'herbe tôt en saison pour l'enrubannage, représentait une menace plus importante pour la biodiversité que l'intensification locale de certaines parcelles. Aujourd'hui, l'intensification des pratiques remet pourtant en cause le rôle de refuge qu'ont les zones d'altitude pour la biodiversité (Brambilla et al. 2021). Les orientations politiques récentes qui mettent l'accent sur les fonctions productives de l'agriculture, comme dans la dernière loi d'orientation agricole, risquent de renforcer cette tendance à l'intensification. Enfin, les systèmes herbagers de montagne subissent déjà les effets du changement climatique qui modifie les communautés végétales (Michalet et al., 2024), la valeur des fourrages (Dumont et al., 2015), et la manière dont la gestion des prairies module leur multifonctionnalité (Allart et al., 2024a).

Dans ce contexte à risque pour la biodiversité, nous analysons ici trois ensembles de travaux dans lesquels une collaboration entre chercheurs, éleveurs et gestionnaires de milieux a conduit à des solutions concrètes pour préserver la biodiversité prairiale. Dans le premier exemple, une collaboration entre des chercheurs et un gestionnaire du Parc naturel régional des Volcans d'Auvergne a permis de concevoir un mode de conduite des prairies semi-naturelles, qui les préserve sans réduire les objectifs de production. Dans le deuxième exemple, chercheurs, éleveurs, conseillers et naturalistes ont créé une typologie fonctionnelle des prairies qui permet de faire connaître et reconnaître leurs atouts. Enfin, nous mobilisons un cadre théorique (Pereira et al., 2020 ; IPBES, 2023) pour explorer la diversité de perception des éleveurs vis-à-vis de la biodiversité. La finalité est d'engager un dialogue avec les éleveurs sur comment concilier des objectifs de production et de préservation de l'environnement. Ces travaux montrent qu'il est possible de créer des partenariats durables entre les professionnels de l'élevage et la recherche. Ils sont indispensables pour sortir d'une logique qui oppose production et préservation de l'environnement, alors que la question de la durabilité de l'élevage de montagne implique de concilier les attentes des éleveurs et celles de la société.

2. La « rotation écologique » : une solution gagnant-gagnant pour produire tout en préservant la biodiversité

De nombreux travaux expérimentaux montrent qu'une extensification de la conduite des prairies profite à la biodiversité prairiale (Marini et al., 2008 ; Dumont et al., 2009 ; Lüscher et al., 2014) mais modifie le niveau (Pires et al., 2015) et la dynamique saisonnière de la production laitière (Farruggia et al., 2014). En collaboration avec Thierry Leroy, gestionnaire de milieux au Parc naturel régional des Volcans d'Auvergne, nous avons conçu un mode de conduite du pâturage, la « rotation écologique », qui a pour objectif d'accroitre la biodiversité prairiale, sans réduire le chargement (le nombre d'animaux exprimé dans une unité standard, l'UGB pour « unité de gros bétail », ramené à la surface pâturée et au temps) à l'échelle de l'exploitation (Farruggia et al., 2012a).

2.1. Le principe de la rotation écologique

Il s'agit d'exclure une partie des parcelles du pâturage au pic de floraison afin de disposer de couverts de hauteur variée (c'est « l'hétérogénéité structurale » du couvert) et ainsi favoriser la richesse floristique des couverts. Des espèces végétales différentes poussent en effet dans les zones maintenues rases par le pâturage des animaux et dans les zones hautes, et nombre d'espèces d'insectes et d'oiseaux préfèrent, selon leur mode de vie, les couverts végétaux ras ou plus hauts (WallisDeVries et al., 2007). Une seconde hypothèse clé est l'hypothèse trophique selon laquelle une augmentation de l'intensité de floraison des prairies bénéficierait aux insectes butineurs qui se nourrissent du nectar et du pollen des fleurs (Öckinger et Smith, 2007). A noter que les prairies permanentes de montagne gérées de manière à ce que la végétation reste haute une partie de la saison de pâturage sont également plus fleuries. La rotation écologique a été systématiquement comparée à un pâturage continu au même chargement.

En pratique, les parcelles conduites en rotation étaient divisées en quatre sous-parcelles, dont l'une était mise en défens (i.e. « au repos ») en juin-juillet au moment du pic de floraison (Farruggia et al., 2012a). Un exemple de la manière dont les animaux pâturent les quatre sous-parcelles de la rotation écologique est rapporté figure 1. Une telle pratique favorise l'hétérogénéité structurale du couvert et son intensité de floraison afin de bénéficier à la biodiversité prairiale sans pour autant pénaliser la production puisque le chargement de l'exploitation ne baisse pas. C'est ce qu'on appelle une solution « gagnant-gagnant ».

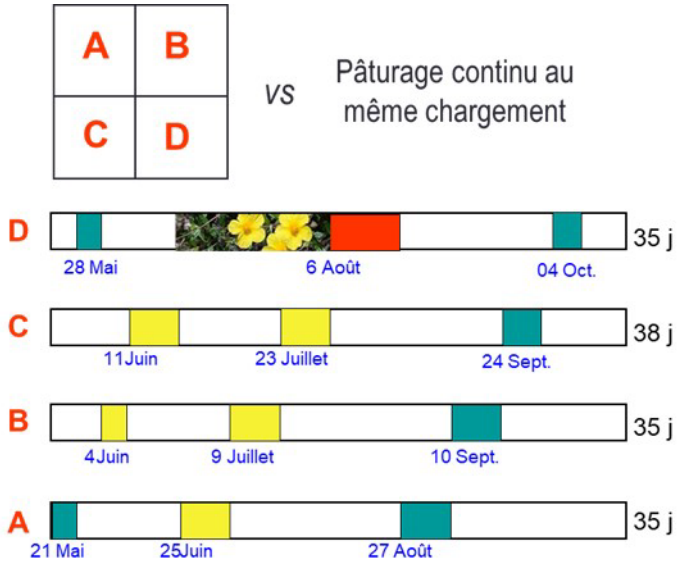


Figure 1 : Planning de pâturage entre les quatre sous-parcelles de la rotation écologique (Farruggia et al., 2012). La sous-parcelle D n'est pas pâturée du 4 Juin au 6 Août, ce qui permet de préserver une végétation haute au moment du pic de floraison. Elle est ensuite pâturée pendant 3 semaines (en rouge), avant que reprenne une rotation classique (en vert).

2.2. Des atouts pour préserver les papillons sans pénaliser la croissance des génisses

Un premier essai a permis de comparer les deux modes de conduite en pâturage bovin, des génisses de 18 mois à Marcenat (1100 m d'altitude, 1169 mm de précipitations moyennes entre 1965 et 2010). Le chargement élevé de 1,6 UGB/ha, appliqué de fin Mai à début Octobre en 2005 et 2006 a généré une hauteur d'herbe moyenne d'environ 9 cm avec un pic à 20 cm au moment de la pousse de printemps dans les sous-parcelles mises en défens. En 2007 et 2008, la même comparaison, toujours avec des génisses, était réalisée à un chargement allégé de 1,15 UGB/ha de fin Mai à fin Octobre. Le couvert était alors plus haut, 21-24 cm en moyenne avec un pic à 45 cm dans les sous-parcelles mises en défens.

Comparé au pâturage bovin continu, le pâturage tournant en « rotation écologique » a permis une floraison plus importante au chargement de 1,6 UGB/ha. Cette conduite a doublé l'abondance et la richesse spécifique des papillons, sans pénaliser la croissance des génisses. Toutefois, en 2006 où la

croissance de l'herbe était limitée au printemps, il a fallu retirer tous les animaux des parcelles pâturées en rotation, d'abord quelques jours fin juillet puis à nouveau début septembre, l'herbe n'ayant pas suffisamment repoussé dans les sous-parcelles A, B et C non mises en défens. Cela a entraîné ~~représentait~~ une baisse de près de 20 % du nombre de journées de pâturage par rapport au pâturage continu (Farruggia et al., 2012a). Lorsque la pousse de printemps est limitée, il vaut donc mieux opter pour une rotation classique, sans mise en défens, où les animaux changent de parcelle toutes les unes à deux semaines selon la saison. Celle-ci permet de maintenir des couverts de hauteur variée sans risque de surpâturage.

Avec un chargement allégé à 1,15 UGB/ha, la mise en œuvre de la rotation écologique est certes moins risquée vis-à-vis des performances animales, mais elle présente moins d'intérêt pour la biodiversité au regard d'un pâturage continu qui, dans ce cas, génère-lui aussi une mosaïque de végétation avec des placettes fleuries. Le gain d'abondance en papillons permis par la rotation écologique n'était plus que de 30-35 %, sans effet significatif du mode de conduite sur leur richesse spécifique (Farruggia et al., 2012a).

2.3. Moins d'intérêt en pâturage ovin et une conduite qu'il faut adapter au contexte

Un troisième essai a été réalisé en 2009 et 2010 avec des brebis de 3 ans à Theix (900-950 m d'altitude, 788 mm de précipitations en moyenne durant les deux années de mesure). Le chargement allégé (1,35 UGB/ha de mi-Mai à début-Octobre) a généré un couvert d'en moyenne 21 cm, avec un pic à de 40 cm dans les parcelles mises en défens. Les mesures de biodiversité portaient sur les papillons et les bourdons (Scohier et al., 2013). Enfin une comparaison directe de l'intérêt de cette pratique en pâturage bovin et ovin a été réalisée à Marcenat entre 2011 et 2013. Le chargement élevé, 1,75 UGB/ha de fin Mai à Octobre, a permis d'atteindre des hauteurs d'herbe proches de 25 cm au moment de la mise en défens. Les taxons d'insectes étudiés étaient les papillons, les bourdons et les carabes (Ravetto Enri et al., 2017).

Les bénéfices de la rotation écologique se sont révélés moindres en pâturage ovin qu'en pâturage bovin. En effet les ovins exercent une plus forte pression de sélection sur les plantes à fleurs lorsqu'on les introduit à nouveau dans les sous-parcelles précédemment mises en défens. Les différences de populations de papillons et de bourdons sont donc moins marquées entre les deux modes de conduite en pâturage ovin qu'en pâturage bovin (Ravetto Enri et al., 2017). Pour les bourdons, un bénéfice de la rotation écologique a toutefois été observé, y compris en pâturage ovin au chargement allégé (Scohier et al., 2013) probablement parce que la forte sélection du trèfle blanc (une ressource alimentaire majeure pour les bourdons) par les ovins dans les parcelles pâturées en continu les rendaient moins attractives. Aucun effet n'a été observé sur l'abondance et la richesse spécifique des carabes (Ravetto Enri et al., 2017), pour la plupart prédateurs et qui ne dépendent donc pas systématiquement des plantes à fleurs.

Nos travaux montrent ainsi qu'une pratique ne procure pas un bénéfice absolu. La compréhension des mécanismes sous-jacents (prélèvement par les animaux, écologie des groupes d'insectes, etc.) est primordiale pour proposer des pratiques adaptées au contexte, plutôt que des solutions « clé en main ». Les pratiques de pâturage permettant de concevoir une gestion agroécologique des prairies sont à adapter aux potentialités du milieu, aux fluctuations annuelles de pousse de l'herbe, et à l'herbivore qui pâture. Il faut aussi raisonner la conduite ultérieure des parcelles temporairement mises en défens, dans lesquelles une fauche ou un pâturage hivernal peuvent annihiler les bénéfices observés (Van Noordwijk et al., 2012). Attirer les insectes dans un milieu très favorable que sa gestion rendrait ensuite défavorable conduit à ce qu'on appelle un « piège écologique » (Kleijn et al., 2001).

3. La typologie des prairies du Massif central : valoriser la diversité des prairies au sein du système fourrager

3.1. Une typologie pour faire connaître la multifonctionnalité des prairies

Dans des conditions de production contraignantes, comme le sont celles de la moyenne montagne, la connaissance des potentiels agro-écologiques des ressources fourragères constitue un atout essentiel pour relever les défis qui se posent aux exploitations et aux filières animales (Carrère et al., 2020). C'est sur la base de ce postulat que depuis plus de quinze ans une collaboration étroite entre recherche, organismes de développement, formation et filières fromagères sous Indications Géographiques s'est construite (Hulin et al., 2012). Ce travail repose sur l'hypothèse que la diversité entre les parcelles au sein des systèmes fourragers constitue un élément majeur du fonctionnement de l'exploitation et est à même de garantir la qualité, la typicité des produits et la durabilité de ces exploitations. Disposer de références solides permettant de caractériser la diversité prairiale rencontrée à l'échelle d'un territoire est un préalable à la reconnaissance des fonctions qu'elles jouent à l'échelle du système fourrager. Les typologies constituent un outil permettant d'organiser de telles connaissances, afin de dépasser les difficultés d'appropriation que peuvent avoir les éleveurs vis-à-vis des multiples valeurs des prairies.

La typologie multifonctionnelle des prairies du Massif central est organisée sur la base de quatre critères : l'altitude (300-900m ; 900-1300 m et >1300m), l'état hydrique des sols (six classes caractérisant la portance sur un gradient allant de « sec » à « très humide »), la fertilité des sols (six classes allant de « très maigre » à « très fertile ») et la pratique d'exploitation dominante (fauche vs pâturage). Cette clé d'entrée, basée sur des critères facilement accessibles, permet de couvrir l'éventail de conditions pédo-climatiques et la diversité de pratiques des éleveurs rencontrées à l'échelle du Massif central. La typologie s'appuie sur une démarche descriptive permettant tout à la fois de décrire la communauté végétale composant la prairie (en identifiant des espèces indicatrices), d'en caractériser les performances agronomiques et écologiques, et d'identifier les qualités nutritionnelles et organoleptiques des produits animaux qui en seraient issus. D'abord limité aux systèmes laitiers supports des filières fromagères sous Indication Géographique (Carrère et al., 2012), la typologie a été étendue aux filières allaitantes d'herbivores, et permet de caractériser 60 types de prairies différents (Galliot et al. 2020).

3.2. Soixante types de prairies décrits grâce à une approche transdisciplinaire

Les données utilisées pour construire la typologie proviennent d'un réseau de 143 parcelles réparties sur l'ensemble du massif. Ces parcelles ont été suivies pendant deux années consécutives à trois périodes clés du printemps (début, milieu et fin du premier cycle de croissance de la végétation). Cela a permis de collecter 729 échantillons de biomasse sur pied qui ont permis d'estimer des indicateurs agronomiques tels que la quantité de biomasse et la valeur nutritive (teneur en matière sèche, digestibilité, énergie) des couverts, et de réaliser 143 enquêtes de pratiques. L'ensemble est compilé dans une base de données en libre accès (Galliot et al., 2020 ; Carrère et al., 2022). En s'appuyant sur l'expertise pluridisciplinaire des partenaires du projet (agronomie, zootechnie, écologie, botanique, etc.), des indicateurs de potentiels agroécologiques (proxy de services écosystémiques) ou des indices de qualité (d'un point de vue nutritionnel ou organoleptique) ont été produits pour renseigner les propriétés et potentialités de chacun des types. Chaque type de prairie est décrit par une fiche synthétique de deux pages (Figure 2) résumant les pratiques agricoles nécessaires à son existence, sa composition botanique, les valeurs et services agronomiques (rendement, qualité fourragère, flexibilité) et environnementaux (richesse en espèces, stockage de carbone, accueil des pollinisateurs) qu'elle fournit, et la qualité des laits, des fromages et des viandes produits sur ce type de prairies (antioxydant, acide gras). La typologie et les outils dérivés sont téléchargeables à l'adresse : https://www.sidam-

massifcentral.fr/2020/05/typologie-des-prairies-du-massif-central-jeu-serieux-diam-les-livrables-du-projet-aeole-sont-disponibles/

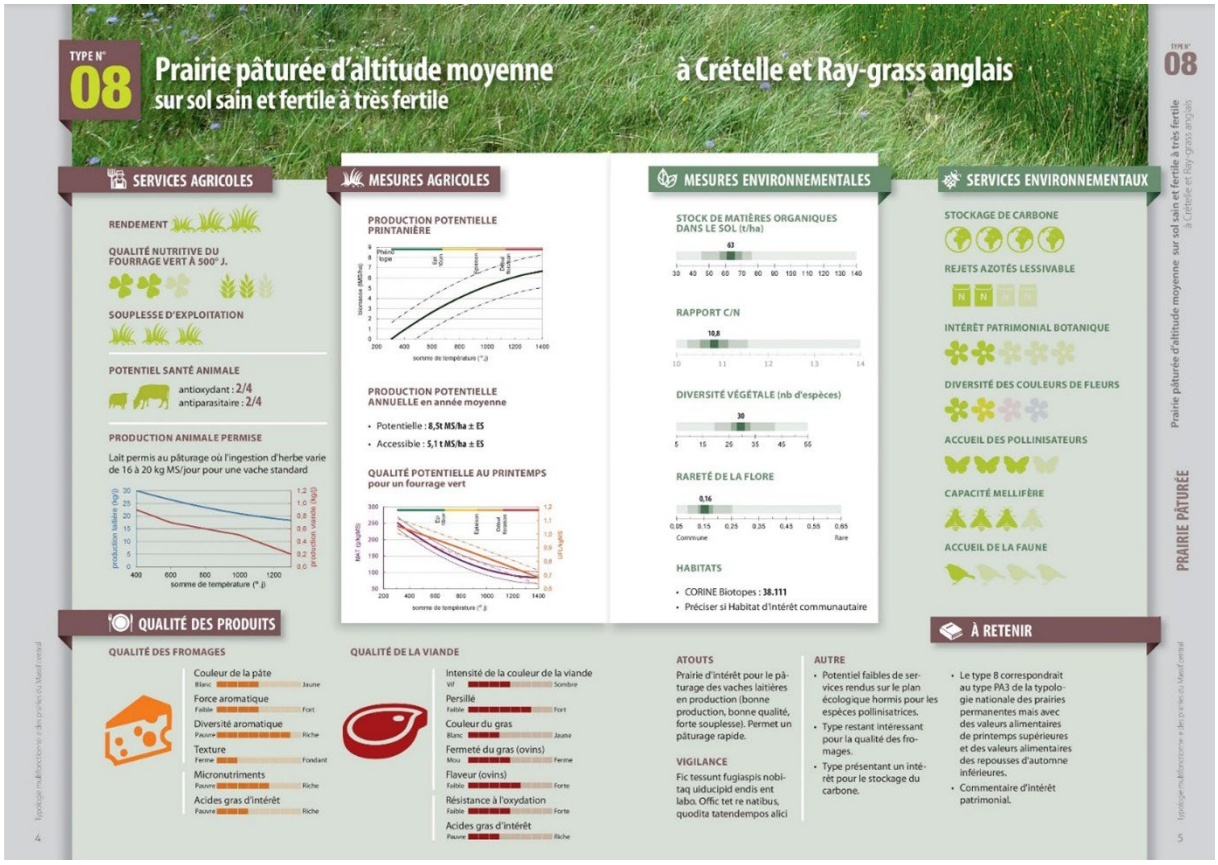


Figure 2 : Fiche synthétique d'une prairie pâturée d'altitude moyenne à Crételle et Ray-grass anglais (Galliot et al., 2020). La fiche présente les services agricoles et environnementaux rendus par ce type de prairie, et les conséquences de son pâturage sur la qualité des fromages et de la viande.

3.3. Des outils pour un conseil sur mesure aux éleveurs

La typologie sert actuellement de base à un outil de diagnostic multifonctionnel du système fourrager, le DIAM (https://www.youtube.com/watch?v=QgHnDL1k2fw) qui permet aux agriculteurs d'optimiser leur système fourrager (Farruggia et al., 2012b). Un jeu sérieux a également été créé pour sensibiliser les agriculteurs au potentiel des prairies semi-naturelles en matière d'adaptation au changement climatique (Carrère et al., 2019). La typologie et les outils qui en sont dérivés permettent ainsi de sensibiliser les éleveurs et les autres acteurs agricoles et environnementaux du Massif central sur les potentialités des prairies semi-naturelles qu'il s'agit de valoriser en recherchant un équilibre entre les enjeux économiques et environnementaux. Ces outils illustrent que la préservation de la biodiversité et la production agricole sont compatibles à l'échelle d'une exploitation herbagère. Nous insistons sur le rôle essentiel joué par le conseil agricole dans cet accompagnement. Les conseillers transmettent aux éleveurs les connaissances acquises sur le fonctionnement des écosystèmes prairiaux afin d'optimiser la multifonctionnalité des prairies de moyenne montagne. In fine, l'objectif est de permettre aux systèmes herbagers de moyenne montagne de se démarquer des systèmes de production plus intensifs.

4. La prise en compte de la perception de la biodiversité par les éleveurs : un préalable pour atteindre des objectifs environnementaux

4.1. Une diversité de valeurs et de narratifs relatifs à la biodiversité

Les éleveurs sont des acteurs majeurs de la préservation de la biodiversité prairiale parce qu'ils choisissent les modes de gestion des prairies et des troupeaux qui la façonnent. Des travaux pionniers dans les zones fromagères AOP de montagne ont montré que les éleveurs d'un même territoire pouvaient exprimer différentes « visions du monde » par rapport à leur activité (Cayre et al., 2018). Ce pluralisme est mis en avant par la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, 2023). Il se décline selon le cadre du Nature Futures Framework (Peireira et al., 2020) qui analyse les relations entre l'Homme et la Nature (et donc la biodiversité) autour de trois piliers, la valeur intrinsèque, culturelle ou instrumentale (i.e., les services supports et de régulation) accordée à la Nature et à la biodiversité. Certains travaux encouragent à également prendre en compte les dis-services (Lliso et al., 2022), c'est-à-dire les fonctions d'un écosystème qui sont perçues comme négatives pour le bien-être humain. Un cadre qui intègre services et dis-services a été développé par Oostvogels et al. (2024) pour analyser la diversité des narratifs d'éleveurs laitiers aux Pays-Bas. Nous l'avons ensuite appliqué à 30 éleveurs laitiers du Massif central (Oostvogels et al., 2025). Ce cadre permet d'analyser comment les éleveurs définissent leur relation avec la nature d'une manière globale, mais aussi d'approfondir des questions spécifiques. Nous l'avons utilisé pour analyser comment 15 éleveurs laitiers (parmi les 30 précités), situés le long d'un gradient latitudinal de plus de 200 km allant du Puy de Dôme à l'Aveyron, percevaient les services et dis-services rendus par les prairies permanentes diversifiées et comment cela modifiait (ou non) leur stratégie d'adaptation au changement climatique (Allart et al., 2024b).

4.2. Les éleveurs laitiers du Massif central ont trois narratifs contrastés

Trois narratifs ont été mis en évidence en enquêtant l'ensemble des 30 éleveurs du Massif central (Oostvogels et al., 2025) :

- Douze éleveurs produisent du lait et des fromages « avec la biodiversité ». Leur discours fait référence de manière équilibrée aux trois types de valeurs, intrinsèque, instrumentale, culturelle, qu'ils accordent à la nature. Produire à l'herbe en valorisant des prairies semi-naturelles « fait sens » et leur permet de s'inscrire pleinement dans leur environnement. Ils évoquent les ressources financières que leur apportent les mesures agro-environnementales (MAE) et connaissent la valeur d'habitat de leurs prairies pour la flore et la faune. Certains dis-services peuvent être mentionnés (e.g., baisse de production, perte d'une part de capacité décisionnelle liée à la contractualisation à des MAE) mais ils considèrent que leur effet est limité par rapport à l'importance qu'ils accordent aux services ;
- Onze éleveurs produisent « grâce à la biodiversité ». Les services l'emportent sur les dis-services dans leur discours, mais c'est avant tout la valeur instrumentale de la biodiversité (i.e., les services de support et de régulation) qu'ils mettent en avant : la réduction des intrants liée à la production à l'herbe, la souplesse de gestion permise par des prairies de précocités différentes, etc. Leurs pratiques laissent naturellement de la place à la biodiversité, mais ils la considèrent comme un bonus plus que comme un objectif en soi. A noter que deux de ces éleveurs se présentent comme des pionniers qui s'engagent dans des voies très innovantes d'utilisation de l'agro-biodiversité. Ils mettent en avant la diversité des ressources fourragères sur leur exploitation, un levier pour améliorer sa rentabilité, et contribuer à la sécurité alimentaire ;

- Enfin, sept éleveurs produisent « en s'affranchissant de la biodiversité ». Ce groupe se distingue des précédents par l'importance qu'ils accordent aux dis-services, qui pour eux sont plus forts que les services qu'ils perçoivent. Pour ces éleveurs, les services rendus par les couverts diversifiés sont surestimés et ne compensent pas les pertes de production. Ils considèrent que l'extensification va à l'encontre des « bonnes pratiques » et qu'elle est irresponsable face aux enjeux de sécurité alimentaire. Lorsque ces éleveurs évoquent la biodiversité, ils font avant tout référence à des espèces ou à des milieux remarquables.

5. Le rôle des prairies dans l'adaptation au changement climatique

Lorsqu'on utilise le même cadre pour analyser la perception qu'ont 15 éleveurs laitiers du Massif central du rôle des prairies permanentes diversifiées dans leur stratégie d'adaptation au changement climatique, les éleveurs se distinguent à nouveau selon qu'ils évoquent seulement la valeur instrumentale des prairies permanentes ou qu'ils ont une vision plus large (Figure 3). Quatre éleveurs font également référence aux dis-services. Les deux derniers n'évoquent pas les prairies permanentes diversifiées lorsqu'on les interroge sur la biodiversité (Allart et al., 2024b).

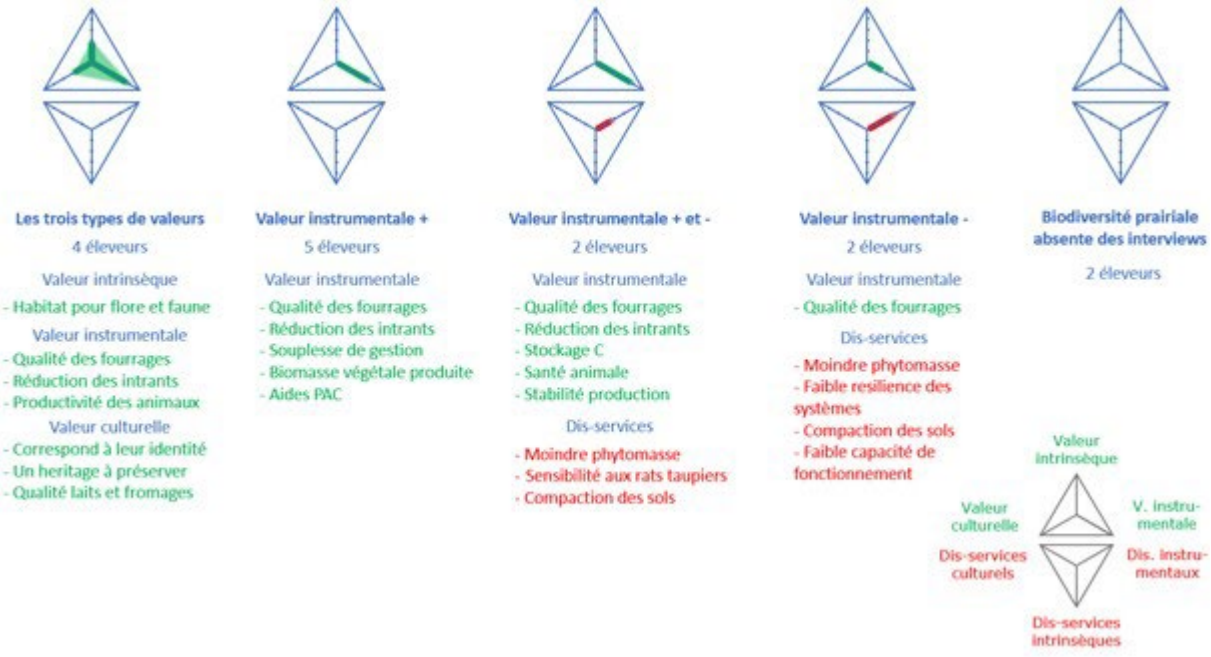


Figure 3 : Les valeurs qu'accordent 15 éleveurs laitiers du Massif central aux prairies permanentes pour s'adapter au changement climatique, et les dis-services qu'ils leur associent (Allart et al., 2024b). Les services sont représentés sur le triangle du haut, les dis-services sur celui du bas (Oostvogels et al., 2024).

Cette étude révèle une relation directe entre la perception des prairies permanentes par les éleveurs et leur stratégie d'adaptation au changement climatique. Lorsque les éleveurs reconnaissent l'ensemble des valeurs des prairies permanentes (4 éleveurs) ou uniquement leur valeur instrumentale (5 éleveurs), ils fondent leur stratégie d'adaptation sur la diversité intra- et inter-parcelles des prairies permanentes (Allart et al., 2024b) qui peut être objectivée par la typologie des prairies du Massif central (Gaillot et al., 2020) et les outils qui lui sont associés (Farruggia et al., 2012b ; Carrère et al., 2022).

Les éleveurs des zones collinaires du sud du Massif central ont vécu plus d'épisodes de sécheresse estivale. Ils mentionnent plus volontiers les dis-services associés aux prairies permanentes, et fondent leur stratégie d'adaptation sur la complémentarité entre les prairies permanentes et temporaires, sur l'utilisation de mélanges graminées-légumineuses et de « méteils », et sur l'agroforesterie (Allart et al., 2024b). Cela leur permet de maintenir des niveaux de production élevés et sécurise leurs stocks fourragers. Certes les prairies permanentes diversifiées reculent dans l'assolement, mais les attentes

moindres qu'ont les éleveurs vis-à-vis de leur capacité productive permet de les conduire d'une manière propice à la préservation de leur biodiversité, par exemple un pâturage extensif des génisses de renouvellement.

6. Conclusion

Les travaux décrits dans cet article sont le fruit d'un travail de collaboration initié au milieu des années 2000 avec le Pôle fromager AOP Massif central, les Chambres d'Agriculture et le Parc naturel régional des Volcans d'Auvergne. Ils illustrent l'importance que nous accordons au point de vue des acteurs des territoires d'élevage de montagne, en premier lieu desquels les éleveurs. Les travaux récents (Cayre et al., 2018 ; Allart et al., 2024b ; Oostvogels et al., 2024 ; 2025) montrent que ce serait une erreur que de considérer les éleveurs comme un ensemble monolithique, vis-à-vis de leur perception de la biodiversité. Comprendre ces différences de perception nous semble être une étape essentielle pour engager le dialogue sur la manière d'atteindre des objectifs environnementaux ambitieux dans les territoires d'élevage.

Ces travaux se poursuivent au sein du projet de recherche participative Coccinelle : https://projet-coccinelle.hub.inrae.fr/, qui a pour ambition de co-concevoir avec des acteurs du monde agricole et des citoyens, un élevage laitier de montagne « écologique ». Cela nous conduit à évaluer ces systèmes laitiers innovants selon les principes de l'agroécologie (Dumont et al., 2025), à développer des méthodes de concertation qui permettent aux citoyens d'exprimer leurs valeurs et leurs attentes vis-à-vis de l'élevage laitier de montagne et de les partager (Coeugnet et al., 2023 ; Dernat et al., 2023). Identifier les pratiques qui ne font pas consensus (Chassaing et al., 2024), qu'il s'agira d'expliciter ou de faire évoluer, et chercher à concilier les attentes des éleveurs et celles de la société nous semble indispensable pour concevoir un élevage laitier de montagne durable, et préserver les prairies qui en sont le socle.

Éthique

Les données qui étayent les résultats évoqués dans cet article sont accessibles sur demande auprès de l'auteur de correspondance de l'article. Les auteurs n'ont pas utilisé de technologies assistées par intelligence artificielle dans le processus de rédaction.

ORCIDs des auteurs :

Bertrand Dumont : https://orcid.org/0000-0001-8376-4417 ;

Pascal Carrère : https://orcid.org/0000-0002-7503-5035 ;

Anne Farruggia : https://orcid.org/0000-0003-1395-7509 ;

Lucie Allart : https://orcid.org/0000-0001-6598-4176 ;

Vincent Oostvogels : https://orcid.org/0009-0007-6767-4711 ;

Raimon Ripoll-Bosch : https://orcid.org/0000-0002-1234-7015

Contributions des auteurs

L'article a été rédigé par Bertrand Dumont et Pascal Carrère et a été relu par l'ensemble des co-auteurs.

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.

Déclaration de soutien financier

La comparaison directe de l'intérêt de la rotation écologique en pâturage bovin et ovin a été financée par le projet Européen Multisward (FP7-244983). Le travail sur la typologie des prairies du Massif central a été financé par le Programme CASDAR Prairie AOP, le Ministère de la cohésion des territoires et des relations avec les collectivités territoriales, l'Agence Nationale de la cohésion des territoires (ANCT), le Ministère de l'agriculture et de l'alimentation et la Région Auvergne Rhône Alpes. La thèse de Vincent Oostvogels a été financée par l'Université de Wageningen et le Département Physiologie et Systèmes d'Élevage d'INRAE, celle de Lucie Allart par la région Auvergne-Rhône-Alpes (CPER Symbiose) et le Métaprogramme INRAE Biosefair, relatif à la biodiversité et aux services écosystémiques.

Références bibliographiques

Allart L., Dumont B., Joly F., Mosnier C., Alvarez G., Galliot J.N., Luna D., Pottier J., Gross N., 2024a. Species richness: a pivotal factor mediating the effects of land use intensification and climate on grassland multifunctionality. Journal of Applied Ecology 61, 1053-1066.

Allart L., Joly, F., Oostvogels V., Mosnier C., Gross N., Ripoll-Bosch R., Dumont B., 2024b. Farmers' perceptions of permanent grasslands and their intentions to adapt to climate change influence their resilience strategy. Renewable Agriculture and Food Systems 39, e33.

Brambilla M., Gubert F., Pedrini P., 2021. The effects of farming intensification on an iconic grassland bird species, or why mountain refuges no longer work for farmland biodiversity. Agriculture, Ecosystems and Environment 319, 107518.

Carrère P., Dumont B., Cordonnier S., Orth D., Teyssonneyre F., Petit M., 2002. L'exploitation des prairies de montagne peut-elle concilier biodiversité et production fourragère ? In : G. Giraud, M. Petit (coord.), Agriculture et produits alimentaires de montagne, Collection Actes 8, 41-46.

Carrère P., Seytre L., Piquet M., Landrieaux J., Rivière J., Chabalier C., Orth D., 2012. Une typologie multifonctionnelle des prairies des systèmes laitiers AOP du Massif central combinant des approches agronomiques et écologiques. Fourrages 209, 9-21.

Carrère P., Galliot J.N., Perera S., Le Henaff P.M., 2019 Déclaration d'invention et de résultats valorisable concernant la conception du serious game « AEOLE-le-jeu » - enregistrement DI-RV-20-0040.

Carrère P., Farruggia A., Dumont B., Hulin S., Theau J.P., 2020. Valoriser les services rendus par la prairie. Une voie pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers ? In : Métaprogramme INRA Ecoserv, J.M. Salles et al. (coord.), Les services écosystémiques dans les espaces agricoles. Paroles de chercheur(e)s., 39-50.

Carrère P., Borrès J.B., Galliot J.N., 2022. AEOLE- a collaborative initiative for the co-benefice of farmers and biodiversity. In: L. Delaby et al. (eds), Grassland at the heart of circular and sustainable food systems. Proceedings of the 29th General Meeting of EGF, June 26-30 2022, Caen, France, 803-806.

Cayre P., Michaud A., Theau J.P., Rigolot C., 2018. The coexistence of multiple worldviews in livestock farming drives agroecological transition. A case study in French Protected Designation of Origin (PDO) cheese mountain areas. Sustainability 10, 1097.

Chai-Allah A., Fox N., Brunschwig G., Bimonte S., Joly F., 2023. A trail-based approach using crowdsourced data to assess recreationists' preferences for landscape. Landscape and Urban Planning 233, 104700.

Chassaing C., Rebout N., Ranaldo M., Schot A., Duval J., Bloor J.M.G., Rispal E., Dumont B. & Pomiès D., 2024. Quand les citoyens se glissent dans la peau d'une vache laitière : résultats d'un dispositif participatif. 27èmes Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, 4-5 Décembre 2024, Paris.

Coeugnet P., Labatut J., Duval J., Vourc'h G., 2023. Including citizens through co-design in a participatory research project to explore innovative agro-food systems: the case of future dairy livestock systems. Frontiers in Sustainable Food Systems 7, 1098295.

Dernat S., Dumont B. & Vollet D., 2023. La Grange®: a generic game to reveal trade-offs and synergies among stakeholders in livestock farming areas. Agricultural Systems 209, 103685.

Dumont B., Farruggia A., Garel J.P., Bachelard P., Boitier E., Frain M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? Grass and Forage Science 64, 92-105.

Dumont B., Andueza D., Niderkorn V., Lüscher A., Porqueddu C., Picon-Cochard C., 2015. A meta-analysis of climate change effects on forage quality in grasslands: specificities of mountain and Mediterranean areas. Grass and Forage Science 70, 239-254.

Dumont B., Barlagne C., Cassart P., Duval J., Fanchone A., Gourdine J.L., Huguenin-Elie O., Kazakova Y., Klötzli J., Lüscher A., Oteros Rozas E., Pomies D., Rivera Ferre M.G., Rossing W.A.H., Stefanova V., Swartebroeckx A., Zagaria C., 2025. Cultivating change: principles, barriers and enablers to agroecological animal production systems in the 21st century. Animal 19 (Suppl.1), 101367.

Farruggia A., Dumont B., Scohier A., Leroy T., Pradel P., Garel J.P., 2012a. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. Grass and Forage Science 67, 136-149.

Farruggia A., Lacour C., Zapata J., Piquet M., Baumont B., Carrère P., Hulin S., 2012b. DIAM, un diagnostic innovant déclinant les équilibres, production, environnement et qualité des fromages au sein des systèmes fourragers des zones AOP du Massif central. Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants 19, 13-16.

Farruggia A., Pomiès D., Coppa M., Ferlay A., Verdier-Metz I., Le Morvan A., Bethier A., Pompanon F., Troquier O., Martin B., 2014. Animal performances, pasture biodiversity and dairy product quality: How it works in contrasted mountain grazing systems. Agriculture Ecosystems & Environment 185, 231-244.

Galliot J.N., Hulin S., Le Henaff P.M., Farruggia A., Seytre L., Perera S., Dupic G., Faure P., Carrère P., 2020. Typologie multifonctionnelle des prairies du Massif central. SIDAM-AEOLE (ed.), Aubière, 284 pp.

Hulin S., Farruggia A., Carrère P., Coulon J.B., Lacoste M., 2012. Valorisation multifonctionnelle des prairies dans le cadre des productions fromagères AOP du Massif Central. Préambule. Fourrages 209, 3-8.

Hulin S., Gaillot J.N., Carrère P., Le Henaff P.M., Bonsacquet E., 2019. Les prairies naturelles du Massif central : l'expression d'un terroir au service de produits de qualité. Fourrages 239, 223-229.

IPBES, 2023. The Nature Futures Framework, a flexible tool to support the development of scenarios and models of desirable futures for people, nature and Mother Earth, and its methodological guidance, version July 2023, IPBES Secretariat, Bonn, Germany.

Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. Nature 413 (6857), 723-725.

Lliso B., Lenzi D., Muraca B., Chan K.M.A., Pascual U., 2022. Nature's disvalues: what are they and why do they matter? Current Opinion in Environmental Sustainability 56, 101173.

Lüscher G., Jeanneret P., Schneider M.K., Turnbull L.A., Arndorfer M., Balázs K., Báldi A., Bailey B., Bernhardt K.G., Choisis J.P., Elek Z., Frank T., Friedel J.K., Kainz M., Kovács-Hostyánszki A., Oschatz M.L., Paoletti M.G., Papaja-Hülsbergen S., Sarthou J.P., Siebrecht N., Wolfrum S., Herzog F., 2014. Responses of plants, earthworms, spiders, and bees to geographic location, agricultural management and surrounding landscape in European arable fields. Agriculture Ecosystems & Environment 186, 124-134.

Marini L., Fontana P., Scotton M., Klimek S., 2008. Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. Journal of Applied Ecology 45, 361-370.

Michalet R., Delpy I., Eisenberg A., Hostein C., Touzard B., Gross N., Pottier J., 2024. Changes in species richness with climate change in subalpine communities are dependent on regional environmental conditions and local functional composition. Journal of Vegetation Science 35, e13254.

Öckinger E., Smith H.G., 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. Journal of Applied Ecology 44, 50-59.

Oostvogels V., Dumont B., Nijland H., de Boer I.J.M., Ripoll-Bosch R., 2024. What about the negatives? An integrated framework for revealing diverse values of nature and its conservation. People and Nature 6, 2633-2646.

Oostvogels V., Ripoll-Bosch R., Allart L., Etienne R., Nijland H., de Boer I.J.M., Dumont B., 2025. Dairy farming and biodiversity: a narrative analysis in contrasting socio-ecological contexts. People and Nature 7: 2756-2574

Pereira L.M., Davies K.K., den Belder E., Ferrier S., Karlsson Vinkhuyzen S., Kim H., Kuiper J.J., Okayasu S., Palomo M.G., Pereira H.M., Peterson G., Sathyapalan J., Schoolenberg M., Alkemade R., Carvalho Ribeiro S., Greenaway A., Hauck J., King N., Lazarova T., Ravera F., Chettri N., Cheung W.W.L., Hendriks R.J.J., Kolomytsev G., Leadley P., Metzger J.P., Ninan K.N., Pichs R., Popp A., Rondinini C., Rosa I., van Vuuren D., Lundquist C.J., 2020. Developing multiscale and integrative nature–people scenarios using the Nature Futures Framework. People and Nature 2, 1172-1195.

Pires J.A.A., Chilliard Y., Delavaud C., Rouel J., Pomiès D., Blanc F., 2015. Physiological adaptations and ovarian cyclicity of Holstein and Montbeliarde cows under two low-input production systems. Animal 9, 1986-1995.

Ravetto Enri S., Probo M., Farruggia A., Lanore L., Blanchetête A., Dumont B., 2017. A biodiversity-friendly rotational grazing system enhancing flower-visiting insect assemblages while maintaining animal and grassland productivity levels unvaried. Agriculture, Ecosystems and Environment 241, 1-10.

Scohier A., Ouin A., Farruggia A., Dumont B., 2013. Is there a benefit of excluding sheep from pastures at flowering peak on flower-visiting insect diversity? Journal of Insect Conservation 17, 287-294.

Selwood K.E., Zimmer H.C., 2020. Refuges for biodiversity conservation: A review of the evidence. Biological Conservation 245, 108502.

Van Noordwijk C.G.E., Flierman D.E., Remke E., Wallis de Vries M.F., Berg M.P., 2012. Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grasslands. Journal of Insect Conservation 16, 909-920.

WallisDeVries M.F., Parkinson A.E, Dulphy J.P., Sayer M., Diana E., 2007. Effect of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. Grass and Forage Science 62, 429-436.

Pour citer cet article : Bertrand Dumont, Pascal Carrere, Anne Farruggia, Lucie Allart, Vincent Oostvogels, et al.. Pâturage et biodiversité dans les zones AOP du Massif central. Innovations Agronomiques, 2025, 104, pp.43-54. 10.17180/ciag-2025-vol104-art04

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

Le rôle de l'élevage dans la conservation des prairies de marais et des services écosystémiques qu'elles rendent

Servane Lemauviel-Lavenant[1], Corentin Irien[2], Jean-François Odoux[1]

[1] UMR 950 INRAE UCN Ecophysiologie Végétale Agronomie, Université de Caen Normandie, France

[2] UMR 6539 Univ. Brest CNRS IRD Ifremer Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin, Université de Bretagne Occidentale, France

Correspondance : servane.lavenant@unicaen.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art05

Résumé

Les prairies de marais sont exploitées pour les activités d'élevage. Largement drainées par le passé, les prairies de marais, difficiles à exploiter, sont aujourd'hui soumises au danger d'abandon. La gestion extensive des marais par l'élevage permet de conserver des écosystèmes ouverts qui offrent de nombreux services écosystémiques comme l'accueil d'une faune et d'une flore diversifiés, la production d'un fourrage de qualité, la régulation des flux et de la qualité de l'eau, la pollinisation ou le stockage de carbone. Les services ne sont pas tous en synergie et il n'existe pas d'habitat idéal quant à l'ensemble des services rendus. Néanmoins la diversité des habitats, parfois au sein d'un même secteur de marais permet d'offrir des niveaux de services intéressants à l'échelle du paysage. La conservation des prairies de marais dépend avant tout du maintien des éleveurs pratiquant une gestion extensive sur ces territoires.

Mots-clés : prairies humides, biodiversité, qualité fourragère, stocks de carbone, bouquets de services

Abstract: The role of livestock farming in the conservation of wet grasslands and the ecosystem services they provide

Wet grasslands are managed for livestock farming. They have been much drained in the past and their abandonment is now the main threat. Extensive management allows the conservation of these open ecosystems and the ecosystem services they provide such as hosting a diverse fauna and flora, the production of quality fodder, the regulation of water flows and quality, pollination or carbon storage. The services are not all in synergy and there is no ideal habitat for all the services provided. However, the diversity of habitats, sometimes within the same marsh, makes it possible to offer interesting levels of services at the landscape scale. Wet grassland conservation depends above all on maintaining livestock farming with extensive management in marshy areas.

Keywords: wet grasslands, biodiversity, fodder quality, carbon stocks, bundles of services

1. Introduction

Les zones de marais correspondent à des paysages immergés une partie de l'année. Les périodes d'immersion peuvent être de courte durée ou se dérouler sur plusieurs mois. Dans les marais du Cotentin (Normandie, France), l'eau peut recouvrir les marais pendant plusieurs mois, à peu près de novembre à mars, et sur des hauteurs de plus d'un mètre, le paysage est nommé « Marais blanc » (Boujot, 2003). Au cours de la période de ressuyage, au printemps, certaines espèces comme les glycéries flottantes (*Glyceria fluitans*, *Glyceria declinata*) initient la phase de repousse. L'eau laisse alors place au Marais vert. Ce contraste entre ces deux paysages de marais blancs et verts peut être très marqué (Fig. 1).

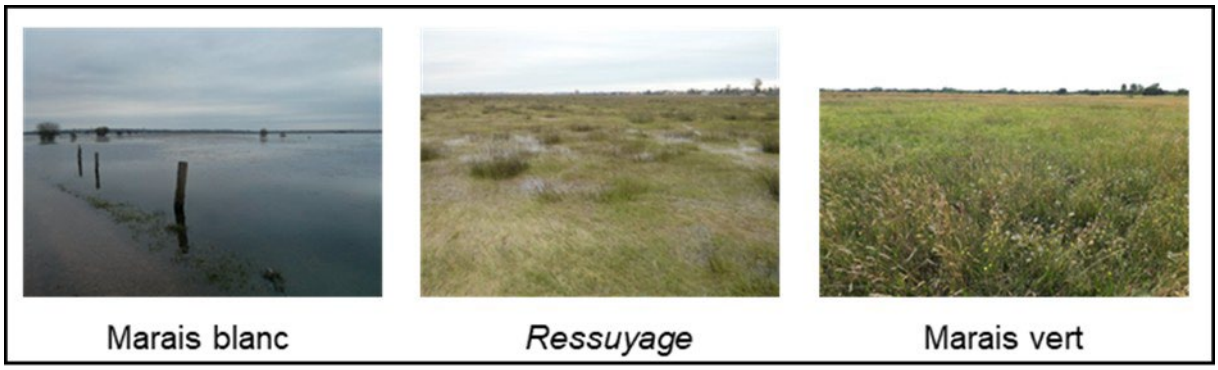


Figure 1 : Les paysages de marais sont marqués par les saisons. Dans les marais du Cotentin les marais sont dits « blancs » pendant l'hiver puis « verts » en été après le ressuyage de printemps (Crédit photo : S. Lemauviel-Lavenant).

Les marais sont traditionnellement exploités pour les activités d'élevage. Ils présentent l'avantage d'une fertilité importante au retrait de l'eau et une production maintenue pendant l'été. Le type d'élevage dépend des territoires. En Normandie ce sont les vaches laitières qui dominent (Pnr MCB, 2010) alors que dans les marais atlantiques, la production de bovin viande est plus importante (Bouzillé et al., 2001 ; Kerneis et al., 2007). Le pâturage équin est en Normandie, comme sur la façade atlantique une pratique courante (Fig. 2).



Figure 2 : Les prairies de marais sont entretenues par du pâturage bovin ou équin ou sont fauchées tardivement (Crédit photo : S. Lemauviel-Lavenant).

Le type d'élevage conditionne la gestion des prairies de marais et la production de bovin viande est, par exemple, plus propice au pâturage que la production de bovin lait qui va tirer profit des produits de fauche. Les prairies permanentes de marais, sont généralement gérées de manière extensive, c'est-à-dire sans ou peu de fertilisation, par pâturage à faible chargement ou par fauche à faible fréquence et tardivement. Des MAEC, Mesures Agro-Environnementales Climatiques maintiennent ce caractère extensif, elles interdisent ou limitent la fertilisation, elles soutiennent des fauches tardives (25 juin), ou très tardives (25 juillet) ou limitent le chargement au pâturage. Certains marais sont mis en réserve nationale ou régionale, généralement dans le but de protéger l'avifaune, et les gestionnaires des réserves contractualisent avec les éleveurs pour permettre une gestion extensive compatible avec les objectifs de conservation de la biodiversité.

La gestion des prairies inondables n'est pas simple. Lorsque les prairies sont pâturées, la mise à l'herbe des animaux est conditionnée par la portance du sol. La portance du sol peut aussi être problématique en situation de fauche tardive, les balles de foin sont parfois abandonnées sur la prairie lorsque l'eau est revenue rapidement et ne permet pas aux engins agricoles de traverser les parcelles (Fig. 3).



Figure 3 : Les inondations précoces n'ont pas permis de mettre à l'abri le tracteur ou de récolter les balles de foin récolté pendant l'été. Marais du Cotentin, hiver 2020 (Crédit photo : S. Lemauviel-Lavenant).

Les zones humides ont été par le passé victimes d'une très mauvaise image. Tout d'abord elles inspirent la peur depuis toujours. De nombreux contes et légendes terrifiants prennent leurs sources dans les zones humides (Sajaloli, 2021). Des histoires de dames blanches apparaissant dans la brume aux bords des marais sont encore racontées dans la Manche mais existent aussi sur d'autres territoires. La faune, notamment les amphibiens et les sangsues est souvent associée à des pratiques de sorcelleries et au diable. Par ailleurs, les zones humides qui accueillent des densités importantes de moustiques suscitent d'importantes craintes des maladies. La biodiversité est une préoccupation moderne et les zones humides ne représentaient au début du siècle dernier, que des milieux inutiles, inhospitaliers, dangereux et inquiétants. L'assèchement des marais a donc commencé très tôt, au Moyen Age il était question d'« assainissement ». Depuis 1900, 64 à 71 % des zones humides ont disparu à l'échelle mondiale, ce qui est très supérieur aux estimations de 50 % qui ont longtemps été avancées (Davidson, 2014). En France, elles ont été drainées pour y pratiquer une agriculture intensive, boisées de peupliers ou urbanisées.

L'image des zones humides a aujourd'hui évolué. L'intérêt croissant pour la biodiversité et particulièrement pour les oiseaux en deuxième moitié de 20ème siècle, a permis un changement de perception. La convention Ramsar ou Convention sur les zones humides d'importance internationale de 1971 a donné une dimension politique à la préservation des zones humides puisqu'actuellement 171 pays ont ratifié ce traité visant à protéger les zones humides. La directive « Oiseaux » (Directive 79/409 CEE) a ensuite permis la mise en place de Zones de Protection Spéciales (ZPS) Natura 2000, visant la conservation des espèces d'oiseaux sauvages dans les pays de l'Europe, et notamment dans des zones humides. Néanmoins les marais sont toujours soumis à de fortes menaces. Les prairies de marais sont des milieux ouverts conservés par une activité d'élevage extensive (Lemauviel-Lavenant & Sabatier, 2017). Ce sont des prairies permanentes et à l'image de la dynamique des prairies en Europe, elles sont soumises à deux menaces opposées, l'intensification ou l'abandon. L'intensification par le drainage, la fertilisation et une intensité de défoliation par fauche ou un plus gros chargement permettent une production accrue, généralement un fourrage plus énergétique mais une biodiversité floristique moindre (Gaujour et al., 2012). L'abandon des prairies peu productives et difficiles à exploiter est peut-être la menace la plus forte actuellement. Dans les territoires de marais, la moyenne d'âge des éleveurs est élevée, les exploitations peinent à trouver des repreneurs et les premières prairies qui seront abandonnées sont les prairies de marais. Après abandon la succession végétale reprend et les prairies laissent place à des roselières ou des mégaphorbiaies, des fourrés puis des forêts (Douda et al., 2009 ; Berg et al., 2012).

2. Les services

La gestion extensive des marais par l'élevage permet donc de conserver des écosystèmes ouverts qui offrent de nombreux services écosystémiques (sensu MEA, 2005) (Fig. 4).

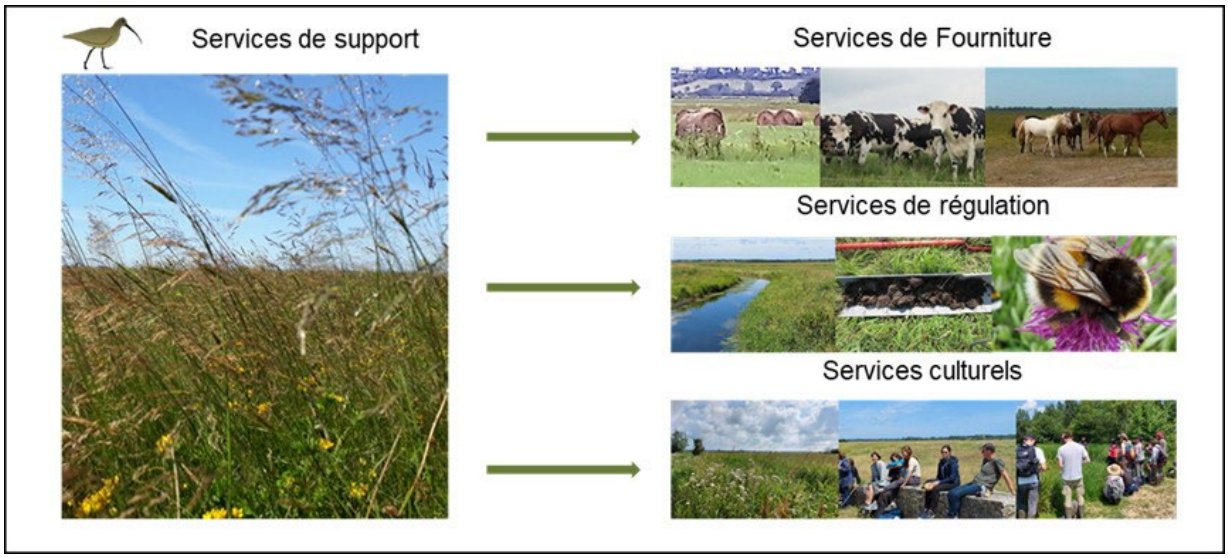


Figure 4 : Les quatre catégories de services écosystémiques telles que définies par le MEA (2005) dans les prairies de marais (Crédit photo : S. Lemauviel-Lavenant).

Les prairies de marais offrent des services de support par le cycle de l'eau et des nutriments et accueillent une faune et une flore très diversifiés (Durant et al., 2008 ; Krause et al., 2011 ; Hayes et al., 2015 ; Lemauviel-Lavenant & Sabatier, 2017). Elles sont le support de nombreux habitats d'intérêt communautaire. Dans les marais du Cotentin, 15 grands habitats sont identifiés comme étant d'intérêt communautaire au titre de la directive « Habitats » (Directive 92/43 CEE, Annexe 1). Il s'agit notamment de végétations tourbeuses et paratourbeuses, à fort enjeu patrimonial, comme les Prés humides oligotrophes et bas marais acides atlantiques (6410) et les Végétations des bas marais neutro-alcalins (7230), qui sont les plus abondants et les principaux supports de l'élevage au sein de ce territoire. Elles accueillent des espèces végétales rares et protégées comme la gesse des marais, Lathyrus palustris, et la laîche à deux étamines, Carex diandra. Les marais sont très variés, leur géologie, l'historique de leur formation, les conditions hydriques liées notamment à la gestion de l'eau, et la gestion agricole, sont autant de facteurs à l'origine de la diversité d'habitats et donc de la diversité spécifique (Figure 5).



Figure 5 : Illustrations de la biodiversité des marais de l'Ouest de la France. Espèces végétales, de gauche à droite : *Eriophorum angustifolium*, *Schoenus nigricans*, *Sparganium erectum*, *Trocdaris*

verticillatum, *Lysimachia vulgaris*, *Thalictrum flavescens*, *Lathyrus palustris*, *Butomus umbellatus*, *Comarum palustre*. Espèces animales de gauche à droite : *Calopteryx virgo*, *Sympetrum sanguineum*, *Stethophyma grossum*, *Thomisus onustus*, *Pelophylax esculentus*, *Motacilla flava flavissima*, *Ciconia ciconia*. (Crédit photo : S. Lemauviel-Lavenant / oiseaux : C. Irien)

Les marais représentent des zones de nidification et des haltes migratoires pour l'avifaune. Les limicoles tels que le courlis cendré, Numenius arquata, ou le vanneau huppé, Vanellus vanellus nichent dans les marais du Cotentin (Savini, 2020). Les marais accueillent aussi d'autres espèces paludicoles nicheuses patrimoniales telles que la bergeronnette flavéole, Motacilla flava flavissima, la cigogne blanche, Ciconia ciconia, le busard des roseaux, Circus aeruginosus ou encore le busard cendré, Circus pygargus, qui sont inscrites dans l'annexe 1 de la directive « Oiseaux » (Directive 79/409 CEE) (Debout et al., 2003). Parmi les espèces de l'entomofaune qui vivent dans les marais, les odonates sont bien représentés avec le leste dryade, Lestes dryas, l'agrion du mercure, Coenagrion mercuriale, l'agrion gracieux, Coenagrion pulchellum, l'aeschne printanière, Brachytron pratense. Les orthoptères sont eux aussi bien représentés au sein des marais, ils comptent plusieurs espèces remarquables comme le conocéphale des roseaux, Conocephalus dorsalis, le criquet palustre, Chorthippus montanus, le criquet ensanglanté, Stethophyma grossum. Enfin, les marais abritent des lépidoptères comme la noctuelle pudorine, Mythimna pudorina, l'Ancre, Eustrotia uncula, ou le damier de la succisse, Eurodryas aurinia (Savini, 2020). Hormis des hyménoptères généralistes comme l'abeille mellifère ou plusieurs espèces de bourdons, les marais accueillent aussi certains Apoidés spécialistes comme Macropis europaea sur la Lysimachia vulgaris. Ces marais accueillent une riche faune batrachologique comprenant des espèces peu communes telles que le Crapaud calamite, Bufo calamita, le triton lobé, Tritus vulgaris, et l'alyte accoucheur, Alytes obstretricans (Savini, 2020). Enfin, les prairies inondées peuvent aussi constituer des frayères pour le brochet, Esox lucius et les fossés sont l'habitat de la Sangsue médicinale, Hirudo medicinalis (Lecaplain, 2013).

Les prairies de marais rendent des services de fourniture, ce sont des espaces d'élevage qui produisent un fourrage de qualité pour l'alimentation du bétail (Bonis, 2004 ; Tasset et al., 2019). La qualité fourragère a été analysée dans des prairies de six marais du Cotentin entre fin juin et mi-juillet ce qui correspond à une première fauche en stade floraison (Fig. 6) dans le cadre du projet « Élevage et marais » (2019-2022). Trente prairies ont été échantillonnées de manière à représenter les principaux types de prairies humides du Cotentin. Ils sont définis par leur association phytosociologique qui correspond à une composition particulière en espèces végétales et sont nommés à partir de deux espèces caractéristiques. Le ***Cirsio-Shoenetum*** correspond par exemple à une végétation nommée en raison de deux espèces qui lui sont caractéristiques : ***Cirsium dissectum***, la Cirse d'Angleterre, et ***Schoenus nigricans***, le Choin noirâtre. Les teneurs en protéines (MAT) dépendent largement de l'habitat, défini par son association phytosociologique et donc de la composition floristique de la prairie. Elles varient entre 67 g/kg pour les prairies de l'Hordeo-Lolietum et 112 g/kg pour les prairies de l'Eleocharito-Oenanthetum. A l'exception de l'Hordeo-Lolietum, ce sont des valeurs de teneurs en protéines équivalentes à celles mesurées sur un foin de prairies permanentes mésophiles productives de Normandie au stade de fin de floraison (Baumont et al., 2007), soit 95 g/kg. La digestibilité du fourrage (DCS) varie également en fonction des habitats, de 41,04 % pour les prairies du Cirsio-Schoenetum à 63,53 % pour les prairies de l'Eleocharito-Oenanthetum. L'ensemble des habitats produit un fourrage dont la digestibilité est équivalente voire plus importante que celle de prairies de référence permanentes normandes au stade de fin floraison (Baumont et al., 2007), pour lesquelles la digestibilité est de l'ordre de 40,5 % (DMO=54 %). La digestibilité dépend donc de la composition floristique mais dépend aussi du stade de végétation. La qualité fourragère des prairies est connue pour diminuer avec le stade de développement et particulièrement au stade épiaison pour les Poacées du fait de la diminution du ratio feuille : tige (Moore & Jung 2001 ; Farruggia et al., 2008). La végétation des marais peut être riche en dicotylédones et sèche moins rapidement sur pied qu'en prairie mésophile (Diquélou

et al., 2016) ce qui lui permet de conserver une bonne digestibilité et donc une bonne valeur énergétique. Cette bonne qualité, confirmée par d'autres études (Bonis, 2004 ; Tasset et al., 2019), est assez mal connue des agriculteurs qui sont toujours très surpris d'apprendre que le fourrage de leurs prairies est intéressant pour la nutrition animale. Ainsi dans les marais du Cotentin, de nombreux éleveurs fauchent les prairies et utilisent le foin comme litière et non comme aliment. Dans ce dernier cas les MAE sont généralement la condition principale au maintien de leurs activités dans les marais.

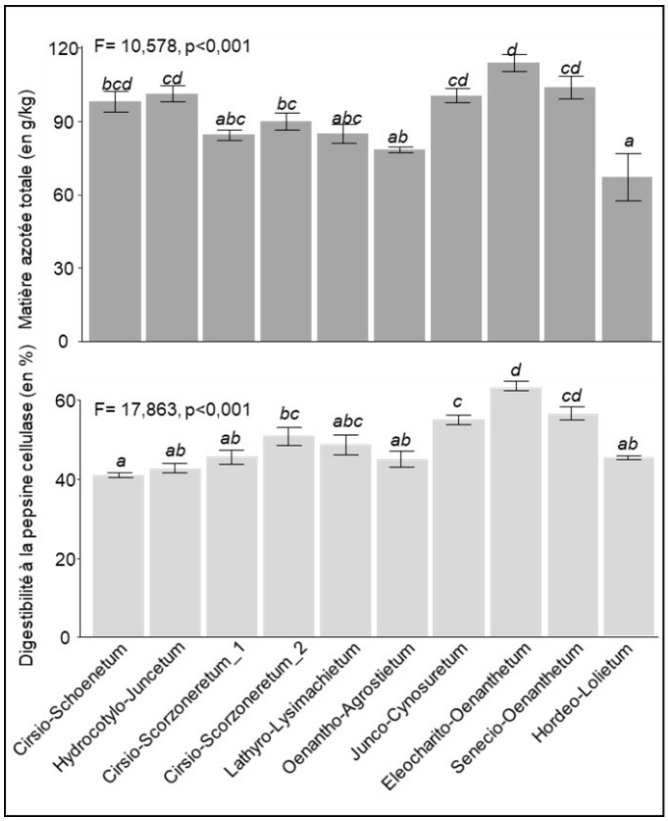


Figure 6 : Qualité fourragère de 9 habitats des marais du Cotentin (le Circio-Scorzoneretum étant échantillonné sur deux marais) analysée dans le cadre du projet « Élevage & Marais ». La biomasse a été prélevée entre fin juin et mi-juillet 2020 et analysée pour la Matière Azotée Totale (MAT, g/kg) et la Digestibilité à la pepsine cellulase (DCS, %). Les différentes lettres indiquent les différences significatives à p<0,05.

Les prairies de marais ont un rôle important dans la régulation de nombreuses fonctions écosystémiques. Elles jouent un rôle important dans le service de pollinisation. Les MAE favorisent une exploitation tardive des prairies humides, notamment pour permettre la nidification d'un certain nombre d'oiseaux. Les dicotylédones ont ainsi la possibilité de fleurir avant la coupe et peuvent fournir du nectar et du pollen aux polinisateurs qui contribuent ainsi à la reproduction de la végétation entomophile des marais mais aussi plus largement à l'échelle du paysage. L'intensification de la gestion des prairies a conduit à l'effondrement des peuplements d'insectes polinisateurs (Frenzel et al., 2021) et de telles prairies fleuries en été dans le paysage joue un rôle majeur dans leur préservation. Elles régulent également les flux d'eau et permettent à la fois de limiter les crues et l'effet des sécheresses en restituant l'eau stockée et de réguler des minéraux et les polluants de l'eau (Gilliam et al., 1997 ; Verhoeven et al., 2006 ; Maltby & Acreman, 2011 ; Bremond et al., 2013). Les prairies ont également un rôle dans l'atténuation des changements climatiques au travers du stockage de carbone. Les sols de ces prairies, particulièrement les prairies tourbeuses constituent un véritable patrimoine carbone (sensu Carrère et al., 2022). La régulation consiste alors autnt à préserver ce stock de carbone, plus ou moins stable dans le sol qu'à contribuer à la séquestration du carbone. Elles possèdent, en effet, un potentiel élevé de séquestration du carbone via un bilan positif entre l'entrée de carbone dans le système par la photosynthèse et une sortie par la respiration, des plantes comme de la microflore du sol réduite par les conditions d'anoxie (Mitra et al., 2005 ; Adhikari et al., 2009 ; Howe et al., 2009 ; Maltby & Acreman, 2011). Les stocks de C sont liés à l'histoire géologique, l'historique de gestion et évidemment à la gestion, à la fois des niveaux d'eau et de l'exploitation par l'élevage. Les marais du Cotentin et du Bessin, par exemple, sont issus d'une vaste dépression constituée par un ensemble de vallées

creusées lors des transgressions flandriennes et qui ont été comblées par des tangues et sables au Quaternaire puis par de la tourbe issue de l'accumulation de la biomasse végétale ne se dégradant pas durant près de 5000 ans (Boujot, 2003 ; Lemer et al., 2018). Certains marais du Cotentin sont ainsi tourbeux avec une grande profondeur de tourbe, parfois plus de 10m, d'autres sont dits mixtes, lorsque la tourbe a été recouverte d'alluvions. Une cartographie des stocks de carbone a été réalisée à l'échelle de cinq marais du Cotentin (Fig. 7). Elle met en évidence une variabilité à l'image de la variabilité des habitats. Les marais de Prés-de-Rotz, Cap et Saint-Hilaire sont des marais tourbeux et présentent de ce fait le capital carbone le plus intéressant (Fig. 7). Les marais de l'amont de la Taute et de Colombières, caractérisés par des sols mixtes, ont des teneurs en matière organique du sol plus faibles mais néanmoins supérieures à 20 % et donc très intéressantes en comparaison de prairies mésophiles (6 à 15 % in Kohler et al., 2020). Au sein de chaque secteur de marais, les teneurs en matière organique varient d'une parcelle à l'autre, révélant des historiques de gestion différents qui ont conduit à des propriétés de sols et notamment des fertilités différentes.

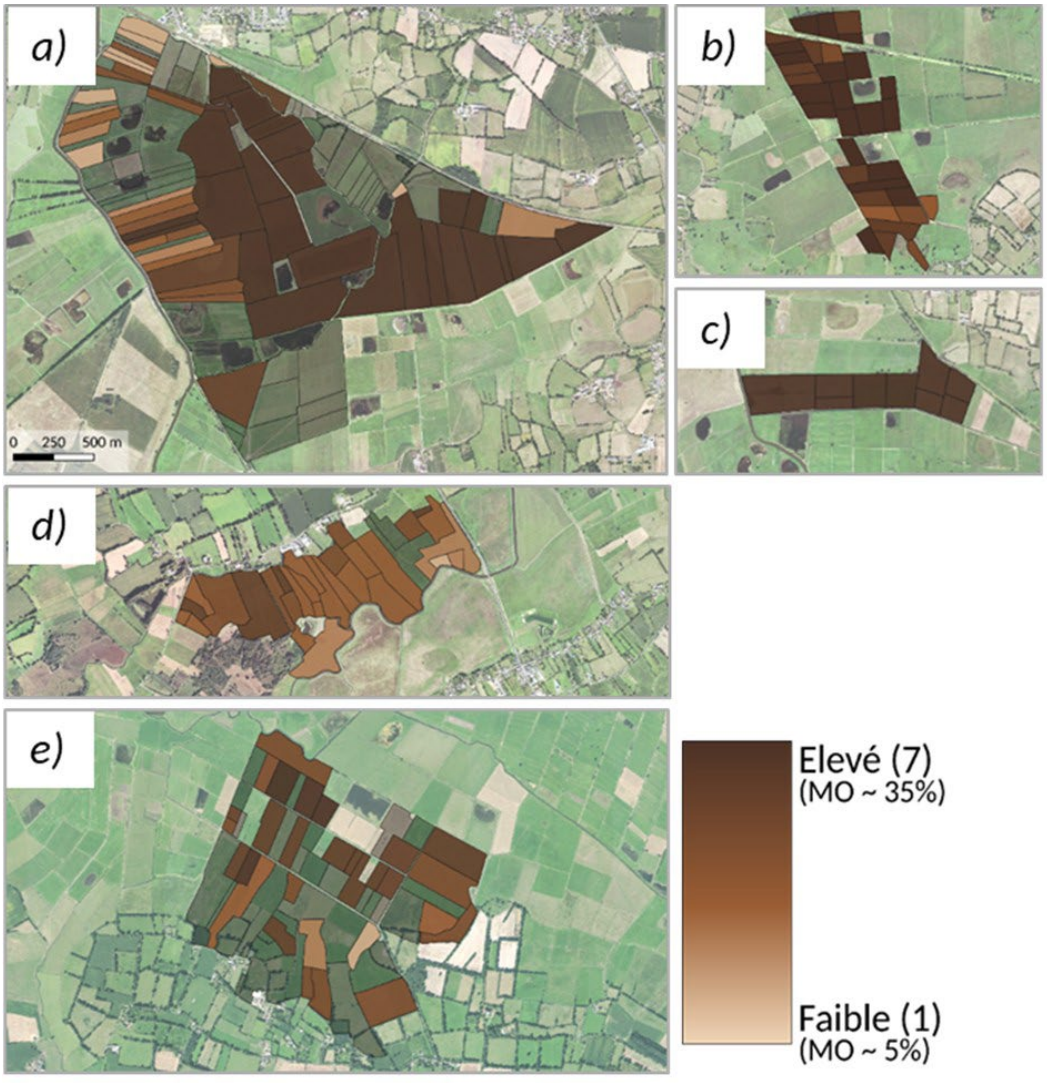


Figure 7 : Cartographies du service de stock de carbone dans les parcelles des marais de (a) Saint-Hilaire-Petitville, (b) Prés-de-Rotz, (c) Cap, (d) l'Amont de la Taute et (e) Colombières réalisée dans le cadre du projet « Élevage & Marais ».

Enfin les prairies de marais offrent des services récréatifs, aménités plus difficiles à évaluer, à travers la beauté du paysage et des activités de tourisme nature, de chasse et de pêche.

3. Bouquets de services

Les écosystèmes fournissent de multiples services qui interagissent entre eux de manière complexe, parfois en synergie, d'autres fois en antagonisme (Peterson et al., 2003 ; Chan et al., 2006 ; Rodriguez et al., 2006 ; Brauman et al., 2007). L'analyse des services en « fleurs » permet de visualiser l'ensemble des services rendus simultanément au sein de chaque habitat sans les hiérarchiser. Des fleurs de services ont ainsi été réalisées sur dix habitats des marais du Cotentin dans le cadre du projet « Élevage et Marais » (Fig. 8). Chaque fleur de services est ici constituée de 13 pétales correspondant à 13 indices de services écosystémiques. Plus le pétale est long plus le service se rapproche d'une valeur considérée comme optimale définie en fonction de résultats de projets antérieurs effectués sur les prairies du marais du Cotentin et du Bessin (Diquélou et al., 2016 ; Tasset et al., 2019 ; Lemauviel-Lavenant et al., 2022). L'attribution des valeurs minimales des quatre indices de qualité de l'eau du sol a été faite à partir d'un travail de recherche bibliographique focalisé sur les résultats obtenus sur des prairies intensives voir sur des monocultures de maïs (Linville & Smith, 1970 ; Chamberland, 1976, Milin, 2012 ; D'Angelo et al., 2001, Berdai et al., 2002). Des teneurs en ions élevées représentant un dyservice, ce sont des axes inversés qui ont été utilisés pour réaliser les pétales des quatre indices liés à la qualité de l'eau du sol.

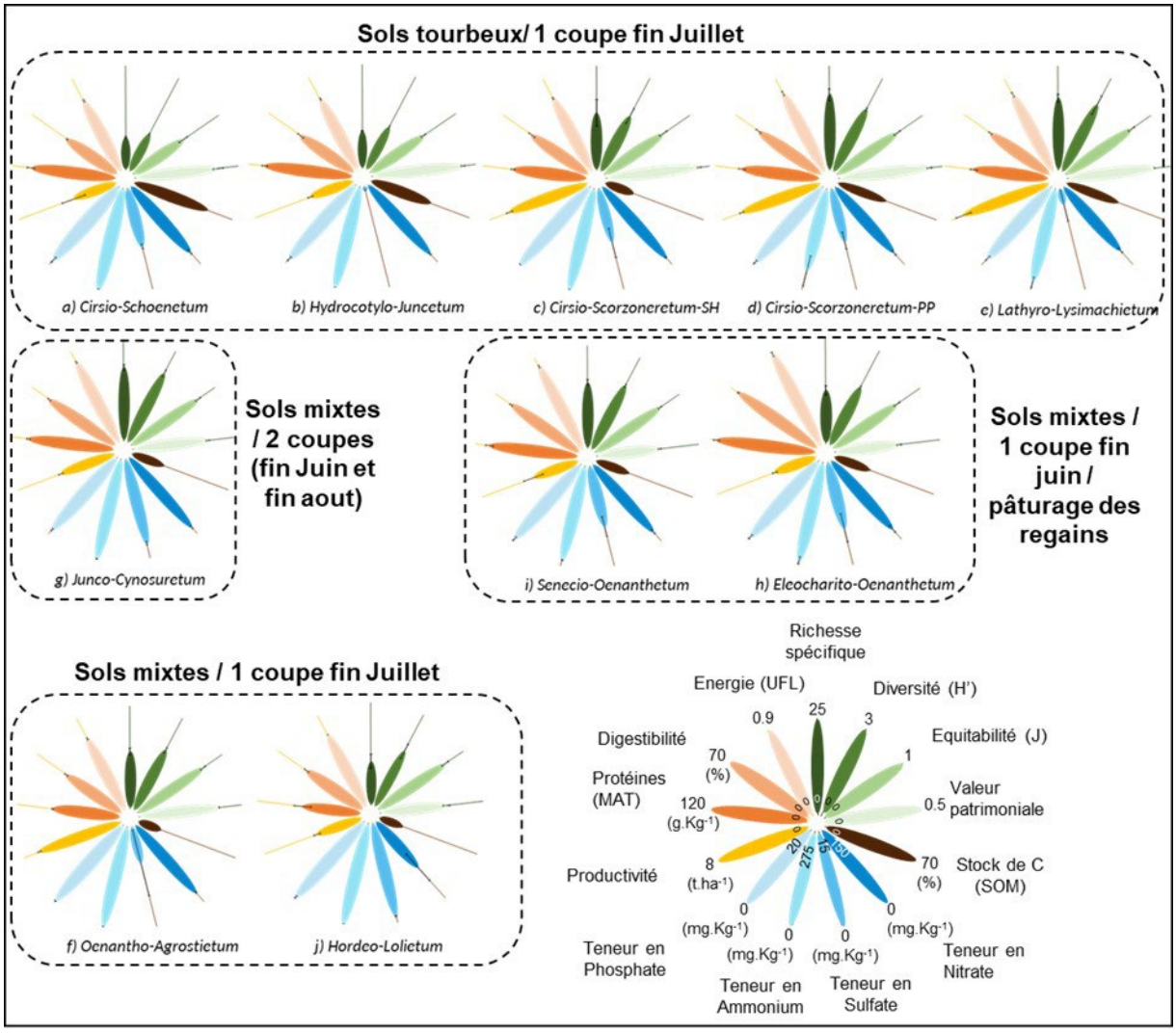


Figure 8 : Représentation en fleurs des services écosystémiques rendus par 9 habitats des marais du Cotentin (le Circio-Scorzoneretum étant échantillonné sur deux marais) étudiés dans le cadre du projet « Élevage & Marais » (moyennes et erreurs standards).

Les services ne sont donc pas indépendants les uns des autres notamment à cause des processus biologiques qui les sous-tendent (Rodriguez et al., 2006 ; Bennett et al., 2009). De manière assez classique il existe un compromis entre les services de fourniture et les services de support et de régulation (Raudsepp-Hearne et al., 2010 ; Dumont et al., 2019 ; Kohler et al., 2020). Les prairies les plus productives et dont le fourrage présente les meilleures qualités énergétiques et de teneur en protéines sont ceux qui accueillent une végétation moins patrimoniale, une eau plus chargée en nitrate et sulfate et des stocks de carbone moindres. Parmi les habitats tourbeux et gérés par une première coupe au 25 juillet, certains sont caractérisés par les meilleurs indices de patrimonialité et les plus faibles diversités floristiques témoignant du filtre fort induit par des contraintes abiotiques sélectionnant des espèces hygrophiles et turficoles. Les teneurs en sulfate de l'eau du sol peuvent être très élevées dans certains habitats et indiquent un assèchement de la tourbe (Auterives, 2006). Les prairies sur sols mixtes et fauchées deux fois par an offrent la plus grande qualité fourragère mais ont des stocks de C faibles. Les prairies fauchées puis pâturées ont des sols moins contraignants et sont caractérisés par des teneurs en nitrate plus élevées mais ne permettent pas une plus forte production. Enfin, les prairies sur sols mixtes et fauchées en juillet, accueillent une végétation plus mésophile et moins patrimoniale Les teneurs élevées en nitrate pour l'*Hordeo lolietum* et en sulfate pour l'*Oenantho agrostietum* témoignent d'une minéralisation de la matière organique.

Il n'existe pas d'habitat idéal quant à l'ensemble des services rendus. Néanmoins la diversité des habitats, parfois au sein d'un même secteur de marais permet d'offrir des niveaux de services intéressants à une échelle plus large que la parcelle. Chercher à optimiser les services à l'échelle de la parcelle reviendrait à homogénéiser l'ensemble d'un marais. La question des services peut s'envisager à l'échelle du paysage et permettre à un marais multiparcelles de rendre de bons niveaux de services dans sa globalité. La priorité pourrait être, avant tout, de maintenir l'élevage dans ces marais et de le maintenir avec des pratiques extensives.

4. Conclusion

Les prairies permanentes rendent des services inestimables (Bengtsson et al., 2019) et il est largement admis que les changements d'utilisation des terres et l'intensification agricole réduisent leur multifonctionnalité (Schils et al., 2022). Ces éléments font consensus mais la préservation des prairies permanentes n'est pas encore une priorité politique. L'évaluation des services peut se faire par une approche biologique et fonctionnelle, mais c'est aussi un concept socioéconomique. Certaines évaluations peuvent se faire en estimant les bénéfices ou en estimant les coûts de remplacement. Pour les zones humides, il est aujourd'hui évident que les coûts de maintien de ces zones sont bien moindres que les coûts qui seraient engendrés par leur disparition (Maltby & Acreman, 2011).

L'élevage a un rôle fort dans le maintien des services écosystémiques (Dumont et al., 2019). La question du maintien des prairies de marais est avant tout la question du maintien des éleveurs sur ces territoires. Deux pistes principales se dégagent. La première consiste en une meilleure valorisation des produits issus de ces prairies. Il n'existe que quelques productions animales affiliées au marais et vendues en circuits courts. Le consommateur peut être intéressé par un produit plus qualitatif et plus local. Des recherches sont à mener sur d'autres aspects de la qualité fourragère, par exemple sur les composés jouant un rôle pour la santé animale ou les composés intervenant dans la qualité gustative des produits issus de l'élevage. L'autre piste est le soutien financier, en marche à travers les MAEC. Néanmoins celles-ci pourraient être plus souples pour permettre une meilleure organisation entre éleveurs. Pour exemple les MAEC fauches tardives ont très souvent pour conséquence une fauche simultanée de toutes les parcelles d'un marais. Des MAEC collectives pourraient permettre de prendre en compte de multiples services à l'échelle paysagère. Des MAEC collectives pourraient être également pertinentes pour une gestion plus concertée de l'entretien des fossés. Le développement des PSE (Paiement pour Services environnementaux), par le biais des agences de l'eau mais aussi par celui de structures faisant appel à des fonds privés, représente également une opportunité. Les PSE offrent la

possibilité du financement de maintien de « bonnes pratiques » et donc d'un élevage propice à la préservation des marais et des services qu'ils rendent. Plus globalement l'identification des bénéfices pour l'environnement et la biodiversité constitue une reconnaissance de la contribution des éleveurs à la bonne gestion des prairies de marais. Cette valorisation du travail des éleveurs de marais n'est évidemment pas suffisante mais est importante dans la période actuelle de crise de l'élevage associé à la pollution et l'émission des gaz à effet de serre. Elle est importante pour les éleveurs en place et encore plus pour motiver les futures générations d'éleveurs à s'installer dans les marais.

Éthique

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 étayent 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.

ORCIDs des auteurs

Servane LEMAUVIEL-LAVENANT : https://orcid.org/0000-0003-0176-6318

Jean-François ODOUX : https://orcid.org/0000-0002-6264-4376

Corentin IRIEN : https://orcid.org/0009-0000-1880-8081

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

Cet article s'appuie notamment sur des travaux réalisés dans le cadre du projet « Élevage et marais : Préservation de l'élevage extensif en zones humides, Marais du Cotentin et du Bessin » financé par l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Nous remercions l'Agence de l'Eau Seine Normandie pour leur financement mais aussi leur soutien dans les projets visant à maintenir un élevage extensif dans les marais pour préserver la qualité de l'eau mais aussi la biodiversité. Nous remercions aussi le Pnr des Marais du Cotentin et du Bessin, et particulièrement Marie Deville, Jean-Baptiste Wetton et Nicolas Fillol, ainsi que la chambre d'agriculture pour de longues années de collaboration dans les marais.

Références bibliographiques

Adhikari S., Bajracharaya R.M., Sitaula B.K., 2009. A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. Journal of Wetlands Ecology 2, 42-46.

Auterives C., 2006. Influence des flux d'eau souterraine entre une zone humide superficielle et un aquifère prodond sur le fonctionnement hydrochimique des tourbières : Exemple des marais du Cotentin, Basse-Normandie. Thèse de l'Université de Rennes 1.

Baumont R., Dulphy J.P., Sauvant D., Meschy F., Aufrère J., Peyraud, J.L., 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux. Valeurs des Aliments. Quæ, Versailles.

Bengtsson J., Bullock J.M., Egoh 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, e02582.

Bennett E.M., Peterson G.D., Gordon L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. Ecology Letters 12, 1394-1404.

Berg M., Joyce C., Burnside N., 2012. Differential responses of abandoned wet grassland plant communities to reinstated cutting management. Hydrobiologia 692, 83-97.

Bonis A., 2004. Recherches en prairies naturelles de marais : Valeur fourragère et écologique des prairies de marais. In: Compte-rendu de la journée d'échanges entre agriculteurs et scientifiques, 2-17. Forum des Marais Atlantiques, Rochefort.

Boujot C., 2003. De terre et d'eau. Au rythme de la blanchie dans les marais du Cotentin. CRECET, Caen.

Bouzillé J.B., Kernéis E., Bonis A., Touzard B., 2001. Vegetation and Ecological Gradients in Abandoned Salt Pans in Western France. Journal of Vegetation Science 12, 269-278.

Brauman K.A., Daily G.C., Duarte T.K., Mooney H.A., 2007. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. Annual Review of Environmental and Resources 32, 67-98.

Bremond P., Grelot F., Agenais A.L., 2013. Economic evaluation of flood damage to agriculture - review and analysis of existing methods. Natural Hazards and Earth System Sciences 13, 2493-2512.

Carrère P., Lemauviel-Lavenant S., Dumont B., 2022. Conserver les « vieilles prairies », un levier efficace pour étendre le bouquet de services. Fourrages 250, 63-77.

Chan K.M.A., Shaw M.R., Cameron D.R., Underwood E.C., Daily G.C., 2006. Conservation planning for ecosystem services. PLoS Biology 4, 1895-1896.

Davidson N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research 65, 934-941.

Debout G., Fillol N., Wetton J.B., 2003. Les oiseaux nicheurs des prairies humides. Parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin, Les Veys.

Diquélou S., Fillol N., Juhel C., Lemauviel-Lavenant S., 2016. Biodiversité et valeur agronomique dans les prairies humides des marais du Cotentin et du Bessin. ERICA 30, 51-58.

Douda J., Cejkova A., Douda K., Kochankova J., 2009. Development of alder carr after the abandonment of wet grasslands during the last 70 years. Annals of Forest Science 66, 712.

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

Durant D., Tichit M., Kernéïs E., Fritz H., 2008. Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives - a review. Biodiversity & Conservation 17, 2275-2295.

Farruggia A., Martin B., Baumont R., Prache S., Doreau M., Hoste H., Durand D., 2008. Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux ? INRA Productions Animales 21, 181-200.

Frenzel T., Wörsdörfer A., Khedhiri S., Di Giulio M., Leus F., Lipperts M.J., Martin D., Fishcher K., 2021. Grassland fallows as key for successful insect conservation. Insect Conservation and Diversity 14, 837-850.

Gaujour E., Amiaud B., Mignolet C., Plantureux S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. Agronomy for Sustainable Development 32, 133-160.

Gilliam J.W., Parsons J.E., Mikkelsen R.L., 1997. Nitrogen dynamics and buffer zones. In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T Goulding, G. Pinay (eds.), Buffer zones: their processes and potential in water Protection, 54-61. QuestEnvironmental, Harpenden.

Howe A.J., Rodrigues J.F., Saco P.M., 2009. Surface evolution and carbon sequestration in disturbed and undisturbed wetland soils of the Hunter estuary, southeast Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science 84, 75-83.

Kernéïs E., Chevallier C., Pons Y., 2007. Production prairiale, gestion de l'eau et conflits d'usage dans les marais de l'ouest de la France : L'été est-il une période clé ? Fourrages 191, 323-335.

Kohler C., Morvan-Bertrand A., Cliquet J.B., Klumpp K., Lemauviel-Lavenant S., 2020. Tradeoff between the conservation of soil C stocks and vegetation productivity in Temperate Grasslands. Agronomy 10, 1024.

Lecaplain B., 2013. Présence de la sangsue médicinale *Hirudo medicinalis* sur le territoire du Pnr des Marais du Cotentin et du Bessin. In: Suivis et études scientifiques 2012, Rapport pour le Pnr MCB pour la DREAL et l'Europe (FEADER).

Lemauviel-Lavenant S., Sabatier R., 2017. Quand l'élevage est garant de la conservation de milieux patrimoniaux. INRAE Productions Animales 30, 351-362.

Lemauviel-Lavenant S., Chauvel L., Irien C., Diquélou S., Odoux J.F., 2022. Ecosystem services provided by wet grasslands through extensive livestock farming. In: . L. Delaby, R. Baumont, V. Brocard, S. Lemauviel-Lavenant, S. Plantureux, F. Vertes, J.L. Peyraud (eds), Grassland at the heart of circular and sustainable food systems, 204-206. Grassland Science in Europe, vol. 27, Paris.

Lemer L., Gauthier A., Lespez L., Rouhaud L., Beauchamp A., Mokadem F., Bouillon E., 2018. Impact de l'anthropisation dans les marais du Cotentin : le marais de la Sangsurière (Manche, Normandie). Revue scientifique Bourgogne-Franche-Comté Nature 16, 194-204.

Maltby E., Acreman M.C., 2011. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. Hydrological Sciences Journal 56, 1341-1359.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Mitra S., Wassman R., Vlek P.L.G., 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. Current Science 88, 25-35.

Moore K.J., Jung H.J., 2001. Lignin and fiber digestion. Journal of Range Management 54, 420-430.

Peterson G.D., Beard Jr T.D., Beisner B.E., Bennett E.M., Carpenter S.R., Cumming G.S., Dent C.L., Havlicek T.D., 2003. Assessing future ecosystem services: a case study of the Northern Highlands Lake District, Wisconsin. Conservation Ecology 7, 1.

Pnr MCB, 2010. Charte 2010-2022 : décret du 17 février 2010. Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin, Les Veys.

Raudsepp-Hearne C., Peterson G.D., Bennett E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscape. PNAS 107, 5242-5247.

Rodriguez J.P., Beard Jr T.D., Bennett E.M., Cumming G.S., Cork S.J., Agard J., Dobson A.P., Peterson G.D., 2006. Trade-offs across space, time and ecosystem services. Ecology and Society 11, 28.

Sajaloli B., 2021. La Dame des marais. Une géohistoire surnaturelle des zones humides. In: M. Delcourte, M. Galochet, F Guizard, E. Santinelli-Foltz (eds), Environnement : temps, territoires sociétés. Hommage à Corinne Beck. Presses universitaires de Valenciennes, Valenciennes.

Savini J.R., 2020. Marais du Cotentin et du Bessin. INPN, Paris.

Schils R., Bufe C., Rhymer C.M., Francksen R.M., Klaus V.H., Abdalla M., Milazzo F., Lellei-Kovács E., Berge H.T., Bertora C., Chodkiewicz A., Dămătîrcă C., Feigenwinter I., Fernández-Rebollo P., Ghiasi S., Hejduk S., Hiron M., Janicka M., Pellaton R., Smith K., Thorman R., Vanwalleghem T., Williams J., Zavattaro L., Kampen J., Derkx R., Smith P., Whittingham M.J., Buchmann N., Newell-Price P., 2022. Permanent grasslands in Europe: land use change and intensification decrease their multifunctionality. Agriculture, Ecosystems & Environment 330, 107891.

Tasset E., Boulanger T., Diquélou S., Laîné P., Lemauviel-Lavenant S., 2019. Plant trait to fodder quality relationships at both species and community levels in wet grasslands. Ecological Indicators 97, 389-397.

Verhoeven J.T.A., Beltman B., Whigham D.F., Bobbink R., 2006. Wetland functioning in a changing world: implications for natural resources management. In: J.T.A Verhoeven, B. Beltman, R. Bobbink, D.F. Whigham (eds), Wetland Natural Resource Management. Springer, Berlin.

Pour citer cet article : Servane Lemauviel-Lavenant, Corentin Irien, Jean-François Odoux. Le rôle de l'élevage dans la conservation des prairies de marais et des services écosystémiques qu'elles rendent. Innovations Agronomiques, 2025, 104, pp.55-67. 10.17180/ciag-2025-vol104-art05

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

Les prairies du marais de Brouage en Charente-Maritime : une ressource pour l'élevage et la biodiversité

Eric KERNEIS[1]

[1] INRAE, DSLP, F-17450, Saint Laurent de la Prée, France

Correspondance : eric.kerneis@inrae.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art06

Résumé

Le marais de Brouage (Charente-Maritime) est un haut lieu de biodiversité. Ces anciennes salines disposent en effet d'une microtopographie particulièrement favorable à une grande diversité d'habitats prairiaux, plus ou moins humides et salés. Les travaux menés par INRAE sur ce marais ont permis de préciser l'écologie des diverses communautés végétales prairiales, leur relation avec les pratiques de gestion hydrauliques et pastorales, leur intérêt fourrager et leur place dans les systèmes d'élevage. La diversité des ressources fourragères disponibles et pilotables est particulièrement appréciable dans le contexte de sécheresse estivale locale. Cet exemple peut inspirer des modes de gestion conciliant élevage et biodiversité sur d'autres zones humides.

Mots-clés : marais, prairie naturelle, écologie, biodiversité, valeur fourragère, élevage

Abstract: The Brouage marsh grasslands: a resource for livestock farming and biodiversity

The Brouage marsh (Charente-Maritime) is a biodiversity hotspot. These former salt marshes have a microtopography particularly favourable to a wide variety of grassland habitats, which are more or less humid and salty. The work carried out by INRAE on this marsh has made it possible to clarify the ecology of the various grassland plant communities, their relationship with hydraulic and pastoral management practices, their forage value and their place in livestock systems. The diversity of available and controllable forage resources is particularly appreciable in the context of local summer drought. This example can inspire management methods that reconcile livestock farming and biodiversity in other wetlands.

Keywords: marsh, natural grassland, ecology, biodiversity, fodder value, livestock farming

1. Introduction

Les marais littoraux atlantiques sont connus et reconnus pour être des territoires abritant une riche biodiversité. Cette biodiversité est en grande partie associée aux habitats prairiaux plus ou moins humides qu'ils hébergent, entretenus par de l'élevage extensif. Le maintien de l'élevage et la préservation de ces milieux exceptionnels nécessitent que l'on s'intéresse à la végétation de ces prairies à la fois en tant qu'objet et support de la biodiversité, et en tant que ressource fourragère. Depuis 1986, l'INRA puis INRAE[2] a réalisé de nombreux travaux de recherche sur cette thématique sur l'un de ces marais : le marais de Brouage en Charente-Maritime. Nous en proposons ici une synthèse des principaux résultats.

[2] INRA : Institut National de la Recherche Agronomique puis, depuis le 1er janvier 2020 : INRAE, Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement.

2. Présentation du marais de Brouage

Les marais littoraux atlantiques couvrent environ 300 000 ha entre la Vilaine au nord et la Gironde au sud. Le marais de Brouage en fait partie et est situé en Charente-Maritime, en face de l'île d'Oléron (Figure 1).

Le marais de Brouage appartient aux marais dits « desséchés » qui sont protégés des inondations des fleuves et de la mer par des digues. Ils sont traversés par un réseau de canaux et fossés servant à évacuer l'eau excédentaire en hiver vers la mer par une écluse en aval ou à amener de l'eau en été par une écluse amont en connexion avec le fleuve. Ces marais argileux et au paysage très ouvert (les arbres n'y poussent pas) s'opposent aux marais « mouillés », non protégés des crues des fleuves, au sol tourbeux et très boisés. Ces marais desséchés ne sont alimentés qu'en eau douce, par la pluie en hiver et le fleuve en été. Cette eau est gérée collectivement par des syndicats de marais, regroupant les propriétaires des terres. Ils décident de l'entretien des ouvrages hydrauliques et de leur gestion pour satisfaire au mieux les attentes des divers usagers du marais en matière de niveaux d'eau à différentes périodes de l'année (Kernéïs *et al*., 2007). Le climat, de type thermo-atlantique, est caractérisé notamment par des pluies (800 mm/an) abondantes à l'automne et en hiver et une période de déficit hydrique estival marqué.

Le marais de Brouage a la particularité d'être essentiellement constitué d'anciennes salines, dites « marais gâts », gâtés pour la production du sel (Kania, 2012). Issu du comblement par des sédiments d'un ancien golfe marin, le Golfe de Saintonge, le marais se forme progressivement depuis le fond, au pied de la Tour de Broue. Des premières salines s'y développent dès les Xe et XIe siècles sous l'impulsion des monastères. Puis la mer recule petit à petit, obligeant à abandonner les vieilles salines pour en construire de nouvelles près de la mer. Aujourd'hui, ce marais est occupé par d'anciennes salines du Xe au XIXe siècles, ces dernières étant présentes près du trait de côte actuel (Papy, 1935).



Figure 1 : Localisation et carte du marais de Brouage (entouré d'un trait vert).

Ces anciennes salines sont depuis leur abandon occupées par de la prairie naturelle utilisée pour nourrir des vaches et des chevaux. Ces prairies ont conservé de leur passé leur microrelief particulier, composé de vaste dépressions rectangulaires où l'on récoltait le sel, les « jas », et les « bosses » ou « bossis », accumulation de la terre issue du creusement des jas entre deux bassins. La différence « d'altitude » entre le sommet d'une bosse et le fond d'un jas est de l'ordre de 2 m.

Environ 10 % des prairies de ce marais ne sont pas d'anciennes salines. Ce sont des parcelles de « marais plats », les « platins », issues de prés-salés poldérisés et jamais transformées en salines. Elles présentent un micro-relief directement hérité de la morphologie du schorre d'origine : de légères dépressions, les « baisses », inondées en hiver et au printemps, traces sinueuses des anciens chenaux de marées (Terrisse, 2012). La différence « d'altitude » entre les parties les plus sèches et le fond des baisses est de l'ordre de 0,7 m.

Ce marais fait aujourd'hui 14 km de profondeur sur 10 km de large pour une surface de 11 000 ha. 3 000 ha ont été aplanis, drainés et cultivés dans les années 1980 mais 8 000 ha sont encore occupés par de la prairie naturelle.

3. Un havre de biodiversité

L'intérêt de ce marais pour la biodiversité a été reconnu par son classement en site Natura 2000 (Kania, 2012). Cet intérêt est également porté par la mobilisation des acteurs locaux pour le préserver à travers une entente intercommunautaire autour d'un « Grand Projet du marais de Brouage » pour définir des règles de gestion de l'eau (Contrat de Progrès Territorial) et contribuer au maintien de l'activité d'élevage pour préserver la biodiversité. Cette démarche se poursuit aujourd'hui par une démarche de classement Grand Site de France et un projet de Parc Naturel Régional des marais littoraux charentais (CARA *et al*., 2021).

L'attractivité de ce marais pour la biodiversité est liée à son caractère de zone humide, composée d'une diversité d'habitats en mosaïque qui permet d'accueillir une diversité d'espèces animales. Sa position littorale, entre terre et mer, lui permet de bénéficier des échanges avec les écosystèmes voisins, terrestres ou estuariens. Enfin, sa situation sur le littoral centre-atlantique, sur une voie de migration entre l'Afrique et l'Europe du nord permet de rencontrer des oiseaux dans ce marais à toutes les saisons, hivernants, migrateurs ou nicheurs.

Ce marais héberge un grand nombre d'espèces d'intérêt communautaire comme, par exemple, parmi les mammifères, la loutre et le vison d'Europe, parmi les insectes coléoptères, la rosalie des Alpes, parmi les reptiles, la cistude d'Europe, parmi les oiseaux, la cigogne blanche, la barge rousse, le héron pourpré ou le busard des roseaux (Kania, 2012).

L'habitat d'intérêt communautaire dominant, et qui nous intéresse ici, est celui des prairies sub-halophiles thermo-atlantiques (Habitat EUR 1410-3) (Bensettiti *et al*., 2004 ; Terrisse, 2012). La fiche Habitat précise : « Prairies sur sols argileux-saumâtres formés d'alluvions flandriennes. La composition floristique de l'habitat varie suivant l'hydromorphie du sol, sa salinité et selon la gestion. L'aire de répartition étendue (marais de Brouage) sur laquelle se développe cet habitat confère à ses faciès une grande diversité. »

4. Flore et végétation des prairies

La synthèse présentée ici s'appuie sur des relevés floristiques phytosociologiques (Braun-Blanquet, 1932) ou agronomiques avec la méthode des poignées (de Vries & de Boer, 1959), des analyses de la salinité du sol mesurée par la conductivité électrique du sol (exprimée en mS/cm) et des suivis de niveaux d'eau de submersion (Bouzillé *et al*., 2001).

4.1. Les marais gâts

Le microrelief typique d'anciennes salines (Photo 1) associé à des sols argileux, crée des environnements plus ou moins hygrophiles, avec des bosses jamais submergées et bien ressuyées du fait de leur morphologie en dôme, et des jas plus ou moins longuement inondés en hiver et au printemps. Sur ce relief vient donc se caler une diversité de communautés végétales, à la fois mosaïque d'habitats pour la faune et mosaïque de ressources fourragères. La composition de ces différentes communautés végétales est étroitement liée au degré d'inondation, à la salinité résiduelle de ces sols issus de la mer, ainsi qu'à l'effet des pratiques agricoles. Chaque parcelle est composée de plusieurs jas et bosses ce qui engendre une grande hétérogénéité spatiale intra-parcellaire. A cette hétérogénéité intra-parcellaire vient s'ajouter une diversité inter-parcellaire à l'échelle du territoire de marais qui est la base de la richesse biologique exceptionnelle de ces milieux. Elle est liée au fait que les pratiques d'élevage peuvent varier d'une parcelle à l'autre, de même que la gestion hydraulique ou le fonctionnement hydraulique naturel des jas, connectés au réseau hydraulique collectif ou non.

L'eau étant la première contrainte de sélection des espèces végétales dans cette zone humide, on peut distinguer trois grands types de communautés prairiales présentes à Brouage : des communautés mésophiles, méso-hygrophiles et hygrophiles (Figure 2).



Photo 1 : Troupeau bovin pâturant une ancienne saline, au printemps (Crédit photo : Eric Kernéïs).

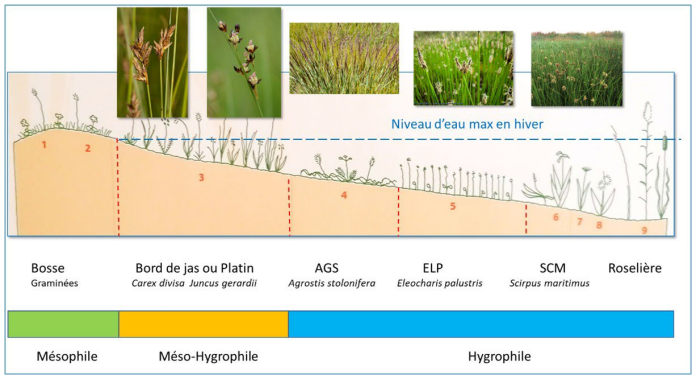


Figure 2 : Répartition schématique des principales communautés végétales et espèces dominantes le long du gradient topographique et d'hydromorphie associé.

Une communauté mésophile[3] se développe sur les zones jamais submergées sur les parcelles, donc principalement sur les bosses. Cependant, le sol, argileux, est tout de même gorgé d'eau de pluie en hiver mais se ressuie rapidement au printemps du fait du relief en dôme.

Cette prairie mésophile regroupe une vingtaine de graminées, une quinzaine de légumineuses et quelques autres dicotylédones comme des oenanthes, des renoncules ou des pâquerettes.

Les graminées sont les plus abondantes, les légumineuses sont nombreuses mais peu représentées et les autres dicotylédones sont dispersées.

Certaines graminées appartiennent au fond prairial classique national comme le dactyle aggloméré, le ray-grass anglais, la crételle des près ou la houlque laineuse mais aussi des espèces plus typiques de ces milieu argileux littoraux comme l'orge faux-seigle (*Cf.* Tableau 1).

Lorsque la pression de pâturage est élevée au printemps, elle va sélectionner des dicotylédones à feuilles en rosette et des graminées comme le ray-grass anglais, qui sont adaptées à une défoliation et un piétinement important, et a un sol enrichi par les déjections animales, avec pour corollaire un appauvrissement de la richesse spécifique.

Sur les bordures de jas ou sur quelques parcelles plates, les « platins », où l'inondation dure de 1 à 3 mois avec seulement quelques cm d'eau, se développent deux communautés méso-hygrophiles dominées par des joncs et des carex. Sur les sols doux (1 mS/cm) se développe une communauté à carex divisé[4] et sur les sols salés (4 mS/cm), une communauté à jonc de Gérard[5]. La salinité très élevée de ces secteurs méso-hygrophiles est entretenue par le piétinement des animaux (Bouzillé et Tournade, 1994) et le jonc de Gérard est accompagné de plantes à rosettes, comme le plantain corne-de-cerf, de l'orge maritime, du parapholis maigre, de la puccinellie maritime et des salicornes annuelles, comme sur les prés salés, alors que ces marais n'ont pas été en contact avec la mer depuis des siècles.

Dans la communauté à carex divisé, celui-ci est accompagné de brome racémeux, de pâturin commun, d'orge faux-seigle et de chiendent rampant. En cas de sous-pâturage ou d'abandon, le chiendent devient dominant.

[3] Association végétale : *Carici divisae-Lolietum perennis* de Foucault (1984)

[4] *Caricetum divisae* Br.-Bl. (1931)

[5] *Alopecuro bulbosi - Juncetum gerardii* Bouzillé (1992)

Plusieurs communautés hygrophiles se succèdent ensuite le long du gradient topographique en fonction de la durée et de la hauteur de submersion hivernale et printanière.

Dans les secteurs submergés de 3 à 6 mois avec 10 cm d'eau, une graminée hygrophile domine, l'agrostis stolonifère[6] accompagnée par le vulpin bulbeux, l'oenanthe fistuleuse et la renoncule à feuilles d'ophioglosse, espèce protégée au niveau national mais très fréquente et abondante dans ce marais.

Dans les secteurs inondés plus de 6 mois avec 15 cm d'eau on trouve deux communautés végétales, l'une dominées par une petite cypéracée, l'éléocharis des marais[7], sur les sols doux (2 mS/cm), l'autres dominée par une grande cypéracée, le scirpe du littoral[8], sur les sols encore marqués par l'accumulation de sel dans les jas pendant des dizaines d'années (4 mS/cm).

Enfin, dans les secteurs inondés jusqu'à 9 mois dans l'année avec 20 cm d'eau, on retrouve des zones marécageuses à base d'Iris des marais, de butome en ombelle, de rubanier rameux ou des roselières à roseau commun ou à massette à feuilles étroites. Le roseau commun va progressivement envahir tous les secteurs hygrophiles en cas de sous pâturage ou d'abandon.

Tableau 1 : Correspondance des noms français et noms latins des principales espèces citées (référence bdtfx, Tela Botanica, 2025) et répartition dans les communautés végétales plus ou moins hygrophiles. 1 - *Carici divisae-Lolietum perennis*, 2 - *Caricetum divisae*, 3 - *Alopecuro bulbosi-Juncetum gerardii*, 4 - *Ranunculo ophioglossifolii-Oenanthetum fistulosae*, 5 - *Heleochareto-Hippuridetum*, 6 - *Scirpetum maritimi compacti*, 7 - zone marécageuse et roselières.

		1	2	3	4	5	6	7
Nom français normalisé	**Nom latin**	**CDI-LOL**	**CDI**	**JGE**	**AGS**	**ELP**	**SCM**	**Roselière**
Dactyle aggloméré	*Dactylis glomerata* L.	o						
Ray-grass anglais	*Lolium perenne* L.	o						
Crételle des prés	*Cynosurus cristatus* L.	o						
Houlque laineuse	*Holcus lanatus* L.	o						
Iris de Reichenbach	*Iris reichenbachiana* Klatt	o						
Fromental élevé	*Arrhenatherum elatius* (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	o						
Salsifis à feuilles de poireau	*Tragopogon porrifolius* L.	o						
Lychnis fleur-de-coucou	*Lychnis flos-cuculi* L.	o						
Orge faux-seigle	*Hordeum secalinum* Schreb.	o	o	o				
Carex divisé	*Carex divisa* Huds.	o	o					
Brome racémeux	*Bromus racemosus* L.	o	o					
Pâturin commun	*Poa trivialis* L.	o	o					
Chiendent rampant	*Elytrigia repens* (L.) Desv. Ex Nevski	o	o					
Orchis à fleurs lâches	*Anacamptis laxiflora* (Lam.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase		o					
Jonc de Gérard	*Juncus gerardi* Loisel.		o	o				
Plantain corne-de-cerf	*Plantago coronopus* L.			o				
Orge maritime	*Hordeum marinum* Huds.			o				

[6] *Ranunculo ophioglossifolii - Oenanthetum fistulosae* de Foucault (1984)

[7] *Heleochareto - Hippuridetum vulgaris* Passarge (1955)

[8] *Scirpetum maritimi compacti* (Van Langendonck) Beeft. (1957)

Parapholis maigre	*Parapholis strigosa* (Dumort.) C.E.Hubb.			o				
Puccinellie maritime	*Puccinellia maritima* (Huds.) Parl.			o				
Salicornes annuelles	*Salicornia spp.*			o				
Vulpin bulbeux	*Alopecurus bulbosus* Gouan			o	o			
Agrostis stolonifère	*Agrostis stolonifera* L.				o			
Oenanthe fistuleuse	*Oenanthe fistulosa* L.				o			
Renoncule à feuille d'ophioglosse	*Ranunculus ophioglossifolius* Vill.				o			
Eléocharis des marais	*Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult.					o		
Scirpe du littoral	*Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla						o	
Iris des marais	*Iris pseudacorus* L.							o
Butome en ombelle	*Butomus umbellatus* L.							o
Rubanier rameux	*Sparganium erectum* L.							o
Roseau commun	*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud.							o
Massette à feuilles étroites	*Typha angustifolia* L.							o

4.2. Les marais plats

On retrouve dans les grandes lignes les mêmes communautés dans les marais plats, calquées sur un gradient de moindre ampleur verticale, avec cependant quelques différences notables. Ces parcelles peuvent être fauchées, avec une communauté mésophile un peu différente[9], où le chiendent rampant peut-être dominant, accompagné de fromental élevé, de salsifis à feuilles de poireau et de lychnis fleur-de-coucou. Cependant, comme ces parcelles sont pâturées après la fauche (valorisation des regains) beaucoup d'espèces de la communauté exclusivement pâturée ou exclusivement fauchée se retrouvent ensemble dans cette situation mixte de fauche/pâture. D'autre part, les zones méso-hygrophiles piétinées à jonc de Gérard disparaissent en cas de fauche exclusive ou de trop faible chargement (Tournade & Bouzillé, 1995). Enfin, la communauté à scirpe du littoral est moins présente car le sol est moins salé, n'ayant pas subi l'effet de la saliculture.

4.3. Quelques espèces d'intérêt patrimonial

Quel que soit le degré d'hygrophilie de la communauté végétale, outre l'intérêt de ces habitats pour héberger une diversité d'espèces végétales adaptées à ces conditions de milieux, certaines espèces présentent un intérêt patrimonial comme l'iris de Reichenbach, un iris bleu poussant sur les bosses, l'orchis à fleurs lâches se développant en zone méso-hygrophile, la renoncule à feuilles d'ophioglosse dans l'hygrophile supérieur ou le butome en ombelle dans l'hygrophile inférieur.

Chaque parcelle de prairie naturelle et le territoire du marais dans son ensemble sont donc composés d'une mosaïque d'une multitude de communautés végétales déterminées par l'hydromorphie, la salinité du sol et la pratique d'élevage. Si cette diversité d'habitats étroitement entremêlés est la source de l'intérêt de ce marais du point de vue de la biodiversité, qu'en est-il de son intérêt pour l'élevage ?

5. Intérêt fourrager de cette diversité de ressources pour l'élevage

Cette diversité de communautés végétales et leurs évolutions phénologiques saisonnières constituent également une mosaïque spatiale et temporelle de ressources fourragères.

[9] Trifolio squamosi - Oenanthetum silaifoliae de Foucault (1984)

Cette synthèse repose sur des analyses fourragères de la valeur nutritive des espèces ou des communautés (Kernéïs, 2006 ; Deniaud *et al*., 2020), des suivis de la structure verticale de la végétation et de son état via la méthode des unités physionomiques de végétation (Mathieu & de Vaubernier, 1988 ; Kernéïs *et al*., 2002), et d'observation directe du comportement des bovins au pâturage par « scan sampling » (observation d'un grand nombre d'animaux par comptages et localisations intermittents réguliers, Altmann, 1974 ; Kernéïs *et al*., 2022).

5.1. Contexte fourrager local

Resituons tout d'abord le contexte fourrager local des marais littoraux atlantiques (Kania, 2012).

Les fermes utilisant le marais pour l'élevage de bovin sont généralement des structures de polyculture-élevage avec une partie de la Surface Agricole Utile sur les « terres-hautes », la plaine voisine, et une proportion très variable de terres de marais. Les sièges d'exploitation peuvent être en bordure de marais ou plus ou moins loin, jusqu'à 30 km, avec un impact direct sur le mode d'utilisation du marais et l'implication de l'éleveur dans la vie locale. La plupart des éleveurs ont souscrit des contrats de MAEC[10] pour ces terres de marais. Les prairies de marais sont peu ou pas fertilisées.

Le marais n'est pas pâturé en hiver car le sol argileux, gorgé d'eau, n'est pas portant. Les animaux sont donc en stabulation, généralement de novembre à mars, pour ne pas détériorer le sol et la végétation.

La mise à l'herbe dans le marais se passe autour du 1er avril, le sol devient portant sur les parties mésophiles et la végétation profite des températures favorables et de la pluviométrie suffisante pour littéralement « exploser » d'avril à juin. Les prairies sont alors exploitées en pâturage tournant, avec un lot d'animaux sur plusieurs parcelles contiguës, qui changent de prairie tous les 15 jours.

Fin juin, la sécheresse estivale caractéristique du centre atlantique se fait sentir, l'herbe s'arrête de pousser et sèche sur pied, formant ce qu'on appelle un « paillasson » sur les parties mésophiles et méso-hygrophiles. Certains éleveurs retirent des animaux du marais, d'autres leur apportent du foin, la plupart ouvre les barrières et pratique un pâturage continu sur 3 à 4 parcelles voisines.

L'herbe reverdira et repoussera un peu à l'arrivée des pluies en octobre. Puis les animaux sont généralement rentrés en stabulation au 1er novembre.

Le chargement moyen annuel sur les prairies de marais est en général inférieur à 1 UGB/ha (Kania, 2012).

5.2. Intérêt fourrager des diverses communautés

Dans ce contexte fourrager général, les bosses du marais de Brouage présentent l'intérêt de produire de l'herbe et d'être portantes plus tôt que les communautés mésophiles de marais plats voisins du fait de leur topographie qui permet au sol de se ressuyer plus tôt. Une mise à l'herbe sur les bosses dès le 15 avril est envisageable. Toutes les espèces mésophiles sont consommées sauf quelques renoncules. Cependant, la graminée la plus abondante, l'orge faux-seigle est refusée par les bovins après son épiaison mi-mai. Certains éleveurs préfèrent donc avoir un chargement instantané plus élevé (jusqu'à 5 UGB/ha) en début de saison (avril, mai) pour contrôler l'épiaison de l'orge, sous peine de voir apparaître des refus qui ne redeviendront consommables qu'à l'automne, après la chute des épis. Mais ces refus de printemps peuvent également être intéressants pour fournir du « foin sur pied », ressource riche en fibres au moment des repousses d'automne, riches en azote, pour équilibrer la ration des animaux.

Un chargement plus important au printemps permet de produire de l'herbe de meilleure qualité, riche en azote et pauvre en fibres, au détriment de la diversité floristique. Fin juin, les bosses sont grillées par la

[10] Mesures agro-environnementales et climatiques

sécheresse et ne reverdiront qu'à la faveur de l'arrivée des pluies d'automne mais avec peu ou pas de volume de repousse. La production printanière, sans fertilisation, est de l'ordre de 4 à 5 tMS/ha.

En secteur méso-hygrophile, le carex divisé pose problème dans les zones où il domine. Ce carex est refusé par les bovins après l'épiaison, qui a lieu début avril. Les éleveurs qui en ont beaucoup sur une parcelle, comme sur un platin, doivent le faire pâturer en premier dans leur rotation, dès fin mars si possible, pour les faire consommer et maintenir les repousses à un stade végétatif appétant.

Les secteurs à jonc de Gérard sont très appétents toute la saison car salés, mais la salinité du sol limite la croissance de la végétation qui produit très peu et sèche peu de temps après les bosses. Sur les secteurs les plus piétinés, l'orge maritime peut devenir abondant et il sera lui aussi refusé après son épiaison début juin.

Les zones hygrophiles supérieures, à agrostis stolonifère, produisent peu mais restent de bonne qualité jusqu'à fin juin, période de floraison de l'espèce. Cette espèce présente également l'intérêt de repartir en croissance, avec des repousses végétatives, à la moindre pluie d'orage et de fournir une ressource de qualité en juillet.

Les éléocharis sont peu appétents mais restent verts et consommables tout l'été, et constituent des zones de couchage fraîches appréciées pendant les chaleurs estivales.

Les scirpes du littoral quant à eux sont à leur maximum de développement en juillet et août et représentent un volume de fourrage très important et très apprécié des bovins en été.

Enfin, les roselières à phragmites, en bordure de fossés ou dans certains jas sous pâturés, constituent une ressource importante (environ 10 tMS/ha) et encore de bonne qualité jusqu'en août.

5.3. Valeur nutritive de l'herbe

Les teneurs en matières azotées totales (MAT) et en cellulose brute (CB) d'échantillons récoltés dans les différentes communautés végétales à différentes périodes du printemps et de l'été (Figure 3) sont comparables à celles d'autres prairies plus ou moins humides des marais de la vallée de la Loire, entre l'estuaire et Angers (Deniaud *et al*., 2020). Ces valeurs sont comparables également à celles d'autres prairies françaises non fertilisées (Launay *et al*., 2011). Ces prairies de zones humides ont donc un potentiel qui est loin d'être ridicule comparé aux autres prairies naturelles gérées de façon comparable, contrairement à beaucoup d'idées reçues.

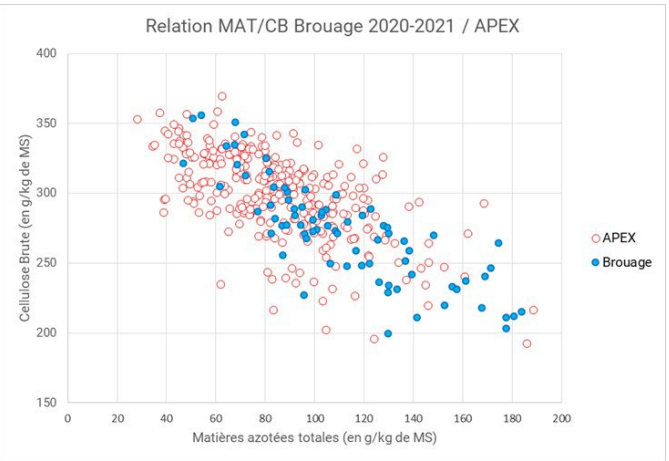


Figure 3 : Répartition des valeurs en cellulose brute et matières azotées totales des échantillons prélevés à Brouage sur les diverses communautés végétales en 2020 et 2021 (Kernéïs et al., 2022) située au sein des valeurs recueillies sur un panel de prairies de fauche des marais de la partie inférieure de la Loire dans le cadre du projet APEX (Deniaud et al., 2020).

5.4. Utilisation par les animaux au pâturage

Des suivis de comportement des bovins au pâturage dans ce marais (Kernéïs, 1986 ; Kernéïs *et al*., 2022) nous ont permis de confirmer que ces animaux savent exploiter la disponibilité temporelle de ces différentes ressources et de leur qualité avec les bosses privilégiées au printemps puis une exploitation progressive des jas qui restent verts et produisent plus tard au cours de l'été.

5.5. Valeur d'usage de ces prairies

Au-delà de la valeur nutritive de la végétation et de son utilisation par les animaux, nous avons analysé la valeur d'usage que ces parcelles représentent pour les éleveurs dans le cadre d'un projet mené avec Scopéla[11] et le Réseau Pâtur'Ajuste[12]. Six fermes utilisant le marais de Brouage ont été enquêtées et intégrées au réseau de prairies humides de Pâtur'Ajuste mobilisé pour produire le guide technique : « Donner de la valeur par l'usage à chacune de ses parcelles : un ouvrage construit à partir d'un recueil de savoir-faire d'éleveurs en milieux humides » (Cadars *et al*., 2021). Ces prairies sont appréciées par la précocité de la végétation des bosses et les ressources utilisables en été dans les jas, en complément d'autres marais plats et des terres hautes.

6. Conclusion et perspectives

La très grande hétérogénéité de ce marais, héritée de sa vocation première salicole, en fait un territoire d'intérêt exceptionnel pour la biodiversité. Il est reconnu que l'élevage extensif est garant du maintien de cette richesse biologique. L'élevage entretient notamment la diversité des habitats en contrôlant, par la fauche ou le pâturage, l'équilibre entre les espèces végétales face à une tendance vers une homogénéisation des habitats en cas d'abandon.

Si l'élevage est un atout pour la biodiversité de ce marais, la diversité des habitats est également un atout pour l'élevage puisqu'elle constitue une diversité spatiale et temporelle de ressources fourragères. Les végétations mésophiles sont « précoces » et les végétations hygrophiles sont « tardives » avec un intérêt fourrager comparable mais pour différentes périodes.

Les bovins savent exploiter cette diversité et complémentarité des ressources dans un contexte de sécheresse estivale. Ces ressources sont en partie « pilotables » par la gestion pastorale et la gestion hydraulique.

Cette diversité et hétérogénéité des ressources fourragères dans le marais confèrent à l'élevage qui l'utilise une certaine résilience face aux variations climatiques qui vont se renforcer dans le contexte du changement climatique en cours. Et ces questions d'adaptation aux changements climatiques de ces marais à travers l'évolution des pratiques de gestion de l'eau et des pratiques agricoles font l'objet de deux programmes de recherche en cours.

Le premier est un programme TETRAE[13] intitulé MAVI : Maintenir des marais vivants face au changement climatique (2023-2028) piloté par l'INRAE de Saint-Laurent-de-la-Prée. Son volet 1 a notamment pour objet l'étude de l'effet de la gestion hydraulique sur la végétation des prairies, la biodiversité animale, la valeur fourragère et le bilan carbone de ces divers habitats prairiaux et des fossés. Il concerne 5 sites expérimentaux dans le marais poitevin et les marais charentais, dont un sur le marais de Brouage.

Le second, intitulé « Brouage : un observatoire intégré le long d'un continuum terre-mer d'un socio-écosystème en transition face aux changements globaux » (2025-2027). Piloté par le laboratoire LIENSs de l'Université de La Rochelle, il explorera notamment le risque de submersion marine et l'évolution annoncée du trait de côte, de même que l'évolution des pratiques de gestion hydraulique

[11] SCOPELA est une structure de conseil, de formation et d'accompagnement des acteurs de l'élevage et de l'environnement. https://www.scopela.fr/

[12] www.paturajuste.fr

[13] Transition en territoires de l'agriculture, l'alimentation et l'environnement, est un programme de recherche, cofinancé par INRAE et 8 Régions françaises, qui vise à stimuler une recherche finalisée et ancrée sur des partenariats pour répondre aux grands enjeux agricoles, alimentaires et environnementaux propres à chacune des régions.

collective des acteurs locaux et de ses conséquences sur les prairies naturelles, leurs flore et valeur fourragère sur des unités de gestion hydraulique de plusieurs centaines d'hectares.

Si ce marais, constitué principalement d'anciennes salines comme le Marais breton-vendéen, est original au sein des marais littoraux atlantiques, les données recueillies sur les communautés végétales que l'on retrouve avec une intrication moins forte dans les autres marais, permet d'alimenter les réflexions sur la conciliation entre objectifs de biodiversité et la valorisation agricole par l'élevage de ces zones humides exceptionnelles, dans un contexte de changement climatique, sur tous les marais atlantiques et même au-delà.

Éthique

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 étayent 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.

ORCIDs des auteurs

Eric Kernéïs - 0000-0003-3283-802X

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.

Références bibliographiques

Altmann J., 1974. Observational study of behavior: Sampling methods. Behaviour, 49(3), 227-266.

Bensettiti F., Bioret F., Roland J., Lacoste J.-P. (coord.), 2004. 1410-3 - Prairies subhalophiles thermo-atlantiques. In: « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 2 - Habitats côtiers. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris : 227-228.

Bouzillé J.-B., Kernéïs E., Bonis A., Touzard B., 2001. Vegetation and ecological gradients in abandoned salt pans in western France. Journal of Vegetation Science 12, 269-278. ⟨hal-02676617⟩

Bouzillé J.-B., Tournade F., 1994. Blocage séculaire d'une succession végétale dans les marais de l'ouest de la France. Comptes-rendus de l'Académie des Sciences. Sciences de la vie, 317(6), 571-574.

Braun-Blanquet, J., 1932 - Plant sociology. (translation by H.S. Conard, G.D. Fuller). 18 + 439 p. Mac Graw-Hill Book Co. Inc. New York. https://archive.org/details/plantsociologyst00brau

Cadars V., Agreil C., Mestelan P., Mihout S., Boillot M., Kernéïs E., 2021. Donner de la valeur par l'usage à chacune de ses parcelles, un ouvrage construit à partir d'un recueil de savoir-faire d'éleveurs en milieux humides. Guide technique du Réseau Patur'Ajuste, SCOPELA, INRAE : 96 p.

CARA, CARO, CCBM, 2021. Etude d'opportunité pour la création d'un Parc Naturel Régional sur les marais du littoral charentais. Communauté d'Agglomération Royan Atlantique, Communauté d'Agglomération Rochefort Océan, Communauté de Communes du Bassin de Marennes, 138 p. + Annexes.

de Vries, D. M., de Boer TH. A., 1959. Methods used in botanical grassland research in the Netherlands and their application. Herbage Abstracts. 29, No. 1.

Deniaud C., Lannuzel A., Kernéïs E., Bonis A., Launay F., Sigwalt A., Delobel L., 2020. APEX : Amélioration des performances de l'élevage extensif dans les marais et les vallées alluviales. Innovations agronomiques, 79 : 441-454. ⟨hal-03209736⟩

Kania G., 2012. Document d'objectifs Natura 2000 des sites ZPS FR 5410028 « Marais de Brouage-Oléron » et ZSC FR 5400431 « Marais de Brouage (et marais nord d'Oléron) » - Communauté de Communes du Bassin de Marennes, 235 p.

Kernéïs E., 2006. Dynamique des couverts prairiaux en marais : significations fourragère et environnementale. In: « élevages et prairies en zones humides », Collection « Paroles des Marais Atlantiques », Æstuaria, 8, 211-222. ⟨hal-02655244⟩

Kernéïs E., Chevallier C., Pons Y., 2007. Production prairiale, gestion de l'eau et conflits d'usage dans les marais de l'ouest : l'été est-il une période clé ? Fourrages 191, 323-335. ⟨hal-02654579⟩

Kernéïs E., Faure P., Primas J., Montillard T., Mialhe C., 2022. Caractérisation et utilisation de la ressource fourragère sur le marais de Brouage. Séminaire de restitution, Expérimentation nationale « Préservation de l'Élevage Extensif en Milieux Humides », Grande Arche de La Défense, 15 mars 2022. ⟨hal-03898829⟩

Kernéïs E., Havet A., Pons Y., Mathieu A., 2002. Herbage Physiognomic Units: an indicator for grassland management in French Atlantic marshlands. In: "Multi-function grasslands: Quality forages, animal products and landscapes », Proceedings of the 19th General Meeting of the European Grassland Federation, La Rochelle, France, 27-30 May 2002, Durand J.-L., Emile J.-C., Huyghe C. et Lemaire G. Eds., 796-797. ⟨hal-02763501⟩

Launay F. (Dir.), Baumont R., Plantureux S., Farrié J.-P., Michaud A., Pottier E., 2011. Prairies permanentes : des références pour valoriser leur diversité. Institut de l'Élevage, pp.128, 978-2-36343-000-7. ⟨hal-02811364⟩

Mathieu A., De Vaubernier E., 1988. Physionomic description of sward heterogeneity as an indicator for grazing management diagnosis. Proc. 12th Gal. Meeting Eur. Grass. Fed., Dublin, Ireland, 4-17 july, 312-316.

Papy L., 1935. Brouage et ses marais. Revue Géogr. Pyrénées et Sud-Ouest, Tome VI, 281-323.

Tela Botanica, 2025. Base de données des Trachéophytes de France métropolitaine et régions avoisinantes (bdtfx). https://www.tela-botanica.org/projets/referentiel-des-tracheophytes-de-metropole-isff-bdnff-bdtfx-taxref/

Terrisse J., 2012. Prés salés méditerranéens et thermo-atlantiques. Guide des habitats naturels du Poitou-Charentes, Poitou-Charentes Nature, Fiche 5 : 18-20.

Tournade F., Bouzillé J.-B., 1995. Déterminisme pédologique de la diversité végétale d'écosystèmes prairiaux du Marais Poitevin : Application à la définition d'une gestion agri-environnementale. Étude et Gestion des Sols 2 (1), 57-72.

Pour citer cet article : Eric Kerneis. Les prairies du marais de Brouage en Charente-Maritime : une ressource pour l'élevage et la biodiversité. Innovations Agronomiques, 2025, 104, pp.67-78. 10.17180/ciag-2025-vol104-art06

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

Concevoir et évaluer des systèmes d'élevages favorables à la biodiversité : exemple d'un projet d'étudiant(e)s

Justine FAURE[1], Lucile MONTAGNE[1], Maylis DUMINIL[2], Lorraine DAUNY[2], Lucie GONTIER[2], Manon CHEVALIER[2], Lou-Ann BARRIER[2]

1 PEGASE, INRAE, Institut Agro, 35590, Saint Gilles, France

2 L'Institut Agro Rennes Angers, 35042 Rennes Cedex, France

Correspondance : justine.faure@institut-agro.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art07

Résumé

L'article présente un projet réalisé à l'Institut Agro Rennes Angers pour des élèves ingénieurs agronomes et master 2 en productions animales. Le dispositif pédagogique réalisé sur 24h vise à concevoir des systèmes d'élevage résilients, acceptables et qui favorisent la biodiversité. L'objectif était de développer des compétences en analyse systémique et pour l'évaluation multicritères grâce à un projet collaboratif. Les étudiants ont utilisé des LEGO® pour modéliser des systèmes d'élevage et définir les transformations d'une ferme polyculture-élevage située dans le bassin rennais. Deux scénarios ont été proposés et évalués grâce à une grille créée par les étudiant(e)s. Les résultats montrent un renforcement des liens avec la société et de la biodiversité. Le retour d'expérience des enseignantes souligne l'importance de l'apprentissage par projet et la nécessité d'adapter l'enseignement aux profils des étudiants.

Mots-clés : évaluation multicritères, élevages, biodiversité, pédagogie

Abstract: Designing and evaluating livestock farming systems that promote biodiversity: an example of a student project

The article presents a project carried out at Institut Agro Rennes Angers for agronomy engineering students and second-year master's students specializing in animal production. The 24-hour pedagogical framework aimed at designing resilient and acceptable livestock systems that promote biodiversity. The objective was to develop skills in systemic analysis and multicriteria assessment through collaborative work. The students used LEGO® to model livestock systems and evaluate transformation scenarios for a mixed farming operation in the Rennes region. Two scenarios were proposed and assessed using a grid created by the students. The results show that the scenarios strengthen the connection between society and biodiversity. The feedback from teachers highlights the importance of project-based learning and the need to adapt teaching to students' profile.

Keywords: multicriteria assessment, livestock farming, biodiversity, education

1. Introduction

Les élevages sont l'objet de remise en cause de par leur contribution à la production de gaz à effet de serre et à la perte de biodiversité qui contribuent tous deux au changement climatique. Toutefois les élevages ont un rôle clé à jouer dans la transition agro-écologique et la conception de systèmes agri-alimentaires sains et durables (Dumont et al., 2013, Ryschawy et al., 2019). Pour ce faire, les élevages de demain doivent permettre la production de biens et de services tout en minimisant leurs impacts environnementaux, en étant économiquement viable pour les personnes qui y travaillent et acceptables par la société, en particulier au regard du bien-être animal et de la qualité des produits. La conception de systèmes d'élevages répondant à ces enjeux multiples nécessite des compétences nouvelles de la

part des acteurs du monde agricole. Ces compétences sont notamment la capacité à mettre en œuvre une démarche systémique, impliquant de travailler avec des objets complexes et en perpétuelle évolution, dans un contexte de transition agricole et alimentaire (Gaborieau and Vidal, 2022). Ainsi les formations des futurs acteurs de l'agriculture et des élevages, telles que celles conduisant à l'obtention d'un diplôme d'ingénieur agronome ont pour objectifs, en plus de l'apport de connaissances biotechniques, de développer les capacités des futurs diplômés à les intégrer dans des problématiques interdisciplinaires, grâce à des expériences d'apprentissage (Duchesne, 2010). Elles visent aussi à fournir aux étudiants, des outils et méthodes pour le diagnostic, l'innovation (pensée en rupture, créativité, évaluation des conséquences), le travail collaboratif et la communication.

Un dispositif pédagogique innovant et s'appuyant sur des situations d'apprentissage concrètes et fictives a été développé à L'Institut Agro Rennes-Angers (IARA) au sein de l'unité d'enseignement (UE) « Conception de systèmes d'élevages », construite sur une semaine (24h d'enseignement). Cette UE est proposée aux étudiants en dernière année (niveau M2) de cursus ingénieur agronome de l'IARA souhaitant se spécialiser dans le domaine de l'élevage et aux étudiants de deuxième année de master Sciences de l'Animal pour l'Élevage de Demain (SAED - cohabilitation IARA, Université de Rennes, Oniris).

Cette UE a pour objectif pédagogique de développer les compétences à l'analyse systémique des systèmes d'élevage dans leurs environnements (filière, territoire, système alimentaire). Il s'agit plus particulièrement pour les étudiants 1) d'intégrer les connaissances disciplinaires acquises dans les unités d'enseignements plus disciplinaires (zootechnie, agronomie, économie, écologie, gestion, sciences sociales) et les stages réalisés en amont ; 2) d'expérimenter des outils et des méthodes visant au diagnostic, à la conception et à l'évaluation multicritères des systèmes 3) de renforcer leur capacité au travail collaboratif, à la conduite de projet et à la communication. L'UE est basée sur la réalisation d'un projet collectif visant à imaginer et à évaluer des scénarios de transformation d'une exploitation polyculture-polyélevage.

Cet article a pour objectif de présenter et de faire un retour d'expérience partagé entre les enseignantes organisatrices et animatrices de la semaine et les étudiant(e)s qui ont suivi cet enseignement lors de l'année scolaire 2024-25.

2. Démarche

L'unité d'enseignement, d'une durée de 24h affichées à l'emploi du temps, s'est déroulée du 7 au 11 octobre 2024. Elle a été suivie par 19 étudiant(e)s. Les étudiant(e)s ont suivi en amont de cette UE 8h de cours théoriques et pratiques sur l'évaluation multicritères de la durabilité des élevages.

2.1. Programme et modalités pédagogiques

2.1.1. Objectifs de l'unité d'enseignement et compétences visées

L'UE est basée sur la réalisation d'un projet qui vise à concevoir des systèmes d'élevages viables, résilients, acceptables, favorisant la biodiversité et intégrés dans un système d'alimentation durable. L'exposé du problème est volontairement large afin que les étudiants s'approprient et définissent les différents termes. La réalisation de ce projet permet aux étudiants d'expérimenter différentes méthodes de travail, collaborative et créative. Une participation active est suscitée pour favoriser l'appropriation des concepts, pour les rendre acteurs de leur formation, et pour leur permettre de tester des postures différentes au sein des collectifs.

Le projet est réalisé lors de 6 séances de travaux dirigés (TD) (Figure 1). Les apports théoriques sont complétés par la mise à disposition de ressources bibliographiques et par une conférence spécifique sur l'évaluation de la biodiversité des systèmes d'élevage (Corson et al., 2023, Mondière et al., 2024). L'introduction du module rappelle les principes de l'innovation de Schumpeter, les notions de théorie du

changement (Van Es et al., 2015), et leur processus de développement (Ingrand et al., 2014), de résilience et d'adaptation (Sauvant and Martin, 2010). Elle permet de présenter les consignes des différentes séances de TD. Elle est suivie par une présentation synthétique d'un panel d'outils et de méthodes permettant de favoriser l'ouverture et la créativité, de favoriser le suivi de projet, le diagnostic, l'é'évaluation et la conception innovante. Une plateforme numérique (moodle) permet aux enseignantes de mettre à disposition les différentes ressources et de collecter les livrables que doivent rendre les étudiant(e)s à l'issue de chaque séance de TD.

Ce travail a fait l'objet d'une présentation par les étudiants au Carrefour de l'Innovation sur le thème « Élevages herbivores : les apports de la biodiversité, des sols aux territoires » qui a eu lieu à Rennes en décembre 2024.

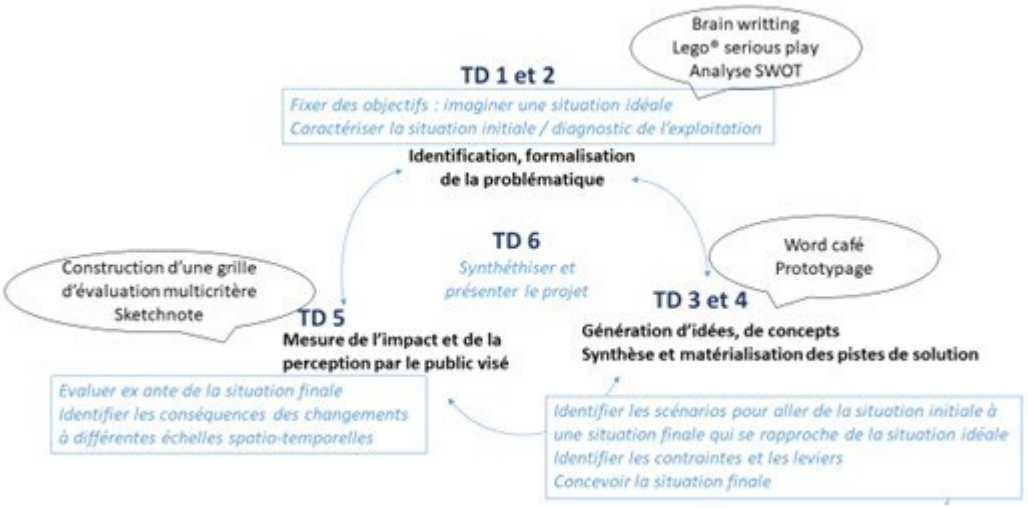


Figure 1 : Organisation et objectifs des travaux dirigés, méthodes et outils testés

2.2.1. Méthode pédagogique active et créative à partir de LEGO®

La représentation en 3D permise par les LEGO® est reconnue pour donner un cadre pour exprimer et modéliser des idées collectivement (James, 2015, Ganiyu et al., 2025). C'est une méthode créative et inclusive qui est utilisée pour modéliser les systèmes d'élevage (Ryschawy et al., 2021). Après des exercices d'échauffement simples et ludiques, les étudiant(e)s utilisent les briques pour porter une réflexion collective dans une configuration où chacun peut exprimer son point de vue et l'expliquer aux autres, en offrant un espace de parole libre de jugement. Les briques sont des outils abstraits qui facilitent l'incarnation des idées dans des objets concrets qui font partie de l'environnement des élevages.

Les LEGO® sont utilisés dans cette UE lors de travaux en sous-groupe (6 étudiants maximum/ groupe). Les enseignantes posent un défi aux étudiant(e)s, qui construisent leurs réponses en un temps imparti, puis partagent leurs réponses en réfléchissent ensemble à la production réalisée. En construisant, en déconstruisant et en faisant évoluer la représentation tout au long de la semaine, la méthode donne une place au droit à l'erreur. Elle illustre qu'il n'y a pas une seule bonne réponse face aux défis posés pour la transition des systèmes d'élevage. Ainsi, les étudiant(e)s représentent : les attentes de la société envers l'animal et l'élevage, un système d'élevage idéal, un élevage déjà visité et proposent des représentations permettant de le faire évoluer vers un système d'élevage plus viable, résilient, acceptable, favorisant la biodiversité et intégré dans un système d'alimentation durable.

2.3.1. Organisation du travail et de l'espace

Chaque séance de TD correspond à une étape du cycle de pilotage d'un projet d'innovation. Chaque séance est aussi le support pour expérimenter une nouvelle méthode ou un nouvel outil (Figure 1). Le pilotage de l'ensemble du projet a mobilisé la méthode AGILE impliquant la désignation d'un Scrum Master et d'un Kanban board (Hannola et al., 2013, Hidalgo, 2019).

Chaque séance de TD débute soit par un temps de lecture des ressources bibliographiques, soit par un exercice de respiration favorisant la concentration. Elle est ensuite suivie par un Stand-up, animé par le Scrum Master et les enseignantes pour identifier ce qui a été réalisé lors de la séance précédente.

Toutes les séquences ont lieu dans la même salle de cours qui a été organisée au fur et à mesure de la semaine de la manière suivante. Quatre ilots de travail ont été constitués au centre de la salle : un pour la construction des prototypes LEGO, un pour le travail sur la construction et l'utilisation de la grille d'évaluation, et deux ilots pour le travail sur les deux scenarios. Un « coin bibliographique » est positionné à une extrémité de la salle. Les murs permettent l'affichage d'un parking à question, des règles de vie, des consignes des TD et du tableau de gestion du projet (Kanban board).

L'organisation de l'espace de travail est impulsée par les enseignantes en début de semaine et il évolue au cours de la semaine, par et avec les étudiant(e)s. Cet espace permet de créer un climat de classe, créatif, inclusif et mettant en valeur l'avancement du travail. Il permet de susciter un engagement continu des étudiant(e)s et une appropriation de leur travail collectif.

2.4.1. Présentation et compréhension du cas-concret : un système polyculture élevage du bassin rennais

Le travail de conception était appliqué à un cas concret d'une exploitation en polyculture-élevage (lait, porc, cultures de vente, fruits) située dans le bassin rennais. Les étudiants ont visité cette exploitation au printemps précédent et analysé les résultats techniques des deux ateliers d'élevage. Afin de remobiliser leurs connaissances, il leur est demandé de modéliser l'exploitation et son fonctionnement et d'en faire une analyse des forces, faiblesses, menaces et opportunités (analyse SWOT).

Brièvement, il s'agit d'une EARL unipersonnelle comprenant 3 salariés pour un équivalent de 3,5 UTH. Les objectifs de l'exploitant sont d'optimiser les différents ateliers pour maximiser la valeur ajoutée de la ferme et de limiter sa charge de travail. La surface agricole utile est de 104 ha. L'atelier laitier comprend environ 70 vaches Holstein en lactation (environ 100 UGB) valorisant 50 ha de SFP pour une production de 630 000 L de lait collecté par Lactalis. L'élevage est équipé d'un robot de traite. Respectivement 40 et 30 ha sont dédiés à de la prairie (1,5 ares accessibles / vache laitière) et à la culture de maïs. L'atelier porcin est de type naisseur-engraisseur et comprend 140 truies en 7 bandes avec sevrage à 28 jours. L'éleveur est adhérent à la Cooperl. La totalité des aliments est achetée à l'extérieur. Les porcs mâles ne sont pas castrés, l'usage des antibiotiques est limité et les cases sont aménagées pour favoriser le bien-être. L'assolement dédié aux cultures de vente est de 40 ha (blé et orge). Le bâtiment (caillebotis) a été rénové en 1992. 4 ha sont consacrés à un verger de pommiers et poiriers cultivés sous cahier des charges Agriculture Biologique. Les produits du verger (fruits et jus de fruits) sont commercialisés à hauteur de 40 % en circuit court et 60 % via un grossiste.

2.2. Démarche de construction d'une grille d'évaluation multicritères du système d'élevage

La démarche de construction de la grille d'évaluation est adaptée de Lairez et *al.* (2018) et synthétisée figure 2.

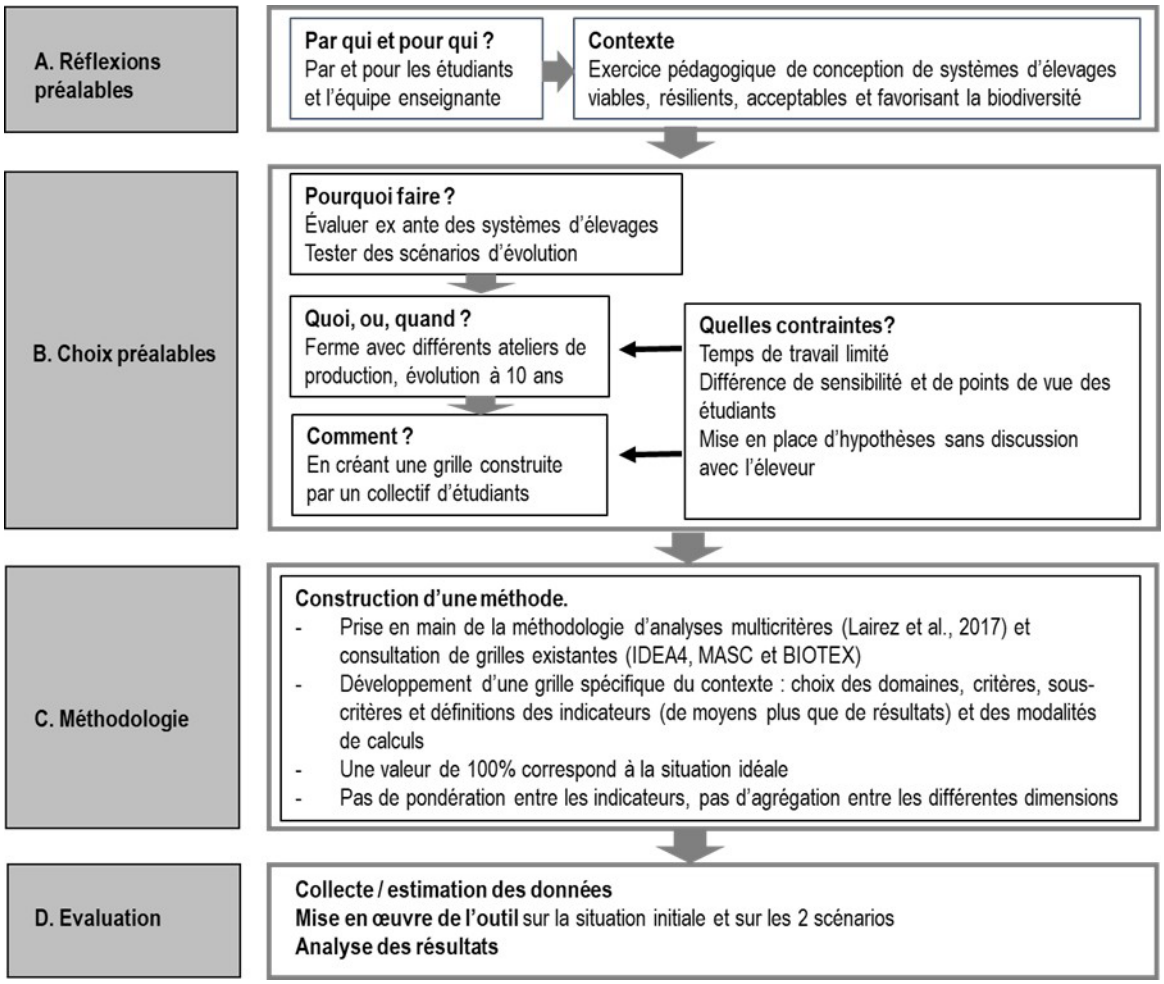


Figure 2 : Adaptation de la démarche générale d'évaluation multicritères d'un système d'élevage (Lairez et al., 2018)

3. Résultats

3.1. Vision d'une exploitation de polyculture-élevage idéale

Pour les étudiants une exploitation idéale est diversifiée (au moins 2 ateliers animaux, cultures de vente pour l'alimentation humaine). La diversité des cultures permet de mieux faire face aux aléas climatiques. Un atelier de transformation et la commercialisation (au moins en partie) des produits via des circuits locaux et courts permet de faire du lien avec les consommateurs et de créer de la valeur ajoutée. La ferme est fortement autonome pour l'alimentation des animaux qui valorisent éventuellement des co-produits dans une logique de circularité. La production d'énergie (panneaux solaires et/ou micro-méthaniseur) limite la dépendance aux énergies fossiles. La valeur ajoutée est optimisée par une baisse des charges (alimentation et énergie) et des prix de vente corrects et stables, garantis par un label qualité et la vente directe, facilitée par la proximité de Rennes. Les revenus suffisent pour faire travailler un collectif important limitant ainsi la quantité de travail et la charge mentale. La ferme contient des infrastructures agro-écologiques (haies notamment).

3.2. Diagnostic de la situation initiale et identification des principaux freins et leviers pour répondre aux objectifs à 10 ans

Les principales forces actuelles de la ferme sont la diversité des activités, la bonne gestion du pâturage (pâturage tournant dynamique), l'implication du gérant dans des réseaux d'éleveurs. Ses principales faiblesses sont la faible diversité des espèces végétales cultivées et naturelles (pas de haies), la difficulté à trouver des salariés (notamment pour l'atelier porcin), le bâtiment pour les porcs (vieillissant, peu lumineux). La principale opportunité est la localisation (bassin de production et de consommation). La dépendance vis à vis des acteurs de l'amont (atelier porcin hors-sol) et de l'aval (circuits longs de commercialisation du lait et des porcs) est considérée comme la principale menace.

3.3. Grille d'évaluation multicritères du système d'élevage

La construction collective de la grille d'évaluation a permis aux étudiants de se confronter à la prise de décision multi-acteurs. La grille traduit leur représentation et leur compréhension de l'approche systémique du système d'élevage dans sa globalité. Les 3 objectifs principaux : être résilient, recréer du lien avec la société et accroître les biodiversités sont déclinés en composantes (Tableau 1). Au total, 48 indicateurs (de moyens et de résultats, quantitatif et qualitatif) ont été créés et calculés à partir des ressources bibliographiques fournies, afin de réaliser une évaluation ex-ante du système (et des scénarios d'évolution). Au stade du recueil des indicateurs, aucune pondération n'a été réalisée. Le nombre d'indicateurs devait être équilibré et représentatif de l'importance de l'objectif de l'évaluation.

Tableau 1 : Caractéristiques de la grille d'évaluation du système d'élevage proposée par les étudiants

OBJECTIFS	INDICATEURS	COMPOSANTES
ÊTRE RÉSILIENT	14 indicateurs	Favoriser l'autonomie du système
		Limiter les impacts environnementaux
		Assurer la viabilité du système
RECRÉER DU LIEN AVEC LA SOCIÉTÉ	20 indicateurs	Répondre aux attentes des consommateurs et des citoyens
		S'ancrer dans le territoire
ACCROITRE LES BIODIVERSITÉS	14 indicateurs	Favoriser la diversité des espèces cultivées/élevées
		Favoriser la diversité génétique
		Favoriser les habitats écologiques
		Développer les pratiques favorisant les biodiversités

Parmi les concepts de la biodiversité agricole (FAO, 2019), le choix a été fait de sélectionner des composantes caractérisant la biodiversité planifiée (choisie par l'éleveur) et la biodiversité associée (qui colonise naturellement l'environnement et dont les ressources sont liées aux pratiques agricoles mises en œuvre) (Petit and Lescourret, 2019). Les critères retenus pour les biodiversités (Tableau 2) ne sont pas exhaustifs, seuls ceux pouvant être renseignés dans le temps imparti ont été conservés dans la grille finale.

Tableau 2 : Proposition de composantes spécifiques pour accroître les biodiversités

OBJECTIF	COMPOSANTES	CRITERES	EX D'INDICATEUR
ACCROITRE LES BIODIVERSITÉS	Favoriser la diversité des espèces cultivées/élevées	Augmenter le nombre d'espèces végétales cultivées Augmenter le nombre d'espèces animales	Nombre d'espèces (animales, végétales), …
	Favoriser la diversité génétique	Augmenter la diversité variétale Augmenter la diversité raciale	Nombre de variétés/races, …

	Favoriser les habitats écologiques	Favoriser les infrastructures agro-écologiques Récréer des corridors écologiques	Surface occupée par les infrastructures (ha/SAU) Longueur des haies (km),…
	Développer les pratiques favorisant les biodiversités	Favoriser les rotations longues Favoriser les mosaïques au sein des parcelles cultivées Développer les prairies permanentes Optimiser la gestion des prairies Optimiser le chargement Réduire les intrants chimiques	% prairies permanentes, score de gestion de fauche des prairies, …

3.4. Description des scénarios d'évolution du système d'élevage

Deux scénarios ont été proposés par les étudiants.

Le premier nommé « Poul-Lait » (Figure 3) comprend un atelier principal laitier (50 vachesHolstein x Normande élevées tout à l'herbe=, des poules pondeuses élevées dans les vergers (poulailler mobile – alimentation avec les co-produits de transformations et des cultures) et le maintien du verger en AB, avec accueil de ruches via un partenariat avec un apiculteur. Des arbres sont plantés dans les prairies dans une logique d'agro-foresterie, afin de favoriser la biodiversité et de permettre l'apport d'ombre aux bovins. Des cultures de vente (30 ha) sont destinées à l'alimentation humaine (légumineuses, orge, cameline…) et commercialisés via des grossistes. La moitié du lait est transformé sur la ferme en fromage, le reste commercialisé à la laiterie. Un magasin à la ferme permet de vendre les fromages, œufs et produits du verger. 3,5 UTH travaillent sur la ferme qui accueille aussi des personnes en situation de handicap. Des panneaux solaires sont installés et permettent l'autonomie énergétique. L'eau de pluie est récupérée pour les lavages.

Le second nommé « Lait-Gumes » comprend un atelier bovin de 50 vaches Holstein x Normande x Angus pour une bonne valorisation des veaux et vaches de réforme. Un atelier de maraîchage (légumes de plein champs) est installé. Le verger est conservé. Un atelier de transformation du lait, des fruits et légumes est construit. Les ateliers sont conduits suivant le cahier des charges de l'AB. Les zones humides sont préservées et des terres sont placées en jachère. 40 % des produits sont commercialisés en vente directe. Des évènements festifs payants sont organisés sur la ferme pour compléter le revenu

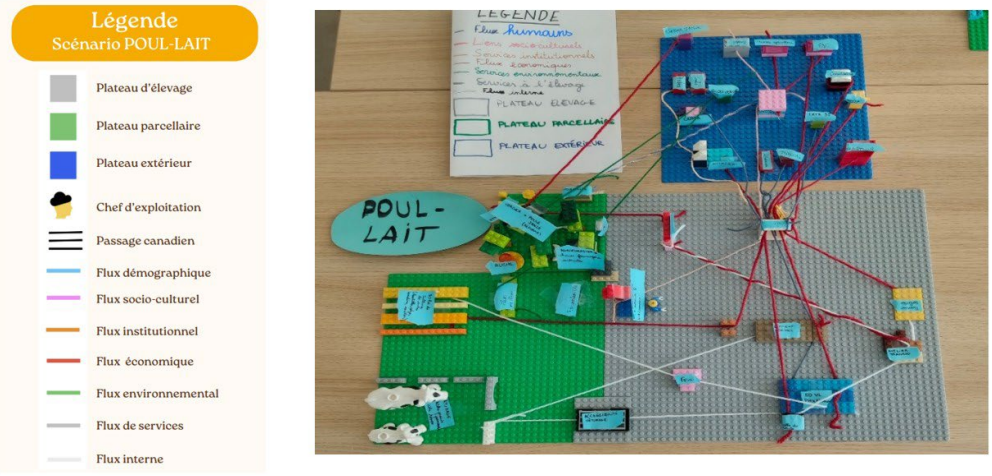


Figure 3 : Exemple de représentation du scénario « Poul-lait » d'évolution de la situation initiale

3.5. Évaluation des scénarios en lien avec les biodiversités

Les deux scénarios imaginés assurent une meilleure résilience, notamment en favorisant l'autonomie du système d'élevage et en limitant les impacts environnementaux. Le lien avec la société est lui aussi amélioré avec deux scénarios qui répondent davantage aux attentes des consommateurs/citoyens et des activités mieux ancrées dans le territoire. Malgré une amélioration, les écarts entre les valeurs initiales et celles simulées dans les deux scénarios sont plus faibles pour l'objectif portant sur la biodiversité.

La construction en elle-même des deux scénarios a permis de développer les pratiques favorisant les biodiversités (optimisation du chargement animal, présence de mosaïques au sein des parcelles cultivées, connectivité des surfaces) et de favoriser des infrastructures agro-écologiques (Figure 4). Les scénarios développent notamment des prairies permanentes et des rotations courtes. La diversité génétique obtient des valeurs faibles, en partie liées à une situation idéale riche en diversité variétale et raciale. Le scénario Pou-lait quant à lui favorise la diversité des espèces domestiques. La méthode de calcul de l'indicateur de réduction des intrants chimiques, basé sur le calcul de l'IFT, conduit à des valeurs faibles et mériterait d'être affinée.

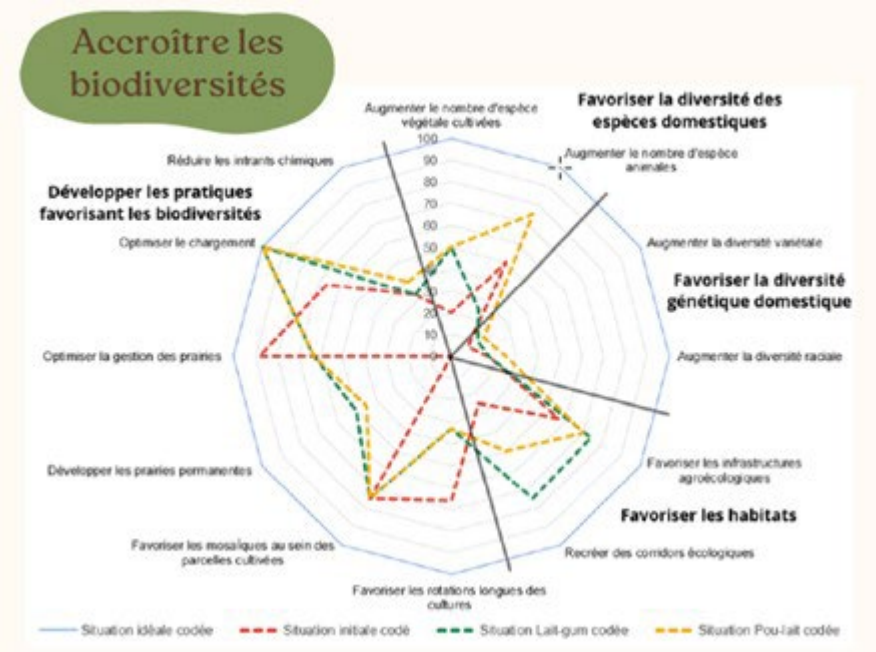


Figure 4 : Évaluation de la biodiversité de la situation initiale et des deux scénarios d'évolution

4. Discussions et conclusions

4.1. Place de la biodiversité dans les enseignements autour de l'élevage

L'UE « Conception de systèmes d'élevages » est une UE de dernière année de formation de niveau master destinée à des futurs professionnels des différents maillons des filières de productions animales. C'est un enseignement interdisciplinaire qui vise à l'acquisition de connaissances et d'outils potentiellement mobilisables quelques mois après le suivi de cet enseignement. L'UE implique de remobiliser des concepts, connaissances et réflexions des UE antérieures centrées sur le thème de l'élevage (physiologie, zootechnie générale, comportement et bien-être animal, …), et de son acceptation sociétale. Les enseignements d'autres disciplines sont remobilisés (agroécologie, agronomie, écologie et sciences de l'environnement) au même titre que les enseignements qui portent sur les enjeux de l'agriculture et/ou qui visent à développer l'approche systémique. L'ajout de la

biodiversité comme dimension forte à considérer dans un exercice de conception de systèmes d'élevages durables répond au besoin ressenti par l'équipe enseignante depuis quelques années déjà. Si les aspects relatifs à l'acceptabilité des élevages au regard du bien-être, aux liens entre élevages et changement climatique semblent bien acquis par les étudiants à ce stade de leur cursus d'apprentissage, ceux relatifs à la biodiversité leurs sont plus difficiles à appréhender. À l'interface entre plusieurs disciplines, l'enseignement de la biodiversité est moins lié aux connaissances de l'animal et des élevages. L'ambition est que ces futurs diplômés qui dessineront les filières animales de demain, intègrent systématiquement la biodiversité comme sortie de l'élevage mais aussi comme limite et/ou facteurs de production. Cette logique est celle développée aussi dans les enseignements d'agroécologie. Elle peut être vue comme en cohérence avec les principes de l'agroécologie (Dumont et al., 2013). Il s'agit de concilier production et biodiversité, en acceptant une baisse de rendement en produits animaux mais un accroissement des services environnementaux rendus par l'élevage.

4.2. Perception des étudiant(e)s

L'UE « Conception de systèmes d'élevages » est construite autour de la réalisation d'un projet collectif. La démarche pédagogique se base sur l'expérimentation pour faciliter l'appropriation des savoirs et des outils (Lison and Jutras, 2014). L'apprentissage par projet permet l'entraide et la formation par les pairs entre les étudiants de cursus différents (ingénieur agronome ou master SAED) (Johnson et al., 1989, Cavallo and Brienza, 2006). C'est en outre une modalité favorisant le développement de la créativité nécessaire aux futurs acteurs des filières animales.

Bien qu'ayant trouvé ce travail « difficile », les étudiants ont apprécié ce projet basé sur une pédagogie active. Les principales difficultés soulignées sont leur manque de connaissances en agronomie et en productions végétales et/ou les difficultés à les mobiliser dans une approche interdisciplinaire. Les participants soulignent aussi des difficultés à travailler efficacement en groupe et à communiquer entre les sous-groupes responsables de différentes tâches. Certains rapportent un inconfort pour s'adapter à ce type d'enseignement qualifié d'original en un temps très court.

Les étudiants ont apprécié de tester des méthodes et outils « dynamiques », l'originalité du format d'enseignement, le fait de pouvoir être autonome dans la gestion des différentes tâches, le fait d'avoir une approche qui vise à trouver des solutions aux enjeux dont ils ont conscience, les échanges des points de vue et des idées entre les étudiants, et entre les enseignants et les étudiants.

Les étudiants ont conscience des acquis pédagogiques du module notamment les connaissances théoriques sur la biodiversité, et du développement de leur capacité à mettre en place une évaluation multicritères. Ils notent les difficultés à travailler une problématique à différentes échelles et selon plusieurs dimensions. Ils indiquent que l'UE leur permet de développer leur sens créatif individuel et collectif, leur capacité d'écoute et d'expression de leur point de vue, ainsi que d'adaptation, de gestion du temps et de développement de leur autonomie. Certains relatent un gain de confiance et un sentiment d'efficacité individuelle et collective du fait de la nécessité de rendre à l'équipe enseignante un livrable à l'issue de chaque séance de TD.

4.3. Retour d'expérience par et pour les enseignants

La démarche pédagogique par projet collectif, qui se veut inclusive et facilitatrice des échanges entre étudiants, a mis en évidence une forte hétérogénéité des étudiants tant sur leur intérêt à prendre en compte la biodiversité dans un travail centré sur l'élevage que sur les connaissances qu'ils ont su remobiliser. Cette hétérogénéité est expliquée par le cursus suivi par les étudiants (ingénieur agronome vs master SAED), par leur formation antérieure (orientation plus technique et appliquée ou plus scientifique et conceptuelle), et par les stages qu'ils ont réalisés. Face à cette hétérogénéité,

l'enseignant doit porter un regard attentif à la diversité des profils des étudiant(e)s pour maintenir leur motivation (Faure et al., 2025).

La mobilisation d'outils tels que les serious LEGO® a toutefois permis l'expression d'une vision commune. La mobilisation de la méthode AGILE a permis de structurer et d'afficher une démarche collective tout en permettant à chacun de choisir les tâches à réaliser en sous-groupe. Ces méthodes semblent avoir aussi facilité l'innovation et la possibilité pour les étudiants de développer leur créativité, en se positionnant dans une logique de jeu (donc sans enjeu réel) et de possibilité d'essai-erreur.

Cette hétérogénéité a été aussi visible dans l'implication des étudiants. La thématique de la biodiversité et la complexité de l'exercice aurait nécessité un temps plus important pour certains d'entre eux. L'acquisition de nouvelles connaissances, et/ou la remobilisation de connaissances plus disciplinaires, par exemple en écologie et sciences de l'environnement, pour traiter une problématique d'élevage a été difficile pour certains étudiants ayant une approche cloisonnée des disciplines. Le travail interdisciplinaire reste difficile pour certains étudiants en dépit des enseignements qu'ils ont suivis pour développer leur capacité à l'approche systémique. Pour la plupart des étudiants, la construction d'une grille d'analyse multicritères semble avoir facilité ce décloisonnement. Pour les enseignants, il a été difficile d'évaluer individuellement cette capacité à l'approche interdisciplinaire. Le projet réalisé par les étudiants est à la fois une situation d'apprentissage et d'évaluation des connaissances acquises et des compétences développées. Les enseignants témoignent toutefois d'un sentiment d'hétérogénéité dans les apprentissages entre les étudiants. Cette difficulté d'évaluer les compétences acquises est souvent rencontrée dans le cadre d'une approche par compétence ; l'évaluation des connaissances étant plus simple. Soulignons que le besoin de faire une synthèse de leur travail et une présentation à des professionnels lors du Carrefour de l'innovation en décembre leur a permis d'avoir une analyse réflexive sur ce travail un mois après sa réalisation. Les étudiants ont ainsi témoigné d'une réelle appropriation des enjeux et des connaissances sur la biodiversité. Ils ont pu, en participant à cette journée se rendre compte de l'importance de la dimension biodiversité dans les activités d'élevage.

Au cours de cette UE, les enseignants ont une posture, non de détenteur de savoir (les enseignant(e)s ne sont pas des expertes de la biodiversité) mais de « collaborateur » qui fait avec eux, qui les accompagne et leur permet de progresser. Cela implique une confiance mutuelle et un changement de regard sur le rôle des enseignants par les étudiants. Ceci n'est pas évident pour certains qui sont plus rassurés et en confiance dans des modalités d'apprentissage plus descendantes et plus centrées sur l'acquisition de connaissances théoriques.

Cette expérience pédagogique et l'orientation forte sur la thématique de la biodiversité méritent d'être renouvelées dans un enseignement visant à la conception des systèmes d'élevage. Des améliorations pourront être apportées notamment avec un volume horaire plus conséquent. Cela favorisait l'appropriation de la complexité du sujet. Cela permettrait aussi de faire intervenir plus d'experts de la biodiversité dans le processus de conception.

Il serait de plus pertinent de mener une telle UE en collaboration avec des enseignants-chercheurs d'autres disciplines et des étudiants se spécialisant sur d'autres thématiques. Lors du renouvellement de cette UE il serait intéressant d'associer un spécialiste en science de l'éducation, pour porter une analyse réflexive approfondie. Une complémentarité des approches et des points de vue serait ainsi renforcée.

Déclaration sur la disponibilité des données et des modèles

Les données qui étayent 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.

ORCIDs des auteurs

Justine FAURE : https://orcid.org/0000-0002-3008-2911

Lucile MONTAGNE : https://orcid.org/0000-0002-9540-1872

Contributions des auteurs

Conception et rédaction : JF et LM ; préparation de la démonstration au CIAG : MD, LD, LG, MC, LAB et JF

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

Merci aux 19 étudiants qui ont participé à cette unité d'enseignement : L Barrier, B Bessine, A Bodereau, A Bonhomme, M Boutteville, M Chevalier, C Cocherel, L Dauny, M Duminil, A Flocon, L Gontier, M Gueno, L Guyonvarch, Y Kpangbe, R Le Guennic, A Lo, L Philippe, E Pinson, E Rutkowski. Un grand merci à Benoit Gérard pour son accueil sur sa ferme.

Références bibliographiques

Cavallo, K. & Brienza, D. 2006. Emotional Competence and Leadership Excellence at Johnson & Johnson. Europe's Journal of Psychology, 2.

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 Productions Animales, 36**,** 7714.

Duchesne, C. 2010. L'apprentissage par transformation en contexte de formation professionnelle. Éducation et francophonie, 38**,** 33-50.

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**,** 1028-1043.

FAO. 2019. The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture, FAO edn, Rome, Italy.

Faure, J., Martel, C. & Baheu, C. 2025. Intégrer une pratique artistique dans une progression pédagogique pour préparer les futurs ingénieurs agronomes à la complexité des enjeux sociétaux : l'élevage au cœur d'un procès théâtral fictif. Congrès questions de Pédagogie dans l'enseignement supérieur. Brest.

Gaborieau, I. & Vidal, M. 2022. Enseigner à produire autrement. Repères, démarche et outils pour former aux transitions agroécologiques. Educagri.

Ganiyu, I. O., Plotka, G., Seuwou, P. & Ige-Olaobaju, A. 2025. Examining the use of LEGO Serious Play to enhance postgraduate research capacity. Humanities and Social Sciences Communications, 12**,** 223.

Hannola, L., Friman, J. & Niemimuukko, J. 2013. Application of agile methods in the innovation process. International Journal of Business Innovation and Research, 7**,** 84-98.

Hidalgo, E. S. 2019. Adapting the scrum framework for agile project management in science: case study of a distributed research initiative. Heliyon, 5**,** e01447.

Ingrand, S., Lurette, A., Gouttenoire, L., Devun, J. & Moulin, C. H. 2014. Le processus d'innovation en ferme. Illustrations en élevage. INRAE Productions Animales, 27**,** 147-160.

James, A. 2015. Learning in Three Dimensions: Using Lego Serious Play for Creative and Critical Reflection Across Time and Space. In: Layne, P. C. & Lake, P. (eds.) Global Innovation of Teaching and Learning in Higher Education: Transgressing Boundaries. Springer International Publishing, Cham.

Johnson, D. W., Johnson, R. T. & Stanne, M. B. 1989. Impact of Goal and Resource Interdependence on Problem-Solving Success. The Journal of Social Psychology, 129**,** 621-629.

Lairez, J., Feschet, P., Botreau, R., Bockstaller, C., Fortun-Lamothe, L., Bouvarel, I. & Aubin, J. 2018. L'évaluation multicritère des systèmes d'élevage pour accompagner leurs évolutions : démarches, enjeux et questions soulevées. INRAE Productions Animales, 30**,** 255-268.

Lison, C. & Jutras, F. 2014. Innover à l'université : penser les situations d'enseignement pour soutenir l'apprentissage. Revue internationale de pédagogie de l'enseignement supérieur, 30.

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. Agricultural Systems, 213**,** 103798.

Petit, S. & Lescourret, F. 2019. La biodiversité au cœur des agroécosystèmes : où en sommes-nous aujourd'hui ? Innovations Agronomiques, 75**,** 15-27.

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**,** 1760-1772.

Ryschawy, J., Faure, J., Moojen, F. & Thénard, V. 2021. Serious game: a cutting-edge tool for stakeholders to redesign livestock systems towards agroecology.

Sauvant, D. & Martin, O. 2010. Robustesse, rusticité, flexibilité, plasticité... les nouveaux critères de qualité des animaux et des systèmes d'élevage : définitions systémique et biologique des différents concepts. INRAE Productions Animales, 23**,** 5-10.

Van Es, M., Guijt, I. & Vogel, I. 2015. Theory of change thinking in practice: A stepwise approach. Den Haag: Hivos.

Pour citer cet article : Justine Faure, Lucile Montagne, Maylis Duminil, Lorraine Dauny, Lucie Gontier, et al.. Concevoir et évaluer des systèmes d'élevages favorables à la biodiversité : exemple d'un projet d'étudiant(e)s. Innovations Agronomiques, 2025, 104, pp.79-90. 10.17180/ciag-2025-vol104-art07

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

Les fermes d'élevage herbivore qui favorisent la biodiversité, un modèle pour demain

Hayo MG van der WERF[1], Aymeric MONDIERE[1], Jean-François GLINEC[2], Frédéric SIGNORET[3], Michael S CORSON[1]

[1] INRAE, Institut Agro Rennes-Angers, SAS, 35000 Rennes

[2] Ferme de Trévarn, 29800 Saint Urbain

[3] Ferme de la Barge, 85690 Notre Dame des Monts

***Auteur correspondant :** michael.corson@inrae.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art08

Résumé

L'élevage intensif est critiqué pour ses impacts environnementaux, y compris sur la biodiversité. Plusieurs études prospectives préconisent, pour l'environnement et la santé humaine, une végétalisation de l'alimentation humaine. Ce contexte ouvre des perspectives pour des fermes d'élevage extensives, favorables à la biodiversité. Cet article se focalise sur trois fermes d'élevage herbivore de ce type, en explorant leur rapport au vivant, le défi de leur évaluation environnementale, et la question de l'adhésion et l'engagement pour ce type de fermes. Ces trois fermes ont moins d'impacts environnementaux qu'une ferme laitière conventionnelle typique de l'ouest de la France, mais elles sont (beaucoup) moins productives. Une transition vers un tel type d'élevage sera favorable à la biodiversité et réduira fortement les impacts environnementaux, à condition d'être accompagnée d'une transition de nos régimes alimentaires : moins de protéines animales et plus de protéines végétales.

Mots-clés : analyse du cycle de vie, rapport au vivant, Knepp Wildland, Paysans de Nature, ré-ensauvagement

Abstract: Herbivore farms that promote biodiversity: a model for the future

Intensive livestock farming is criticised for its environmental impacts, including on biodiversity. Several prospective studies call for a more plant-based diet for the sake of the environment and human health. This context opens up prospects for extensive herbivore farms that favour biodiversity. This article focuses on three farms of this type, exploring their relationship with living beings, the challenge of assessing their environmental impacts, and the question of support and commitment for this type of farm. These three farms have lower environmental impacts than a typical conventional dairy farm in western France, but are (much) less productive. Transitioning to this type of farming will benefit biodiversity and greatly decrease environmental impacts, provided that it is accompanied by a transition of our diets: less animal protein and more plant protein.

Keywords: life cycle assessment, relationship with the living world, Knepp Wildland, Paysans de Nature, rewilding

1. Introduction

Partout dans le monde, la biodiversité décline rapidement (IPBES, 2019). Sa conservation, en particulier en Europe, dépend en grande partie des agroécosystèmes gérés de manière extensive (c'est-à-dire utilisant peu d'engrais, de pesticides et d'autres intrants par unité de surface agricole) (Kleijn et al., 2009). Or, les systèmes agricoles se sont fortement intensifiés depuis le milieu du 20ème siècle, entraînant une homogénéisation des paysages agricoles et une utilisation croissante d'intrants

chimiques, ce qui a provoqué une diminution de la biodiversité des agroécosystèmes et des espèces associées (Tuck et al., 2014).

La production animale mobilise aujourd'hui 77 % des surfaces agricoles mondiales (Ritchie et Roser, 2019). L'élevage intensif vise à répondre à la demande croissante de produits animaux tout en réduisant les impacts par unité de produit à travers une augmentation de l'efficacité de l'utilisation des intrants (Röös et al., 2017). Basée sur de grandes exploitations spécialisées hautement productives, elle présente des impacts environnementaux au niveau du paysage plus élevés et un bien-être animal plus faible que les systèmes d'élevage extensifs (IPES-Food, 2016). Par conséquent, les systèmes d'élevage doivent être repensés pour contribuer à résoudre ces problèmes. Plusieurs études préconisent, pour l'environnement et la santé humaine, une réduction de la consommation de produits animaux dans les pays du Nord (Duru et Therond, 2023). Ce contexte ouvre des perspectives pour des fermes d'élevage extensives, qui visent non seulement la production animale, mais aussi la restauration de la biodiversité.

Les systèmes d'élevage herbivore extensifs peuvent contribuer au maintien de la biodiversité dans les paysages agricoles, notamment en remplaçant les intrants externes par des processus écologiques (Therond et al., 2017). « Basés sur la nature » ou « agroécologiques », ils visent à maintenir une biodiversité utile à leur production (Dumont et al., 2013), souvent en ayant un faible chargement animal et une part élevée de prairies permanentes, favorables à la biodiversité.

D'autres types de systèmes d'élevage herbivore visent à favoriser la biodiversité, pour elle-même et pour son soutien à la production. Certains agriculteurs visent d'abord à conserver et à restaurer les écosystèmes naturels et ensuite à maintenir une production économiquement viable (Mondière et al., 2022 ; Paysans de Nature, 2021). D'autres considèrent les animaux comme des ingénieurs de l'écosystème dans les projets de ré-ensauvagement, dans le but de reconstruire un écosystème naturel en restaurant les processus naturels et en réduisant la gestion humaine (Carver et al., 2021). Ces approches qui combinent la restauration des processus écologiques avec un certain degré de production animale ont été appelées « ré-ensauvagement agricole » (Corson et al., 2023).

Les systèmes d'élevage herbivore extensifs, favorables à la biodiversité, sont moins productifs. Ramenés à l'unité de surface, leurs impacts sur l'environnement sont plus faibles que ceux des systèmes intensifs. Cependant, les compromis entre les objectifs d'augmentation de la production animale et de réduction des impacts environnementaux de ces systèmes n'ont pas été évalués. L'analyse du cycle de vie (ACV) 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 Saadé, 2024).

Pour évaluer les impacts environnementaux d'une ferme, l'ACV quantifie les émissions de polluants et les utilisations de ressources dans la ferme et pour produire les intrants nécessaires à la production (engrais, tracteurs, aliments du bétail...). Elle conduit à calculer des indicateurs d'impact pour différentes dimensions (changement climatique, eutrophisation…). Parmi les limites de l'ACV figure une prise en compte encore limitée de l'effet des pratiques et des systèmes sur la biodiversité et les services écosystémiques fournis par les agroécosystèmes extensifs, par exemple le maintien de la fertilité des sols ou la fourniture d'habitats favorables à la biodiversité (van der Werf et al., 2020).

Cet article étudie quatre fermes d'élevage illustrant un gradient de priorité donnée à la biodiversité, d'utilisation d'intrants et de productivité. Les objectifs de l'article sont (i) d'explorer le rapport au vivant des fermes, (ii) d'évaluer leur productivité et impacts environnementaux[14] et (iii) d'explorer la question de l'adhésion et l'engagement pour ce type de fermes.

[14] Les résultats concernant la productivité et les impacts environnementaux ont été présentés en plus de détail par Mondière et al. (2024).

2. Matériels et méthodes

Pour constituer l'échantillon de fermes, nous avons cherché des fermes d'élevage herbivores représentant une large gamme de promotion de la biodiversité. La motivation des agriculteurs à participer à l'étude ainsi que la disponibilité des données nécessaires aux calculs d'impact selon la méthode d'ACV constituaient les deux autres critères de sélection. Nous présentons ici les résultats pour quatre fermes :

- Knepp : la restauration les processus écologiques et la promotion de la biodiversité passent par la restauration d'habitats et l'introduction progressive d'herbivores et de porcs rustiques. Des animaux sont prélevés régulièrement afin de maintenir une très faible densité animale. Seul le « Block Sud » de Knepp, la partie la plus documentée du système, d'une surface clôturée de 450 ha composée d'une mosaïque de prairies, de zones arbustives et de boisements, a été analysé ;
- La Barge : ferme de vaches allaitantes certifiée *Nature et Progrès* pour la qualité de l'environnement et l'équité sociale, membre du réseau *Paysans de Nature*, située dans un paysage de marais côtiers (fossés, mares et peu de végétation ligneuse). La promotion de la biodiversité passe par l'inondation des prairies, la création de mares et le pâturage extensif ;
- Trévarn : ferme laitière biologique, qui applique des pratiques agroécologiques (Glinec, 2019) dans un paysage de bocage avec des zones forestières. La promotion de la biodiversité passe par la transformation des terres arables en prairies permanentes, l'entretien des haies et des talus, et la création de tas de branchages servant d'abri aux insectes, salamandres, et l'escargot de Quimper (espèce protégée) ;
- Derval : ferme laitière exploitée en tant qu'unité expérimentale par la Chambre d'agriculture de la région des Pays de la Loire en Loire-Atlantique, qui représente une ferme laitière typique de l'ouest de la France (Farm-XP, 2022), située dans un paysage de bocage partiellement remembré.

Les textes présentant le rapport au vivant pour les fermes de Knepp, Trévarn et La Barge sont basés sur les dires des agriculteurs et différents écrits.

Afin d'atténuer les fluctuations annuelles, l'ACV a été réalisée pour chaque ferme sur trois années, et les résultats ont ensuite été moyennés pour obtenir une année « moyenne ». Les inventaires de cycle de vie, recensant les flux de ressources utilisées et de substances polluantes émises par le système (Jolliet et Saadé, 2024), ont été modélisés à l'aide du logiciel web MEANS InOut v3.5 et de données standardisées. L'ACV s'est concentrée sur le système d'élevage en excluant d'éventuelles cultures non utilisées pour nourrir les animaux. Deux unités fonctionnelles ont été définies pour comparer les systèmes : 1 kg de protéines animales pour l'alimentation humaine (lait et viande) produites et 1 ha de surface occupée (dans la ferme et, pour la production d'aliments pour les animaux, en dehors de la ferme) pendant un an (c'est-à-dire ha.an). L'analyse s'est focalisée sur quatre impacts clés des productions animales : le changement climatique (les émissions de gaz à effet de serre), exprimé en kg d'équivalent dioxyde de carbone (éq.-CO_2) ; l'eutrophisation marine (notamment les émissions de nitrates vers les nappes), exprimée en kg d'équivalent azote (éq.-N) ; la demande en énergie (l'énergie utilisée sur la ferme et pour produire les intrants nécessaires à son fonctionnement), exprimée en mégajoule (MJ) ; 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), exprimée en m^2 occupé pendant un an (m^2.an). L'efficience 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 associée aux intrants utilisées pour cette production (Cleveland et al., 1984).

3. Résultats

3.1. Le rapport au vivant

Knepp, Isabella Tree

Ce projet de ré-ensauvagement agricole à 70 km au sud de Londres, lancé en 2001, combine la restauration des processus écologiques avec une faible production animale (Corson et al., 2023). Le livre *Le ré-ensauvagement de la ferme à Knepp* (Tree, 2022) a révélé au grand public l'intérêt du ré-ensauvagement agricole comme perspective pour certains systèmes d'élevage (Photo 1). Isabella Tree y relate comment elle et son mari ont transformé leur ferme laitière économiquement défaillante en créant le projet *Knepp Wildland*, un havre de biodiversité ré-ensauvagée. Depuis le début du ré-ensauvagement, le retour de la biodiversité a été spectaculaire : des espèces menacées telles que le rossignol (*Luscinia megarhynchos*), la tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*) et le papillon grand mars changeant (*Apatura iris*) ont trouvé refuge ici. Les fondements théoriques de ce ré-ensauvagement ont été fournis par la théorie de Vera (2000) sur le renouvellement cyclique de la végétation, selon laquelle la végétation naturelle de l'Europe de plaine n'était pas une dense forêt fermée, mais un paysage dans lequel les grands herbivores jouaient un rôle écologique essentiel en ralentissant ou en empêchant la régénération des arbres dans les clairières.



Photo 1 : Porcs Tamworth à la ferme de Knepp. Photo Aymeric Mondière.

Knepp Wildland n'est pas motivé par des objectifs de biodiversité sauvage spécifiques ou des espèces sauvages cibles. Au lieu de cela, des races rustiques d'herbivores domestiques (bovins Long-horn, poneys Exmoor), de porcs (Tamworth) et d'herbivores sauvages (cerfs élaphes et daims) ont été introduits, à côté des chevreuils déjà présents, afin d'établir un écosystème le moins anthropisé possible. Les herbivores et les porcs ont été introduits progressivement en 2002, et leur densité en 2010 était telle que, en raison de l'absence de grands prédateurs, certains d'entre eux ont dû être déplacés ou prélevés, ce qui a permis d'obtenir une production de viande biologique de haute qualité.

La Barge, Frédéric Signoret

L'association *Paysans de Nature* vise à favoriser la défense et la production de biodiversité sauvage en mettant les espaces et espèces sauvages au cœur des préoccupations des paysan(ne)s et autres habitant(e)s des territoires. Elle souhaite favoriser l'émergence de fermes favorables à la biodiversité.



Photo 2 : Vache maraîchine consommant des roseaux protégés du pâturage au printemps au GAEC de La Barge. Photo Frédéric Signoret

La Barge est une ferme située dans la commune côtière de Notre-Dame-de-Monts en Vendée. Frédéric est associé avec Ludivine, et travaille avec Rui et François, salariés, pour élever 80 bovins de race Maraîchine (Photo 2) sur 170 ha de prairies naturelles de marais. *Notre première motivation est de montrer à travers notre ferme de vaches allaitantes que la production de nourriture est compatible avec la biodiversité sauvage du territoire. Nous avons supprimé le drainage pour maintenir des niveaux d'eau élevé jusqu'à la fin du printemps, bouturé les roselières, restauré les mares et la diversité*

floristique des prairies naturelles avec une gestion du pâturage adaptée. Les oiseaux limicoles nicheurs comme la barge à queue noire (Limosa limosa) *peuvent nourrir leurs petits, mais les rapaces, les insectes et batraciens menacés de ces zones humides perpétuent également leurs espèces. J'ai voulu montrer qu'on pouvait bien mener sa vie en agriculture tout en favorisant la biodiversité. Ma démarche : pousser la biodiversité au maximum dans la multifonctionnalité de l'agriculture prévue par la politique agricole commune.*



Photo 3 : Busards cendrés attirés par le retard de pâturage au GAEC de La Barge. Photo Frédéric Signoret.

*Nous avons construit le modèle d'élevage selon le principe des réserves naturelles, pour une préservation optimale du vivant avec la politique agricole commune et la vente des produits pour l'équilibre économique. Les résultats biodiversité sont spectaculaires, puisque la ferme accueille 30 % des couples français de barge à queue noire et présente un accueil record pour le chevalier gambette (*Tringa totanus*), canard souchet (*Spatula clypeata*) ou busard cendré (*Circus pygargus*) nicheurs (Photo 3). Grâce aux mesures agro-environnementales et climatiques notamment, les résultats économiques sont très bons, et même sans elles, les résultats sont corrects : 40 000 € d'excédent brut d'exploitation pour deux associés.*

Trévarn, Jean-François Glinec

La ferme est située à 10 km à l'est de Brest. Jean-François et son frère Olivier élèvent 70 vaches laitières sur 103 ha de prairies en agriculture biologique. Les vaches de race Holstein rustiques ou croisées (Montbéliarde, Jersiaise, Rouge Suédoise, Frisonne néo-zélandaise) vêlent toutes au printemps, ce qui permet de fermer la salle de traite en décembre et janvier. La ferme est passée d'un système laitier conventionnel assez intensif (6000 à 7000 L de lait/vache/an) à un système laitier biologique basé sur les prairies permanentes (3000 à 4000 L de lait/vache/an). Le système de production basé uniquement sur l'herbe (Photo 4) limite la production de lait par vache mais augmente leur longévité : les vaches font sept lactations en moyenne, contre deux lactations et demie pour la « ferme » France. Cette longévité des vaches sur l'exploitation reflète la valeur intrinsèque que les éleveurs accordent à la vie de leurs animaux. Elle est aussi permise par un niveau de santé et de bien-être animal bien meilleurs que ceux possibles dans les systèmes laitiers intensifs (Leterrier et al., 2022).



Photo 4 : Le troupeau de la ferme de Trévarn au pâturage. Photo Jean-François Glinec.

Nous avons essayé de pousser à l'extrême les principes de l'agroécologie. Les labours et semis ont été arrêtés, et les surfaces sont devenues des prairies permanentes. Transformer la flore locale des prairies semi-naturelles (Photo 5) *en lait biologique nous semblait un projet plus ambitieux et surtout plus moderne en ces temps de préservation de la biodiversité, du climat et d'acceptation sociétale de l'élevage. Petit à petit, nous avons réfléchi et appris à assumer totalement cette nouvelle orientation écologique : produire avec très peu d'intrants, conserver les haies, nous extasier devant les ourlets herbeux à flanc de talus, fouiner, chercher à nommer tout ce qui pousse, des mousses aux plus gros arbres, gérer le bocage de façon rationnelle et esthétique.*

La simplification du système laitier et la saisonnalité de la production permettent de travailler avec une forte autonomie intellectuelle, de prévoir les pics de travaux et de consacrer le temps libéré à d'autres projets. La ferme permet de rémunérer deux personnes à hauteur de 30 000 € net chacune et

d'autofinancer 10 000 à 20 000 € suivant les années. La charge de travail reste raisonnable, avec un pic au printemps pour tout le monde, et un très net ralentissement en hiver pour toutes les activités.



Photo 5 : Flore de prairie diversifiée à la ferme de Trévarn. Photo Jean-François Glinec.

3.2. Description des fermes

Les quatre fermes représentent des niveaux d'utilisation d'intrants (illustré ici par le diesel), de chargement animal et de promotion de la biodiversité très contrastés (Tableau 1). Knepp a pour objectif principal la promotion de la biodiversité. C'est un système extrêmement extensif, avec une consommation de 1,2 L de diesel/ha, où les animaux sont toute l'année dehors avec un chargement très faible. La Barge et Trévarn favorisent la biodiversité à travers leurs stratégies globales. La Barge est très extensive, avec une consommation de 9,8 L de diesel/ha, et les animaux passent 75 % du temps dehors avec un chargement faible. Trévarn est extensif, avec une consommation de 38,9 L de diesel/ha, et les animaux passent 67 % du temps dehors avec un chargement faible. Derval ne cherche pas spécifiquement à favoriser la biodiversité ; c'est la ferme la plus intensive, avec une consommation de 99,7 L de diesel/ha, et les animaux passent 41 % du temps dehors, avec un chargement classique pour ce type de fermes. Pour Derval, 18,9 % de la surface agricole utilisée pour fournir les aliments concentrés comme du soja ou des céréales est située en dehors de la ferme. Knepp et La Barge sont 100 % autonomes pour l'alimentation des animaux, tandis que pour Trévarn, la surface en dehors de la ferme est très faible.

Tableau 1 : Moyenne triennale des données de production et de conduite d'élevage des quatre fermes (2018-2020, sauf Derval (2016-2018)). Les données de production sont exprimées par ha de la surface totale utilisée pour le système de production animale (sur et en dehors de la ferme).

Caractéristique		Ferme			
		Knepp	La Barge	Trévarn	Derval
Production principale		Viande	Viande	Lait	Lait
Promotion de la biodiversité		++	+	+	-
Nombre d'espèces d'oiseaux observés		49	54	33	29
Pourcentage de la surface total utilisée situé hors de la ferme		0	0	0,8	18,9
Consommation de diesel (L/ha)		1,2	9,8	38,9	99,7
Gestion du pâturage	Pourcentage de l'année à l'extérieur	100	75	67	41
	Chargement (UGB/ha)[b]	0,18	0,53	0,79	1,30
Lait produit (t/ha)		-	-	3,10	6,71
Poids vif des animaux produit (kg/ha)		54,2	114,2	97,3	197,3
Protéines animales pour alimentation humaine produites (kg/ha)		5,0	11,0	110,6	238,6
Taux de retour énergétique (MJ/MJ)		2,42	0,48	1,07	0,92

[a] : ++ = objectif principal; + = intégrée dans la stratégie globale; - = pas d'objectif spécifique

[b] unités de gros bétail par hectare de surface agricole utilisée pour nourrir le bétail

Knepp et La Barge produisent uniquement des animaux (54,2 et 114,2 kg de poids vif/ha, respectivement), tandis que Trévarn et Derval produisent du lait (3,10 et 6,71 t/ha, respectivement) et des animaux (97,3 et 197,3 kg de poids vif/ha, respectivement) (Tableau 1). La production de protéines animales pour l'alimentation humaine varie de 5,0 (Knepp) à 238,6 (Derval) kg/ha. Les efforts en faveur de la biodiversité, notamment la faible utilisation d'intrants, vont aux dépens de la production de protéines animales (Tableau 1). Ainsi, on observe une relation linéaire entre la demande en énergie (qui reflète l'intensité du système de production) et la quantité de protéines animales produites (Figure 1). Par ailleurs, la production de protéines animales est plus importante pour les fermes laitières (Derval et Trévarn) que pour les fermes qui produisent uniquement des animaux (Knepp et La Barge). Knepp a la meilleure efficience énergétique, avec un TRE de 2,42, tandis que Trévarn et Derval ont des TRE de 1,07 et 0,92, respectivement, et La Barge a un TRE de 0,48.

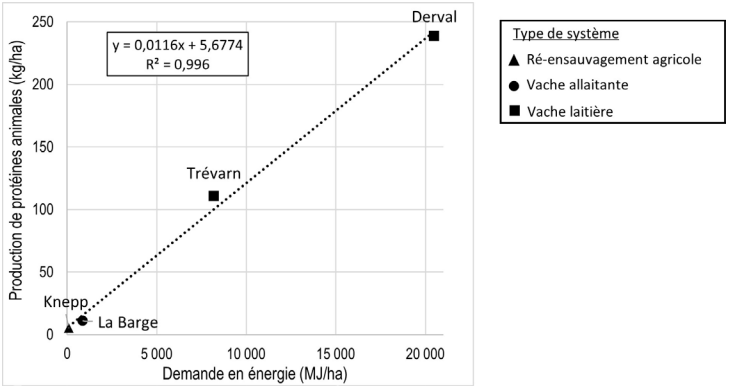


Figure 1 : Quantité de protéines animales pour l'alimentation humaine produite en fonction de la demande en énergie pour les fermes de Knepp, La Barge, Trévarn et Derval, exprimées par unité de surface utilisée (sur et en dehors de la ferme).

3.3. Les impacts environnementaux des fermes

Les fermes favorables à la biodiversité produisent moins de protéines animales et ont de plus faibles impacts environnementaux par unité de surface utilisée que Derval, et les impacts augmentent avec le niveau d'intensité de la ferme (Figure 2). Les valeurs de l'impact changement climatique sont très contrastés. Pour Knepp, les émissions de gaz à effet de serre sont très faibles, et la séquestration de

carbone dans le sol et la biomasse aérienne (arbres et arbustes) est huit fois supérieur à ces émissions ; le résultat net est bien inférieur à zéro (-5,5 t d'éq.-CO_2/ha). Pour La Barge et Trévarn les impacts sont assez faibles (1,8 et 2,3 t/d'éq.-CO_2/ha, respectivement), tandis que Derval présente l'impact le plus élevé (8,3 t d'éq.-CO_2/ha). Knepp présente les impacts eutrophisation marine et demande en énergie les plus faibles (3,2 kg éq.-N/ha et 90 MJ/ha, respectivement), tandis que ces impacts sont les plus élevés pour Derval (11,8 kg éq.-N/ha et 20 496 MJ/ha, respectivement).

Par contre, exprimés par kg de protéines animales pour l'alimentation humaine produites, les résultats ne sont pas toujours en faveur des fermes favorables à la biodiversité, et sont très contrastés selon les impacts pour Knepp (Figure 3). Derval est la ferme la plus productive, et elle nécessite la plus faible surface (42 m^2.an) pour produire 1 kg de protéines animales, tandis qu'à l'autre extrême Knepp nécessite 1988 m^2.an. Pour le changement climatique, Knepp a de loin le plus faible impact en raison du très faible chargement et du fort taux de séquestration, et La Barge le plus important, en particulier du fait de la production d'animaux plutôt que de lait. Pour l'eutrophisation marine, Trévarn et Derval ont le plus faible et Knepp le plus fort impact. L'utilisation d'énergie est la plus faible pour Knepp et la plus élevée pour Derval.

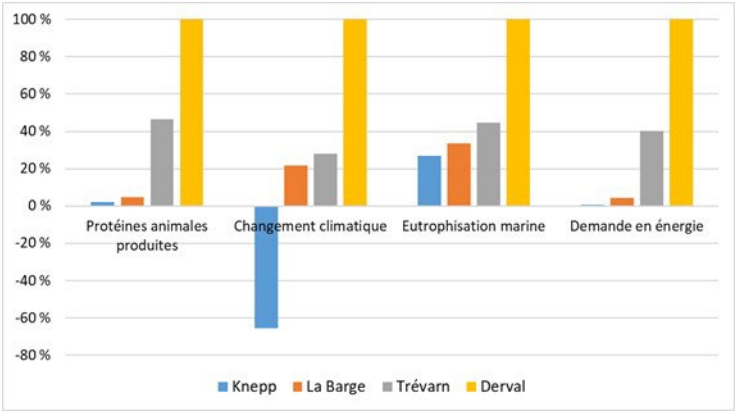


Figure 2 : Quantité de protéines animales pour l'alimentation humaine produite et impacts changement climatique, eutrophisation marine et demande en énergie pour les fermes de Knepp, La Barge, Trévarn et Derval, exprimés par unité de surface utilisée (sur et en dehors de la ferme), comme un pourcentage des impacts de Derval.

L'évaluation des impacts environnementaux par unité de surface montre qu'une transition de fermes d'élevage classiques, assez intensives, telle que Derval, vers des fermes d'élevage favorables à la biodiversité et beaucoup moins intensives, favorisera non seulement la biodiversité, mais permettra également, au niveau d'un territoire, de fortement réduire les quatre impacts évalués ici. Le ré-ensauvagement agricole, représenté ici par Knepp, permet un impact changement climatique négatif, à travers une séquestration importante de carbone dans le sol et la biomasse.

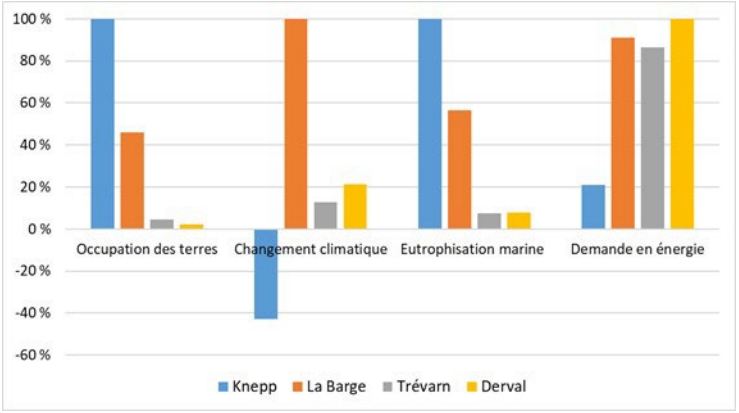


Figure 3 : Impacts occupation des terres, changement climatique, eutrophisation marine et demande en énergie pour les fermes de Knepp, La Barge, Trévarn et Derval, exprimés par unité de protéine animale produite, comme un pourcentage des impacts de la ferme ayant la valeur d'impact la plus élevée.

3.4. Nourrir l'adhésion et l'engagement

Knepp

Knepp déploie de nombreuses activités commerciales et non-commerciales qui permettent de faire connaître les résultats de son projet de ré-ensauvagement (www.knepp.co.uk). La viande et les légumes (d'un jardin maraîcher sur place) issus du projet approvisionnent un magasin et un restaurant. Le projet héberge un camping et des gîtes et propose des safaris à pied ou mécanisées, tandis qu'un réseau de chemins de randonnée est ouvert au public pour explorer les terres.

La fondation *Knepp Wildland* a été créée pour catalyser la restauration de la nature (www.kneppwildlandfoundation.org). Elle utilise les leçons tirées du ré-ensauvagement du domaine de Knepp pour fournir les preuves, les connaissances et l'inspiration nécessaires au soutien de la restauration de la nature à grande échelle, en mettant particulièrement l'accent sur la jeunesse. Elle diffuse les connaissances et les preuves générées à Knepp auprès d'un large public. Grâce à la recherche et à la narration, elle promeut les principes du ré-ensauvagement. Elle teste de nouveaux outils et plateformes pour mettre les données sur l'importance des espaces sauvages à la disposition d'un grand nombre d'étudiants, de chercheurs et de décideurs. Ses projets actuels comprennent la création d'un corridor sauvage de 80 km, avec *Knepp Wildland* au cœur, englobant plus de 20 000 ha d'habitat contigu, ainsi qu'un plan pour la restauration des rivières par les agriculteurs.

La Barge

À travers le réseau *Paysans de Nature* et celui des races locales, la ferme est très connue localement et au-delà. Les communications multiples (articles, documentaires, reportages, livres, séminaires) et les travaux scientifiques menés sur la ferme permettent d'accueillir beaucoup de stagiaires, dont quelques-uns s'installent avec des vaches maraîchines, portant de 150 à 1500 ha la surface gérée au bénéfice des vivants en marais Breton en dix ans. L'accueil dans les fermes est déterminant pour la dynamique Paysans de Nature : naturalistes et aspirants Paysans de Nature s'y côtoient, formant une communauté hybride d'intérêt commun.

Ces naturalistes, paysans et consommateurs éthiques se sont organisés dans une giga Association pour le Maintien de l'Agriculture Paysanne de 400 foyers qui maille le territoire de six dépôts de distribution hebdomadaire. Les visites récurrentes de fermes et la pédagogie systématique en faveur du vivant mobilisent les habitants qui diffusent les idées de l'association jusque dans les conseils municipaux. Cette présence importante des Paysans de Nature et races locales au sein de circuits courts organisés a rendu visible ces producteurs jusque-là marginalisés. Une association de producteurs Gens du Bocage et du Marais s'est constitué pour cela. La construction d'une filière BIO'diversités Maraîchines (Figure 4) a été initiée par La Barge et Biocoop, avec vingt éleveurs, des bouchers, restaurants, cantines et la Ligue pour la Protection des Oiseaux comme garant biodiversité. Cette filière intéresse les éleveurs historiques jusque-là circonspects. Le Dialogue Permanent pour la Nature, inspiré de la démarche Nature et Progrès, implique habitants, naturalistes et paysans dans un système de garantie afin d'engager chacun dans la transition agricole. Paysans de Nature propose des formations à destination des naturalistes, agriculteurs et collectivités.



Figure 4 : Le logo de la filière BIO'diversités Maraîchines

Trévarn

Jean-François Glinec fait partie du réseau des botanistes bénévoles du Conservatoire National Botanique de Brest. Cela lui a permis d'acquérir de solides connaissances sur la flore locale et de fournir des données au Conservatoire. De nombreuses autres actions en faveur de l'adhésion au projet ont été entreprises. En 1990, un chemin de randonnée a été créé. En 2013 une maraichère, puis en 2015 un microbrasseur (rejoint par un second en 2023), ont été installés. En 2020, un fromager (suivi d'un deuxième en 2024), valorisant 10 à 20 % de la production laitière de la ferme, ont été installés (Photo 6). Une boulangère s'est installée en 2024. La ferme de Trévarn se rapproche ainsi du concept de « ferme partagée », dénommée « Trévarnistan » par certains. Les différents produits sont vendus en direct et dans des magasins locaux.

Au niveau social, une majorité des voisins sont clients de la ferme et des centaines de promeneurs utilisent le chemin de randonnée chaque année. La ferme et son hameau ont été dynamisés grâce à la création d'emplois et le passage de ses nombreux clients. De plus, la ferme ouvre ses portes régulièrement pour des groupes d'étudiants, d'agriculteurs ou quelques curieux, et elle participe à des projets de recherche. Des portes ouvertes sont organisées, accueillant quelques centaines de personnes se retrouvant le temps d'un weekend convivial et musical tous les deux ans.



Photo 6 : Vente directe à la fromagerie de Trévarn. Photo Jean-François Glinec.

4. Discussion

4.1. Le rapport au vivant

L'objectif principal de Knepp de promouvoir la biodiversité à travers le ré-ensauvagement est largement atteint. Ce ré-ensauvagement sans objectif spécifique ou espèce cible constitue la particularité du rapport de Knepp au vivant. À Knepp, la production de viande est la conséquence de la volonté de maintenir une densité animale faible en l'absence de grands prédateurs. Par contre, La Barge a un double objectif : la préservation du vivant et la production de viande. Le rapport au vivant est plus classique, et similaire à celui d'une réserve naturelle, ciblant principalement des espèces de l'habitat du marais côtier. À Trévarn, le rapport au vivant se reflète dans la transition de la production conventionnelle vers la production biologique, basée sur des prairies permanentes. Ce modèle permet de réconcilier la production, le bien-être animal et la biodiversité associée à un système agroécologique.

Par ailleurs, les trois fermes favorables à la biodiversité proposent également un modèle alternatif à la production intensive productiviste, souvent perçue comme une source de stress pour l'agriculteur. Pendant leurs années comme fermes laitières intensives, Knepp et Trévarn combinaient un manque de rentabilité économique avec un défaut de satisfaction au travail. Les deux ont désintensifié leur gestion et retrouvé un modèle économique et humain plus satisfaisant, tandis que La Barge a été conçu dès le départ comme un système favorable au vivant y compris au bien-être des éleveurs.

4.2. Les impacts environnementaux des fermes

L'intensification agricole vise l'augmentation de la production à travers une utilisation accrue d'intrants. Les quatre fermes présentent une gamme d'intensité de production très large, allant de Knepp (1,2 L de diesel/ha, 5,0 kg de protéine produite/ha) à Derval (99,7 L de diesel/ha, 238,6 kg de protéine produite/ha). Elles présentent une gamme similaire pour les impacts changement climatique, eutrophisation marine et utilisation d'énergie exprimés par ha de surface. Les trois fermes favorables à la biodiversité (Knepp, La Barge, Trévarn) sont à la fois moins impactantes et moins productives que la ferme intensive (Derval).

Plusieurs facteurs expliquent la moindre productivité des fermes favorables à la biodiversité (Vollet et al., 2017). Favoriser la biodiversité se traduit par une préférence pour les prairies permanentes, puisqu'elles sont généralement plus biodiverses (mais moins productives) que les prairies temporaires et les cultures fourragères. Favoriser la biodiversité des prairies induit une fertilisation azotée faible voire nulle et une fauche tardive et de fréquence réduite, pratiques qui vont aux dépens de la productivité. Par ailleurs, la préservation des infrastructures agroécologiques comme les haies, les bois et les mares favorise la biodiversité du paysage mais va souvent aux dépens des surfaces productives. Cet ensemble de facteurs fait que les fermes favorables à la biodiversité sont par essence moins productives que les fermes d'élevage plus intensives, mais qu'elles fournissent nombre de services de régulation et culturels. Cela veut dire, à l'inverse, qu'elles nécessitent plus de surface agricole par unité de viande ou de lait. Si la demande en viande et lait reste inchangée, l'importation de ces produits augmentera, ce qui pourrait favoriser la déforestation dans les pays du Sud à travers une demande accrue de terres agricoles, ce qui sera désastreux pour la biodiversité et s'accompagnera de fortes émissions de gaz à effet de serre. Il est donc impératif qu'une transition vers des fermes favorables à la biodiversité s'accompagne d'une réduction de la consommation de produits animaux, et donc d'une transition alimentaire : moins de protéines animales et plus de protéines végétales.

4.3. Nourrir l'adhésion et l'engagement

Knepp est un projet de renommée internationale, qui profite de la notoriété grandissante du concept de ré-ensauvagement. Knepp communique via son site web, accueille des visiteurs et fait l'objet d'articles dans la presse et de vidéos sur Internet. Son implication récente dans un projet de création d'un corridor sauvage reflète son rôle moteur dans sa région. La Barge est connue à la fois localement en Vendée et nationalement à travers le réseau *Paysans de Nature*. Elle communique sous de multiples formes et est au cœur de réseaux réunissant des naturalistes, paysans et consommateurs de ses produits. Trévarn est surtout connue localement en Bretagne. La ferme ouvre ses portes à des étudiants, des agriculteurs et des clients qui viennent s'approvisionner en légumes, fromage, bière et pain.

Les trois fermes favorables à la biodiversité ont des notoriétés différentes, allant de plutôt locale à résolument internationale. Chacune, à sa façon, nourrit l'adhésion et l'engagement d'un public divers. L'intérêt croissant du grand public, comme celui des experts de l'élevage et de l'écologie, pour les fermes favorables à la biodiversité décrites ici s'explique en grande partie par le fait que, dans un contexte global d'éco-anxiété, elles offrent un récit d'espoir, en montrant un chemin vers des modes d'agriculture qui « font envie » (Jepson, 2019).

4.4. Aller au-delà de l'évaluation environnementale

L'étude décrite dans cet article a permis de quantifier plusieurs impacts environnementaux des quatre fermes et de quantifier les compromis entre les pratiques favorables à la biodiversité et la productivité des fermes. Cependant, les fermes favorables à la biodiversité étudiées ici se distinguent par d'autres caractéristiques : elles sont multifonctionnelles et s'engagent dans leur territoire en accueillant citoyens

et clients sur la ferme, en s'intégrant dans des circuits alimentaires locaux et en accueillant d'autres acteurs économiques. Elles montrent que promotion de la biodiversité, qualité de vie des agriculteurs et revenu correct peuvent aller de pair. Dans une étude future plus approfondie, il serait intéressant de compléter les indicateurs d'impacts environnementaux par des indicateurs socio-économiques pour capter la multifonctionnalité de ces fermes. Cela pourrait se faire à l'aide de la méthode IDEA v4, qui s'ancre dans le champ de la durabilité forte et de la multifonctionnalité, et prend en compte les enjeux globaux d'une agriculture durable (Zahm et al., 2019). La complémentarité entre l'ACV et une telle méthode plus globale d'évaluation de la durabilité reste à explorer.

5. Conclusion

Cet article explore le rapport au vivant, la productivité et les impacts environnementaux de trois fermes d'élevage favorables à la biodiversité, en les comparant à une ferme d'élevage classique. Il documente également la question de l'adhésion et l'engagement à ce type de fermes. La productivité et les impacts environnementaux des fermes favorables à la biodiversité ont été très peu étudiés, tandis que leur rapport au vivant et leur adhésion et engagement ne semblent pas avoir été documentés.

Les tendances économiques et sociales actuelles offrent des opportunités aux fermes d'élevage favorables à la biodiversité comme éléments du monde agricole de demain. Les fermes de Knepp, La Barge et Trévarn représentent des exemples de ce type de fermes. Elles donnent une large place au vivant en mettant en œuvre les concepts de l'agroécologie voire du ré-ensauvagement, tout en assurant un résultat économique et une qualité de vie satisfaisants. Elles sont très engagées auprès des acteurs locaux afin de nourrir l'adhésion à leur démarche.

Elles utilisent peu, voire très peu d'intrants, sont moins productives et ont moins d'impacts environnementaux par unité de surface que des fermes d'élevage classiques. Une transition vers un tel type d'élevage sera favorable à la biodiversité et réduira fortement les impacts environnementaux, à condition d'être accompagnée d'une transition alimentaire : moins de protéines animales et plus de protéines végétales.

Éthique : Sans motif pour cet article

Déclaration sur la disponibilité des données et des modèles

Les données qui étayent 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.

ORCIDs des auteurs

HvdW : https://orcid.org/0000-0003-3561-3352, AM : https://orcid.org/0000-0001-5063-9134, MSC : https://orcid.org/0000-0003-4785-8971

Contributions des auteurs

Conceptualisation : HvdW, préparation des données : AM, MSC, analyse formelle : AM, MSC, investigation : AM, MSC, HvdW, méthodologie : AM, MSC, HvdW, présentation visuelle : MSC, rédaction manuscrit initial : HvdW, MSC, AM, rédaction relecture : MSC, AM, JFG, FS, HvdW.

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

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 d'Aymeric Mondière, dont une partie des résultats présentés ici sont issus. Nous remercions Elodie Merlot (INRAE) pour sa relecture.

Déclaration de soutien financier

Aucun pour le travail réalisé dans cet article

Références bibliographiques

Carver, S., Convery, I., Hawkins, S., Beyers, R., Eagle, A., Kun, Z., Van Maanen, E., Cao, Y., Fisher, M., Edwards, S.R., Nelson, C., Gann, G.D., Shurter, S., Aguilar, K., Andrade, A., Ripple, W.J., Davis, J., Sinclair, A., Bekoff, M., Noss, R., Foreman, D., Pettersson, H., Root-Bernstein, M., Svenning, J.C., Taylor, P., Wynne-Jones, S., Featherstone, A.W., Fløjgaard, C., Stanley-Price, M., Navarro, L.M., Aykroyd, T., Parfitt, A., Soulé, M., 2021. Guiding principles for rewilding. Conservation Biology 35(6), 1882-1893. https://doi.org/10.1111/cobi.13730.

Cleveland, C.J., Costanza, R., Hall, C.A.S., Kaufmann, R.S., 225(4665), 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 Productions Animales 36, 7714. https://doi.org/10.20870/productions-animales.2023.36.3.7714.

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. https://doi.org/10.1017/S1751731112002418.

Duru, M., Therond, O., 2023. Paradigmes et scénarios de transition des systèmes alimentaires pour la neutralité carbone. Cahiers Agricultures 32, 23. https://doi.org/10.1051/cagri/2023016.

Farm-XP, 2022. Ferme de Derval (44). https://www.farmxp.fr/nos-fermes/ferme-de-derval. Consulté le 12 juin 2023.

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.

IPBES, 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. S. Díaz et al. (eds.). IPBES secretariat. Bonn, Allemagne, 56 pp.

IPES-Food, 2016. From uniformity to diversity: a paradigm shift from industrial agriculture to diversified agroecological systems. International Panel of Experts on Sustainable Food systems. https://www.ipes-food.org.

Jepson, P., 2019. Recoverable Earth: a twenty-first century environmental narrative. Ambio, 48:123-130.

Jolliet, O., Saadé, M., 2024. Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan. EPFL Press, Lausanne, Suisse, 348 p.

Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E. J. P., Tscharntke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 276(1658), 903-909. https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1509.

Leterrier, C., Aubin-Houzelstein, G., Boissy, A., Deiss, V., Fillon, V., Lévy, F., Merlot, E., Petit, O., 2022. Améliorer le bien-être des animaux d'élevage : est-ce toujours possible ? Sésame : https://revue-sesame-inrae.fr/ameliorer-le-bien-etre-des-animaux-delevage-est-ce-toujours-possible/.

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, Eursafe 2022. European Society for Agricultural and Food Ethics, Édimbourg, Écosse. https://doi.org/10.3920/978-90-8686-939-8_21.

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. Agricultural Systems 213, 103798.

Paysans de Nature, 2021. Charte des paysans de nature. https://www.paysansdenature.fr/wp-content/uploads/2021/12/charte-des-paysans-de-nature.pdf.

Ritchie, H., Roser, M., 2019. Land Use. Our World in Data. https://ourworldindata.org/land-use. Consulté le 12 septembre 2023.

Röös E., Bajželj B., Smith P., Patel M., Little D., Garnett T., 2017. Greedy or needy? Land use and climate impacts of food in 2050 under different livestock futures. Global Environmental Change 47, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.001.

Therond, O., Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2017. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. Agronomy for Sustainable Development 37(3). https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7.

Tree, I. 2022. Le ré-ensauvagement de la ferme à Knepp. Actes Sud, 480 p.

Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the Effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis. Journal of Applied Ecology 51(3), 746-755. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219.

van der Werf H.M.G., Knudsen M.T., Cederberg C., 2020. Evaluer les impacts environnementaux de l'agriculture biologique : l'analyse du cycle de vie doit faire mieux. Innovations Agronomiques 80, 113-121.

Vera, F.W.M., 2000. Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing. https://doi.org/10.1079/9780851994420.0000.

Vollet, D., Huguenin-Elie, O., Martin, B., Dumont, B., 2017. La diversité des services rendus par les territoires d'élevage herbagers fournissant des produits de qualité dans des environnements préservés. INRA Productions Animales 30, 333-350.

Zahm, F., Alonso Ugaglia, A., Barbier, J.M., Boureau, H., Del'homme, B., Gafsi, M., Gasselin, P, Girard, S., Guichard, L., Loyce, C., Manneville, V., Menet, A., Redlingshöfer, B., 2019. Évaluer la durabilité des exploitations agricoles. La méthode IDEA v4, un cadre conceptuel combinant dimensions et propriétés de la durabilité. Cahiers Agricoles 28, 5. https://doi.org/10.1051/cagri/2019004.

Zahm, F., Alonso Ugaglia, A., Barbier, J.M., Boureau, H., Del'homme, B., Gafsi, M., Gasselin, P, Girard, S., Guichard, L., Loyce, C., Manneville, V., Menet, A., Redlingshöfer, B., 2019. Évaluer la durabilité des exploitations agricoles. La méthode IDEA v4, un cadre conceptuel combinant dimensions et propriétés de la durabilité. Cahiers Agricoles 28, 5. https://doi.org/10.1051/cagri/2019004.

Pour citer cet article : Hayo MG van der Werf, Aymeric Mondière, Jean-François Glinec, Frédéric Signoret, Michael S Corson. Les fermes d'élevage herbivore qui favorisent la biodiversité, un modèle pour demain. Innovations Agronomiques, 2025, 104, pp.91-104. 10.17180/ciag-2025-vol104-art08

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.

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

Corentin BABIN[1,2], Sandrine ESPAGNOL[1], Joël AUBIN[2]

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

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

Correspondance : joel.aubin@inrae.fr

DOI : https://doi.org/10.17180/ciag-2025-vol104-art09

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, évaluation 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 disapeared fraction of species » par unité de surface (PDF/m^2), 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

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 Relatioship » (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.

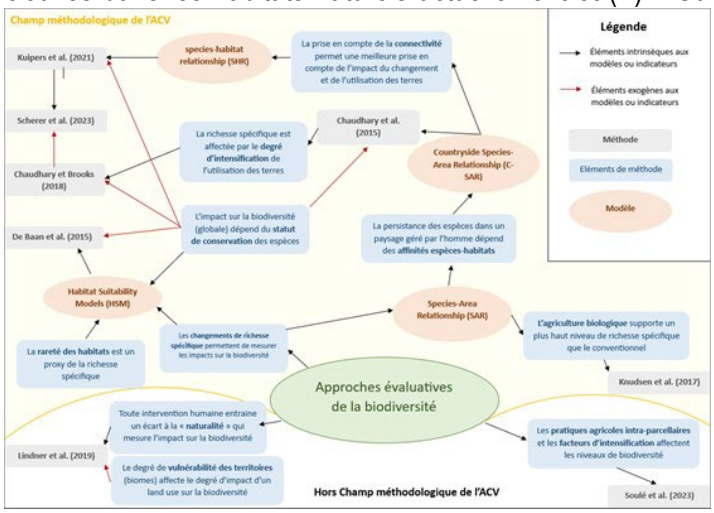


Figure 1 : Hypothèses sous-jacentes et décomposition des méthodes en fonction des paramètres intrinsèques aux modèles ou indicateurs mobilisés et en fonction des paramètres exogènes aux modèles ou indicateurs intégrés dans la méthode

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 « Coutryside-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 ayants 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'héméroby (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 évènements provoquants 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 préservative 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 (Bar-on 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				Inverté-brés		Micro-organismes		Végé-taux	Ecosystème / communauté			Espèce			Génétique			
	Mammifères	Oiseaux	Amphibiens	Reptiles	Arthropodes	Nématodes	Bactéries	Fungi	Plantes	Composition	Structure	Fonctions	Composition	Structure	Fonctions	Composition	Structure	Fonctions	Risque d'extinction
Chaudhary et Brooks. (2018)	✓	✓	✓	✓	o	o	o	o	✓	✓	o	o	o	o	o	o	o	o	✓
de Baan *et al*. (2015)	✓	o	o	o	o	o	o	o	o	✓	o	o	o	o	o	o	o	o	✓
Knudsen *et al*. (2017)	o	o	o	o	o	o	o	o	✓	✓	o	o	o	o	o	o	o	o	✓
Kuipers *et al*. (2021)	✓	✓	✓	✓	o	o	o	o	o	✓	✓	o	o	o	o	o	o	o	✓
Lindner *et al*. (2019)	o	o	o	o	o	o	o	o	o	±	±	o	±	o	o	o	o	o	±
Scherer *et al*. (2023)	✓	✓	✓	✓	o	o	o	o	✓	✓	✓	o	o	o	o	o	o	o	✓
Soulé *et al*. (2023)	±	±	±	±	±	±	±	±	±	✓	✓	±	±	o	o	o	o	o	o
Meta-analyses (Babin *et al*. 2023)	±	±	±	±	±	✓	✓	✓	✓	✓	✓	±	±	o	o	o	o	o	o

o	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 de 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)**
Éléments supra-parcellaires	**Conversion**	* C-SAR (couvert)	* SHR (couvert)	* SHR (couvert)	* HSM (couvert)	(non couvert)	(non couvert)	(non couvert)
	Fragmentation	(non couvert)	* ECA (couvert)	* ECA (couvert)	(non couvert)	* Taille des parcelles (couvert)	(non couvert)	* Connectivité (couvert) * Nombre de catégories de land cover

								(couvert)
						* Éléments de structure (%) (couvert)		* % habitats semi-naturels (couvert)
								* Taille des parcelles (couvert)
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) (en partie couvert)	** 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) (en partie couvert)	(non couvert)	(non couvert)	* Nombre de traitements (couvert)	* Agriculture biologique vs conventionnelle (couvert)	* Nombre de traitements herbicides, insecticides et autres (couvert)
							(non couvert)	* Localisation des traitements herbicides (couvert)
	Fertilisation			(non couvert)	(non couvert)	* Quantité d'azote (couvert)	** (en partie couvert)	* Quantité d'azote (couvert)
						* Type de fertilisants (couvert)		
	Cultures de couvertures			(non couvert)	(non couvert)	* Sol couvert (% temps) (couvert)	(non couvert)	(non couvert)
	Associations			(non couvert)	(non couvert)	(non couvert)	(non couvert)	(non couvert)
	Labour			(non couvert)	(non couvert)	(non couvert)	(non couvert)	* Classe d'intensité : semis direct/non-inversion/labour (couvert)
	Pâturage			(non couvert	(non couve	(non couvert)	(non couvert)	(non couvert)

				)	rt)			
	Rotation			(non couvert)	(non couvert)	* Score (couvert)	** (en partie couvert)	* Nombre de cultures (rotation) (couvert)
	Autres			(non couvert)	(non couvert)	* Nombre d'adventices (couvert)	(non couvert)	* Ressources trophiques (couvert)
						* Fréquence d'occurrence d'espèces rares (couvert)		* Nombre de cultures (assolement) (couvert)
						* Mouvement du sol (L/ha) (couvert)		* Nombre de fauches (couvert)
						* Désherbage mécanique (couvert)		* Liens trophiques (impact indirecte) (couvert)
	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.

Éthique

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 étayent 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.

ORCIDs 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 Élevages 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%2Flegal%2Fcbd-fr.pdf&usg=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., & Knuepffer, 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

Pour citer cet article : 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

CC BY 4.0 Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0)
https://creativecommons.org/licenses/by/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.