



La Biodiversité dans les systèmes d'élevage européens

Quels impacts des systèmes d'élevage sur la biodiversité sauvage et quelle gestion par les pouvoirs publics?

TABLE DES MATIÈRES

Introduction3

A. La biodiversité : une construction scientifique, sociale et
politique4

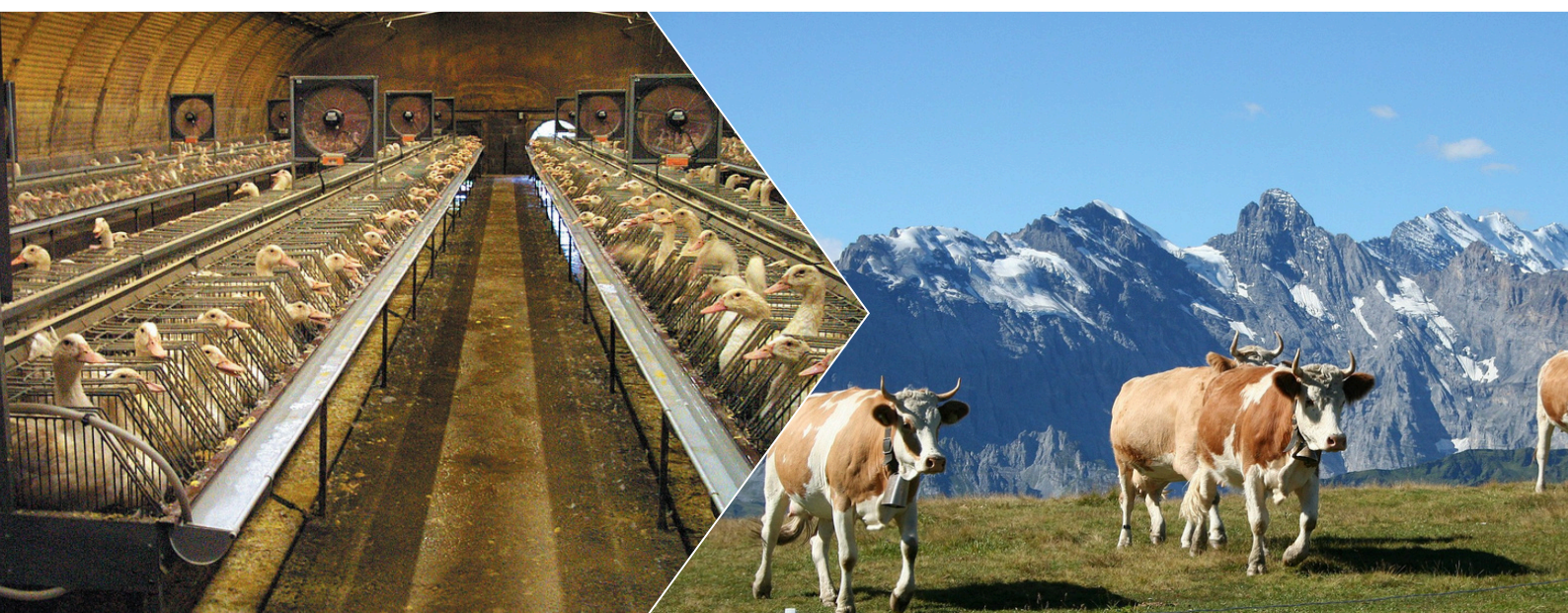
B. Principales pressions exercées par l'élevage sur la
biodiversité.....6

C. La gestion de la biodiversité dans les systèmes d'élevages
européens10

Conclusion.....13

1. Introduction

La sauvegarde de la biodiversité prend depuis quelques dizaines d'années une place croissante dans le débat public et dans les politiques internationales et étatiques. Depuis le Sommet de la Terre à Rio en 1992, les rencontres internationales et les outils législatifs se sont multipliés. Si la biodiversité est aujourd'hui un enjeu transversal, source de préoccupation dans de nombreux secteurs : l'industrie, la finance, etc... elle reste très liée à l'agriculture, qui est un des secteurs au plus proche des milieux naturels dans lesquels elle se maintient. Quand on parle d'élevage et de biodiversité, on peut être tenté de se limiter aux bénéfices des systèmes pastoraux sur la biodiversité. Et s'il est vrai que les systèmes d'élevage peuvent fournir des services écosystémiques dans le cadre de pratiques pastorales, dans l'UE, **l'élevage occupe 63% des terres arables**, et il est responsable de 73% des plastiques utilisés dans l'agriculture et de **12% des émissions de GES dans l'UE**, tous secteurs confondus, ce qui impacte indirectement, et de manière négative, la biodiversité. La gestion de la biodiversité par les Etats membres et l'UE n'a cessé d'évoluer, avec la mise en place d'instruments législatifs et financiers complexes, portés par des acteurs très divers. Cette note présentera les différents types d'impacts des systèmes d'élevage sur la biodiversité sauvage, une cartographie des acteurs de la gestion de la biodiversité dans les systèmes d'élevage, les différents outils qu'ils mobilisent, et l'efficacité de ces outils dans l'optique de mettre en valeur d'éventuelles lacunes.



A. La biodiversité : une construction scientifique, sociale et politique

Le terme biodiversité est un **néologisme**, une contraction des termes « biologie » et « diversité » apparu en **1986** lors de la préparation d'un forum international. Sa **définition est posée lors du Sommet de Rio en 1992, dans la convention sur la diversité biologique (CDB)**, elle est la suivante : « *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.* » (Degron, 2017). Le néologisme « biodiversité » traduit une **double rupture épistémologique** par rapport au termes "diversité biologique"

1. La biodiversité comme construction scientifique

La première rupture épistémologique associée au nouveau concept de biodiversité est la prise en compte de **l'interaction entre les différents niveaux de diversité**. Si ceux-ci étaient autrefois étudiés à travers différentes disciplines, ce nouveau concept intègre une dimension transversale dans l'étude de la diversité biologique. Les différentes composantes de la biodiversité sont étudiées non seulement en fonction de leur niveau (génétique par exemple) mais aussi dans leur interactions - avec l'épigénétique par exemple, qui relie la génétique et l'environnement (Mbade Séné, 2010).

La biodiversité est un concept complexe, puisqu'il peut décrire plusieurs niveaux de diversité biologique : la **diversité génétique, spécifique et écosystémique**. Par ailleurs, la biodiversité a plusieurs composantes : (i) la **composition**, qui réfère à la nature et la variété des éléments composant la biodiversité (ii) la **structure**, qui réfère à l'organisation de cette diversité dans l'espace, à l'échelle d'un paysage par exemple (iii) le **fonctionnement**, qui résulte de la composition et de la structure, et qui définit les processus écologiques et évolutifs. Ces différentes modalités rendent **difficile la mise en place de protocoles de mesure standardisés, ou même un consensus sur une unité de mesure**, comme cela a pu être fait dans le cas des émissions de GES : avec l'adoption de la méthode ACV et l'unité en équivalents CO2.

2. La biodiversité comme construction sociale : valeurs associées à la biodiversité

La seconde rupture épistémologique sort le concept de diversité biologique du domaine purement scientifique et l'intègre dans des problématiques sociales, économiques et politiques (Mbade Séné, 2010). En ce qui concerne la biodiversité sauvage, différentes valeurs lui sont attribuées, au-delà de la dichotomie « valeur instrumentale » et « valeur non instrumentale», il existe des nuances qui sont portées par différents acteurs.

Type de valeur >	Approches anthropocentrées			Approches non-anthropocentrées	
	Organisme / Programme			Valeurs d'usage	
	Valeurs d'usage			Valeurs de non-usage	
IPBES	Valeurs instrumentales			Valeurs relationnelles	Valeurs intrinsèques
Efese	Valeurs utilitaires			Valeurs patrimoniales	
TEEB, commission Chevassus-au-Louis	Valeurs d'usage direct	Valeurs d'usage indirect	Valeurs d'option	Valeurs d'héritage	Valeurs d'existence

Tableau 1 : Principales typologies de valeurs considérées, construction des auteurs de la note d'analyse sur la base de la littérature publiée par les différents organismes cités (Tromeur and Pommeret, 2024).

L'approche anthropocentrée regroupe (i) la **valeur instrumentale** qui s'appuie sur une vision de la biodiversité comme **pourvoyeuse de services écosystémiques** aux humains, à laquelle on peut attribuer une valeur monétaire. Cette approche a été largement adoptée depuis les premiers travaux d'économistes sur le sujet en 1997 (Costanza et al., 1997). (ii) La valeur **patrimoniale** qui peut sembler désintéressée mais qui considère également la biodiversité comme pourvoyeuse de services aux humains, fussent-ils culturels. Seule l'attribution d'une **valeur intrinsèque** à la biodiversité est considérée comme une valeur non-anthropocentrée, puisqu'elle renvoie à la biodiversité en elle-même et pour elle-même, sans considération de son usage éventuel. La valeur intrinsèque n'est pas portée par beaucoup d'acteurs, contrairement à la valeur instrumentale (Guiral, 2013). Les différentes valeurs de la biodiversité sont un **outil de sensibilisation important**, et certaines structures n'hésitent pas à adapter leur discours en fonction de leurs interlocuteurs, avec par exemple le world wildlife fund (WWF) qui a élargi les valeurs considérées dans ses campagnes de communication, pour inclure une approche utilitariste autrefois absente de son discours, afin de toucher une plus large audience. Ces différentes valeurs ne sont pas à négliger lorsque l'on évoque la biodiversité puisqu'elles modifient la perception du public, et elles peuvent évoluer avec les attentes sociétales.

3. La biodiversité comme enjeu politico-économique

Si le concept de « diversité biologique » s'inscrivait uniquement dans le domaine scientifique, ce n'est plus le cas pour la biodiversité, qui est un objet social et politique depuis la pose de sa définition en 1992 lors du Sommet de la terre à Rio. **La Convention sur la diversité biologique (CDB) institutionnalise la biodiversité et la reconnaît comme patrimoine commun de l'humanité.** Dès lors, il est **attendu des Etats qu'ils interviennent politiquement dans sa gestion et sa préservation.**

La **mise à l'agenda rapide de la question de la préservation de la biodiversité** peut s'expliquer d'une part par la **gravité du phénomène d'érosion** constaté ces dernières décennies, par exemple, le nombre d'oiseaux a décliné de 60 % en 40 ans, pour les espèces des milieux agricoles en Europe., l'agriculture intensive étant la principale pression associée au déclin des populations d'oiseaux (Devictor, 2023). D'autre part, **son appréhension par les politiques publiques a été facilitée par la monétisation de la nature** qui se développe depuis la fin du XXe siècle, à travers la notion de services écosystémiques (Costanza et al., 1997). C'est possiblement la monétisation de ces services, desquels fait partie la biodiversité, qui a permis une mise à l'agenda rapide de ces problématiques dans les politiques publiques, internationales et nationales (Méral, 2012).

B. Principales pressions exercées par l'élevage sur la biodiversité

1. Contexte européen

Les fermes de l'UE ont utilisé 157 millions d'hectares de terres pour la production agricole en 2020, soit **38 % de la surface totale des terres de l'UE** (Eurostat, 2022). En 2020, la densité moyenne de bétail dans l'Union européenne (UE) était de **0,7 unité de bétail par hectare (UB/ha) de surface agricole**. Cette densité moyenne est très variable d'un pays à l'autre, en raison notamment de modes de production différents. Ainsi, les Pays-Bas ont une densité très élevée de 3,4 UB par hectare, alors que en Lituanie, elle est de 0,2 UB par hectare (Eurostat, 2023a). En termes de composition de la population de bétail, les bovins représentent environ la moitié du total du bétail de l'UE (environ 50% du tonnage total de viande, Figure 1), les porcs environ 30% et les volailles environ 15% (Eurostat, 2023b).

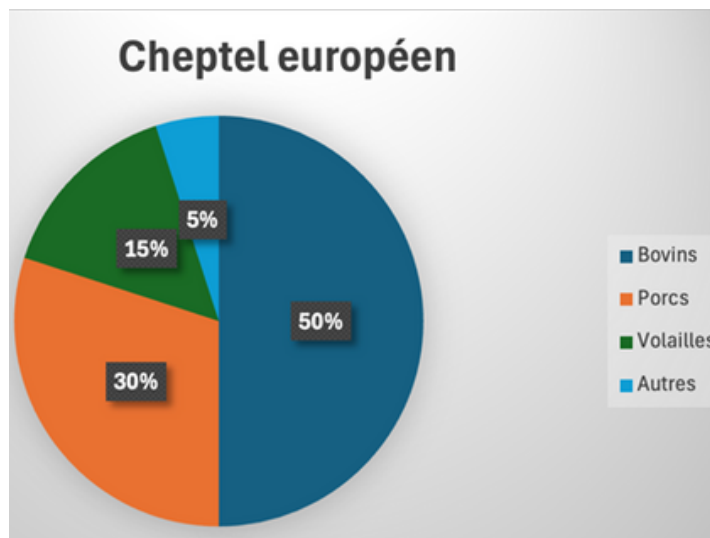


Figure 1 : Composition du cheptel européen (graphique établi sur la base des données de (Eurostat, 2023b).

2. Artificialisation des milieux naturels : usage des sols pour l'élevage

Aujourd'hui, 63 % des terres arables de l'UE sont associées à la production animale. Les élevages peu herbagers nécessitent l'utilisation de terres agricoles pour la production d'une quantité importante d'aliments concentrés. Les impacts diffèrent selon l'usage du sol, on peut en relever 3 principaux (Figure 2) : les **prairies, aux impacts ambivalents, les bâtiments et les grandes cultures, aux impacts principalement négatifs sur la biodiversité**.

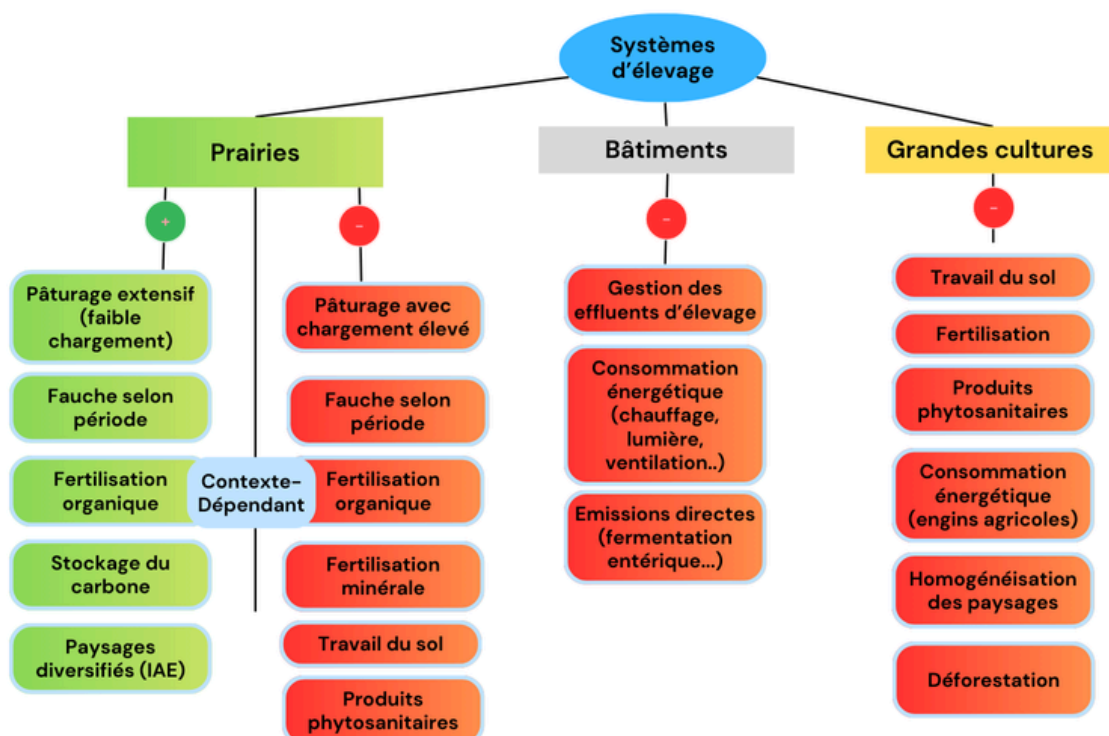


Figure 2: Principales conséquences des différents usages du sol associés aux systèmes d'élevage

Le cas des prairies

Les **prairies permanentes représentent environ 35% de la SAU en Europe**, (Smit, Metzger and Ewert, 2008), soit environ **60 millions d'hectares** (Eurostat, 2019). Elles se caractérisent par une **végétation constituée majoritairement de graminées**. L'UE caractérise deux types de prairies : les prairies permanentes exclues de rotations culturales depuis au moins cinq ans, et les prairies temporaires, qui entrent dans les systèmes de rotation culturales et ont, le plus souvent, une durée de vie de 2 à 3 ans. Ces deux types de prairie n'ont pas le même impact sur les écosystèmes. **Les prairies permanentes sont en constante diminution depuis 1975** en Europe (Schils et al., 2022). Par exemple dans les pays de l'UE à 6, les prairies permanentes ont diminué de 40% entre 1967 et 2007, en Europe de l'Est également, les politiques publiques ont mené à une diminution des prairies permanentes (Huyghe et al., 2014).

Ainsi, **entre 2 et 7 fois plus de biodiversité animale et végétale vivent dans les sols des prairies, comparé aux terres de grandes cultures** (Alkemade et al., 2009).

Cependant, certaines pratiques associées à la gestion prairiale ont un impact négatif sur la biodiversité. C'est le cas de la **fertilisation minérale, et organique dans une moindre mesure, qui diminuent la diversité spécifique et l'abondance des espèces végétales** (Humbert et al., 2016; Midolo et al., 2019), ainsi que la masse microbienne, et la masse des champignons mycorhiziens arbusculaires (Jia et al., 2020). Ceci a des impacts sur les macro-organismes, comme les arthropodes, pour lesquels la disponibilité en nutriments diminue (Prather et al., 2020). **La fauche et le pâturage sont deux pratiques inhérentes à la gestion des prairies pouvant à la fois nuire et favoriser la biodiversité**, en fonction des modalités appliquées

Grandes cultures pour l'alimentation

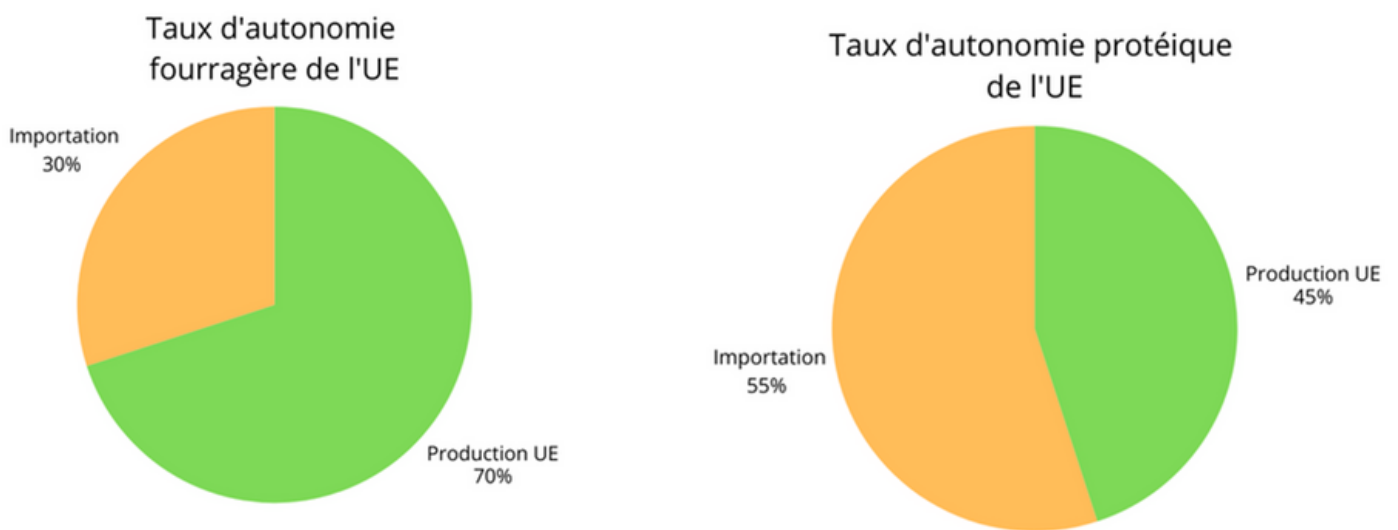


Figure 3a et 3b : Taux d'autonomie fourragère (a) et protéique (b) de l'UE (graphiques établis sur la base des données de (Pflimlin, 2022)).

Les importations de l'UE représentent environ la moitié des oléagineux utilisés tous les ans dans l'alimentation animale, secteur dans lequel les droits à l'importation sont fixés à zéro (Céréales - Commission européenne, 2023)), c'est-à-dire qu'il n'y a pas de taxe à l'importation, ce qui n'encourage pas l'évolution des systèmes de production vers une diminution de la quantité importée. **Parmi les matières riches en protéines (MRP), le tourteau de soja représente environ les 2/3 des protéines utilisées pour l'élevage**. Cette proportion est très variable selon les pays, par exemple en Allemagne et en France elle est à 50%, mais en Espagne ou aux Pays-Bas, elle s'élève à 80% (Pflimlin, 2022). **En 2020-21, l'Union européenne a utilisé plus de 25 millions de tonnes de farine de soja importé pour l'alimentation animale alors que la production est inférieure à 1 million de tonnes** (Ruiz Mirazo, 2022). L'UE est le deuxième plus grand importateur de matières premières liées à la déforestation. Entre 2005 et 2017, les importations de l'UE, essentiellement soja et huile de palme, sont **responsables de la déforestation de 3.5 millions d'hectares**. (Pendrell et al., 2019).

Land sparing vs land sharing

Les modalités de l'usage des sols sont questionnées depuis quelques années, avec deux visions principales qui s'opposent : les stratégies de land sparing et de land sharing. Les termes land sharing et land sparing, apparus dans la littérature au début du XXI^e siècle, font référence à **deux modalités d'arrangements spatio-temporels des zones agricoles et non agricoles. Les deux approches visent à garantir d'une part une production agricole suffisante, et d'autre part à réduire la pression de l'agriculture sur la biodiversité**

Le land sharing : Cette approche fait le choix d'une tentative de conciliation, où l'adoption de certaines pratiques agricoles permettent de maintenir la biodiversité au sein des paysages.

Le land sparing : Cette approche repose sur l'idée que l'adoption de pratiques favorables à la biodiversité induiraient forcément une baisse de productivité à l'hectare, et que cette baisse devrait être compensée en artificialisant d'autres espaces. Elle consiste donc à augmenter les rendements en utilisant des pratiques intensives sur les terres déjà converties, dans le but d'accroître la production sans devoir augmenter la surface agricole, et ainsi préserver les espaces naturels (Green, 2005).

Les deux approches incarnent non seulement des modèles techniques qui divergent, mais surtout des manières de considérer le vivant qui s'opposent (Saydeh and Bissonnette, 2024).

3. Changement climatique

L'élevage contribue au réchauffement climatique par l'émission de différents gaz à effet de serre, à plusieurs niveaux des filières (Figure 4). Or, le réchauffement climatique a un impact direct sur la biodiversité (IPBES, 2019). Les systèmes d'élevage représenteraient à l'échelle mondiale 6,2 giga tonnes d'équivalent CO₂, ce qui représente environ **12% émissions anthropiques mondiales** (FAO, 2023) **Parmi ces émissions, 62% seraient dues à l'élevage en lui-même** (bâtiments, gestion des effluents etc..) **et le tiers restant serait imputable à la production et au transport de l'alimentation animale** (fertilisation, utilisation de produits phytosanitaires...) .

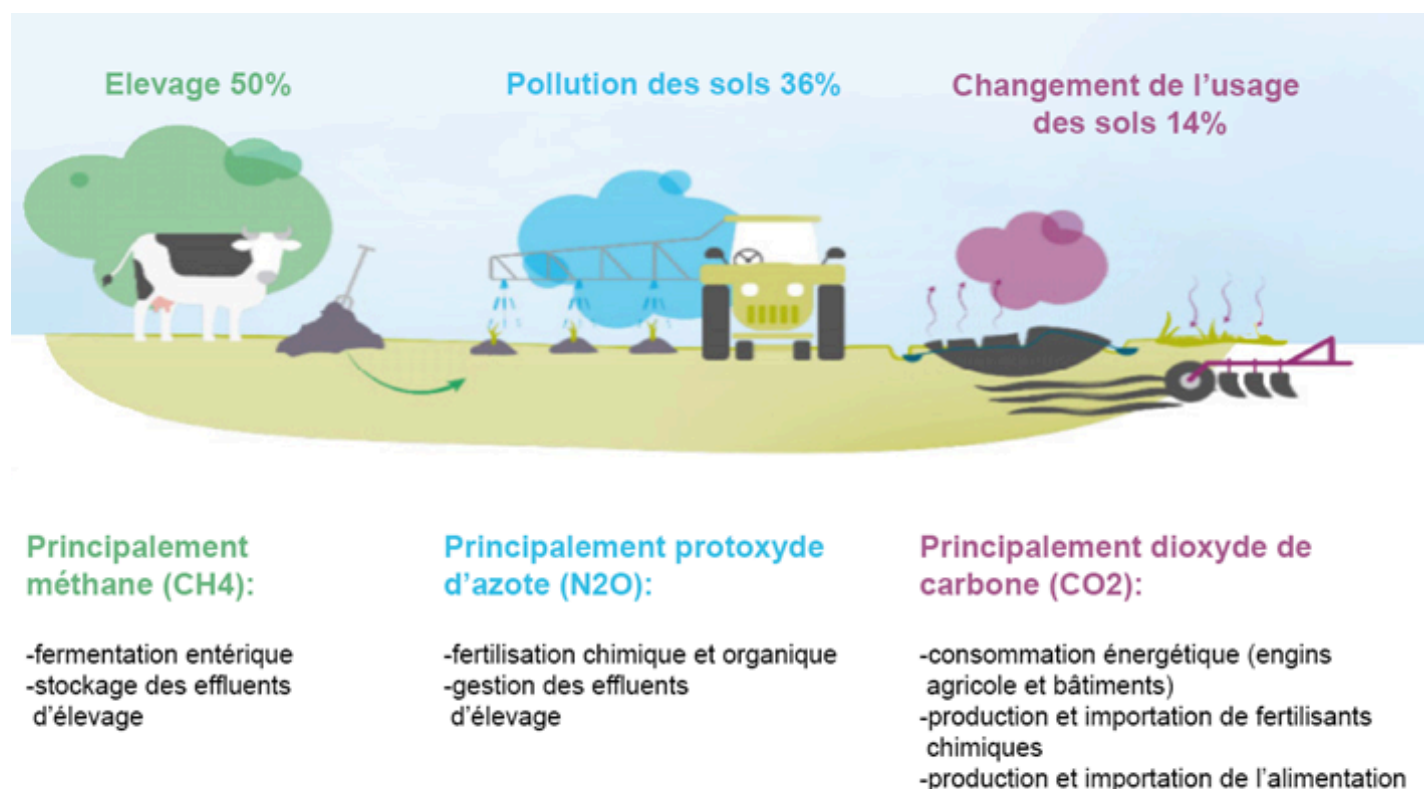
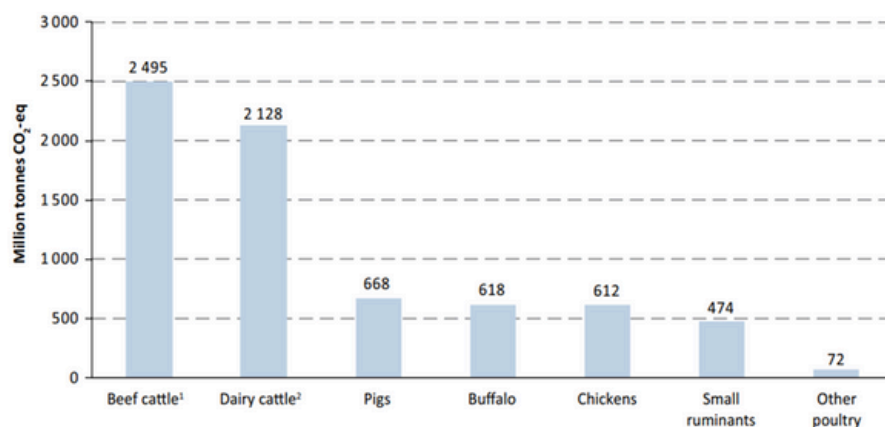


Figure 4: Principales sources d'émissions de GES par l'agriculture européenne, et la contribution du secteur de l'élevage. Schéma modifié sur la base de (Jongeneel et al., 2021).

Figure 5 : émissions de GES par filière à l'échelle mondiale (Gerber et al., 2013).

Les émissions de GES varient considérablement selon les filières (Figure 5), les plus conséquentes étant le méthane **CH₄ (44%)**, émis par les ruminants, suivi du protoxyde d'azote **N₂O (29%)**, et du dioxyde de carbone **CO₂ (27%)**

FIGURE 2. Global estimates of emissions by species*



4. Pollution des écosystèmes

Certaines activités agricoles peuvent entraîner diverses contaminations des milieux. Ces contaminations peuvent être d'origine chimique, et peuvent modifier les caractéristiques des milieux, pouvant ainsi porter préjudice aux organismes y vivant.

Pollution aux métaux lourds

La pollution aux métaux lourds dans les milieux est préjudiciable aux organismes vivants. Les métaux entrent dans la chaîne trophique par les producteurs primaires et les invertébrés du sol. De manière générale, la pollution aux métaux lourds affecte la chaîne trophique et les cycles biogéochimiques (Tovar-Sánchez et al., 2018). La contamination peut se produire par exemple lors de **l'extraction du phosphore pour la production d'engrais chimiques (au niveau des sites d'extraction miniers)**, ou lors de **l'application sur la parcelle (Cheraghi et al, 2012)**.

Pollution par les plastiques

Un plastique est un polymère auquel sont ajoutés des additifs conférant au matériau des propriétés particulières. Les plastiques se fragmentent dans l'environnement sous forme de particules de microplastiques (MPL), ils contaminent l'environnement, les organismes vivants et les chaînes trophiques.. **Les MPL ont des effets avérés sur les écosystèmes, à travers certains composants identifiés comme des perturbateurs endocriniens, ou d'autres qui favorisent l'absorption par les organismes vivants et les milieux de certains composés toxiques** (par exemple le cadmium chez le bétail, ou les pesticides dans les sols) (Duquesne et al., 2025).

Pollution par des substances actives à usage pharmaceutique (vermifuges, antibiotiques)

Les vermifuges sont des composés aux propriétés anthelmintiques et insecticides. Ils sont trouvés dans les prairies à des **concentrations suffisantes pour porter préjudice aux organismes coprophages au moins jusqu'à 5 semaines après le traitement** (Spratt, 1997). Ils sont également présents dans les effluents d'élevage, utilisés dans des parcelles culturales ou prairiales pour la fertilisation.

Les antibiotiques présents dans les effluents d'élevage, et utilisés pour la fertilisation, peuvent contaminer les eaux de surface. Ils **favorisent l'apparition et le développement de bactéries antibiorésistantes ou de parasites**, qui peuvent être retrouvés dans l'environnement, respectivement sous forme de spore ou larvaire, **plusieurs années après l'épandage** (Dumont et al., 2019).

Lixiviation et eutrophisation

La **lixiviation** désigne le fait que l'azote en excès soit entraîné par l'eau de pluie en dehors de la zone à laquelle les racines ont accès (Constantin et al., 2017). Une fois présent dans les milieux aquatiques, l'azote constitue un nutriment en excès.

Cet excès d'azote est le point de départ du **processus d'eutrophisation** : la production primaire du milieu contaminé va augmenter, et favoriser des espèces compétitives, appréciant de hautes teneurs en azote, diminuant par conséquent la diversité spécifique (Piney et al., 2017). **Environ 80 % des eaux douces européennes dépassent le seuil de risque élevé pour la biodiversité** de 1,5 milligramme de nitrates par litre (Nowak, 2013).

D. La gestion de la biodiversité dans les systèmes d'élevages européens

Chronologie de l'institutionnalisation de la biodiversité

La préservation de la biodiversité a d'abord été encouragée dans les **milieux du XXe siècle par les semenciers et sélectionneurs sous l'égide d'organisations internationales** telles que la FAO. Dès les années soixante, la perte de la diversité génétique est devenue un problème mondial, parce que cette perte de matériel génétique signifiait une perte potentielle de bénéfices futurs, puisqu'il permet une adaptation à d'éventuels stress biotiques ou abiotiques futurs.

Le **sommet de la Terre à Rio, qui s'est tenu en 1992 a donné lieu à la Convention sur la Diversité Biologique (CDB)**. Globalement, cette convention va écologiser les ressources génétiques et chercher à sortir d'une vision purement utilitariste de la biodiversité. **Depuis 1992, les acteurs de la conservation de la biodiversité ne se situent plus uniquement dans le domaine agricole de la biodiversité domestique** (agriculteurs, semenciers...) mais dans de nombreux secteurs, comme l'écologie, ou l'anthropologie, mais surtout des acteurs extérieurs à toutes disciplines, la population en général (Escobar, 1998b).

Politique agricole commune (PAC)

Nous avons vu que l'agriculture est une des principales causes du déclin de la biodiversité. **La PAC est un des outils principaux de la régulation des impacts environnementaux**. Elle a vu le jour en 1962. Si elle était destinée dans ses premières années à garantir la souveraineté alimentaire de l'UE, et garantir une rémunération suffisante des agriculteurs, elle **intègre progressivement depuis 1970 des enjeux environnementaux**.

La **réforme de 2003 est la première à intégrer des objectifs environnementaux dans des instruments du premier volet de la PAC, dans les outils relatifs à la politique des marchés** (Doussan, 2008). Ainsi, depuis 2003, la PAC conditionne le versement des subventions au respect de certaines pratiques : les **bonnes conduites agricoles et environnementales (BCAE)**.

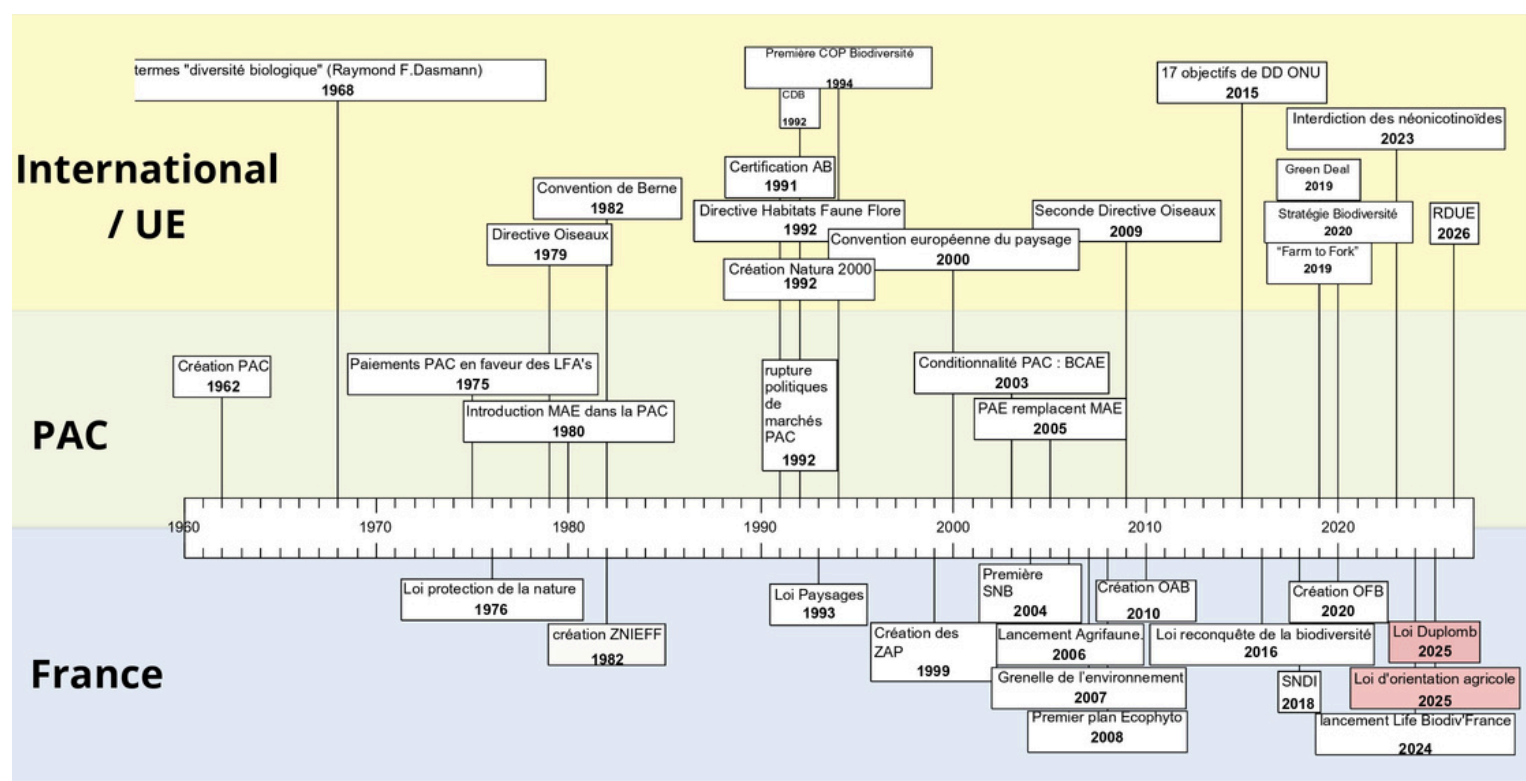


Figure 6 : Chronologie de l'intégration de la biodiversité aux politiques publiques en lien avec l'élevage

La PAC actuelle est en vigueur depuis 2023 jusqu'en 2027. Elle **totalise un budget de 53,7 milliards d'euros, et la France est le premier bénéficiaire, avec 9,29 milliards d'euros.**

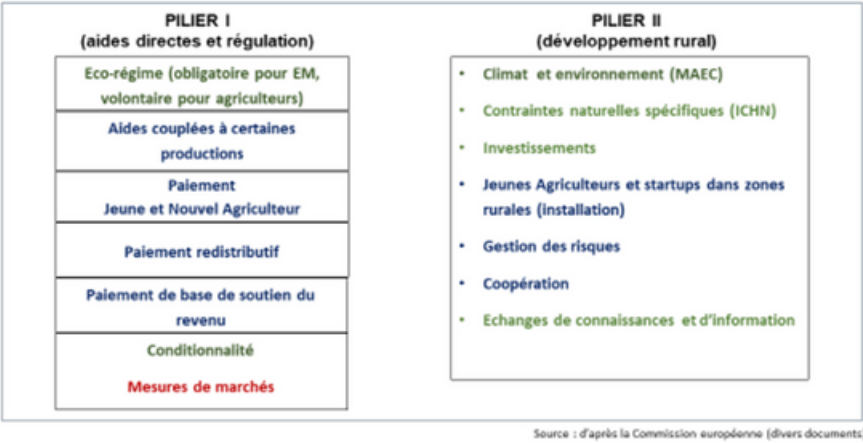


Figure 7 : (Guyomard, 2021) : architecture de la PAC 2023-2027, en vert les mesures relatives à la préservation de l'environnement.

Chaque pays membre de l'UE présente en fonction des orientations de la PAC un Plan Stratégique National (PSN). En France, l'élaboration de ce PSN est piloté par le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MASA), en collaboration avec divers autres acteurs du secteur

La nouvelle politique agricole commune remplace les paiements verts par l'éco-régime, qui s'inscrit dans le premier pilier. Cette mesure représente 25% du premier pilier

Cartographie des acteurs de la gestion de la biodiversité dans les systèmes d'élevage français

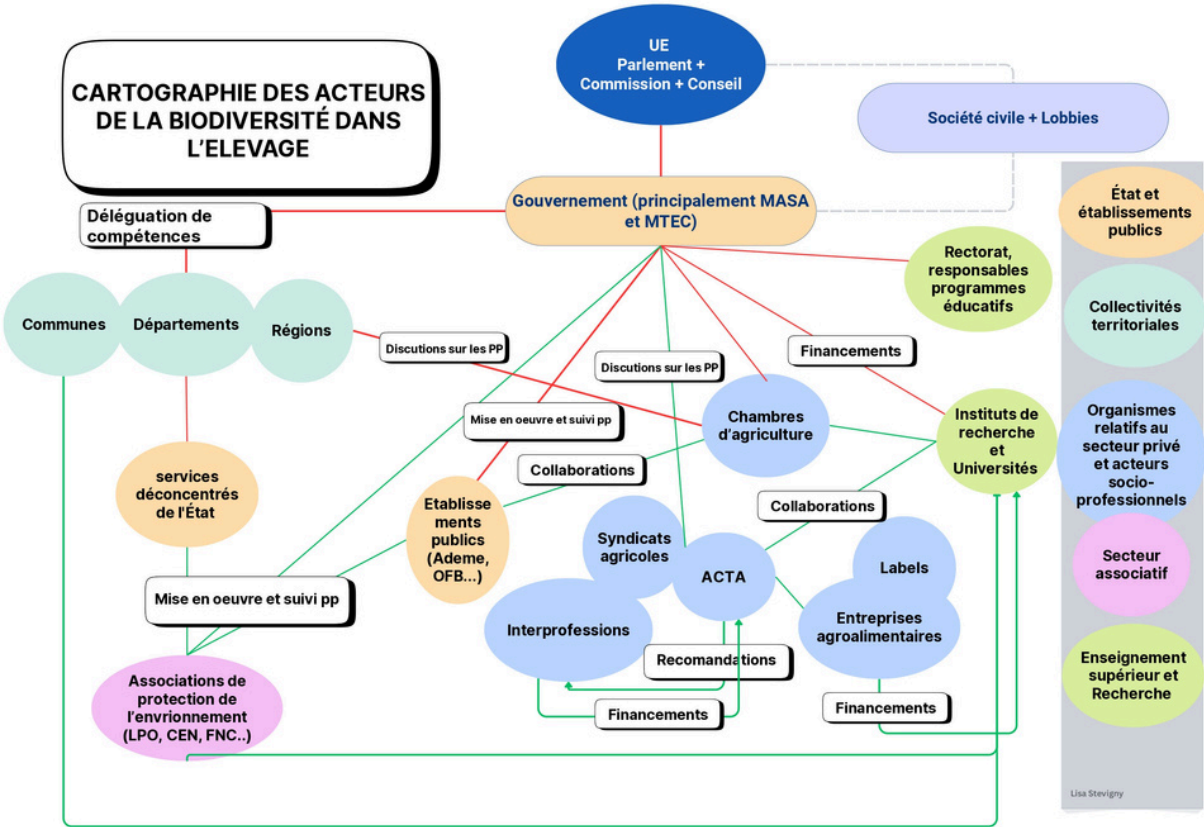


Figure 8 : cartographie des acteurs en lien avec la biodiversité dans les systèmes d'élevage à l'échelle de la France

Politiques mises en place à l'échelle européenne et française

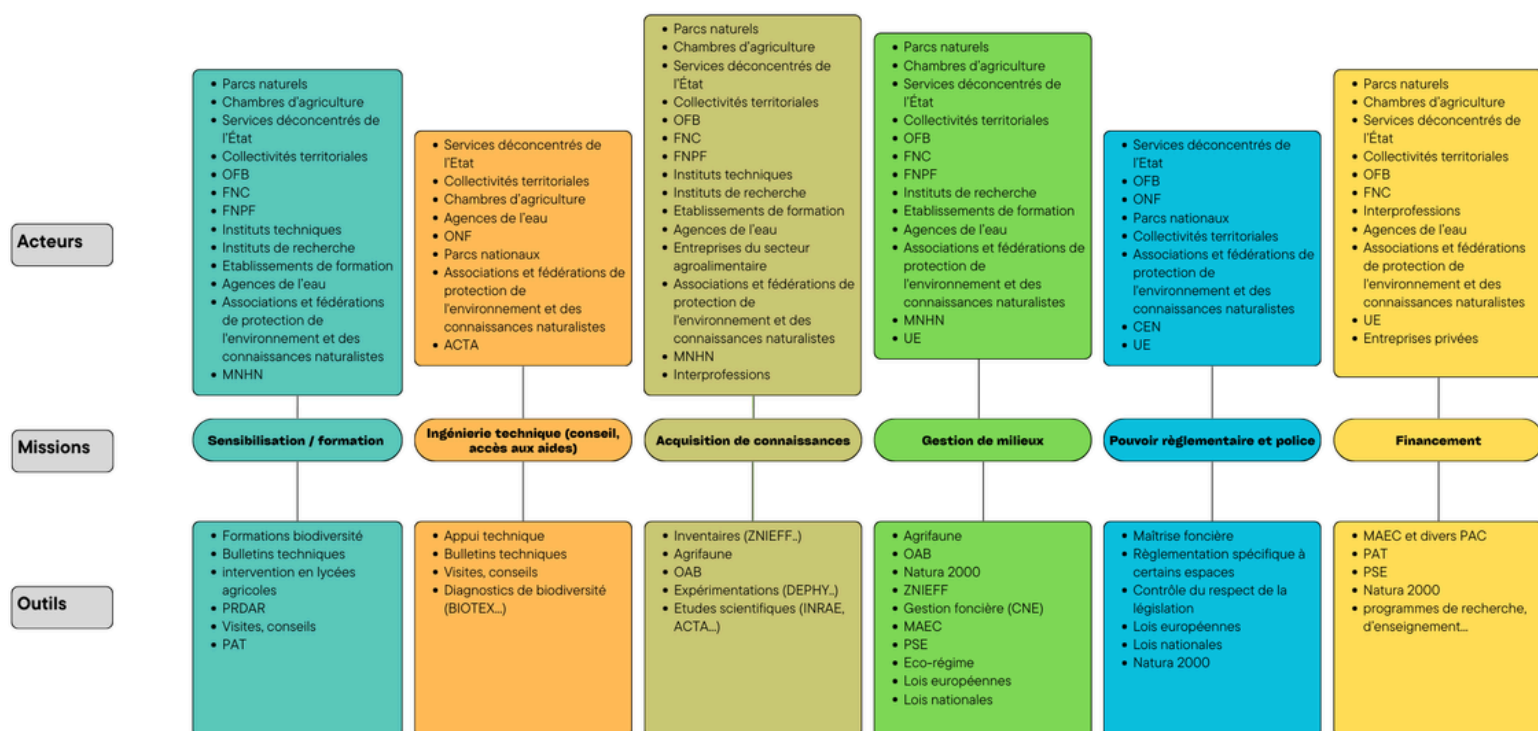


Figure 9 : Outils et acteurs identifiés pour concilier agriculture et biodiversité (inspiré d'un modèle de ARB Centre-Val-de-Loire, 2021)

Impacts et efficacité des politiques publiques

PAC

De manière générale, les **objectifs sont ambitieux et les moyens ne semblent pas manquer**, mais l'efficacité limitée des outils proposés par la PAC sur la biodiversité seraient due à leurs **modalités d'application non optimisées par les états membres**, avec par exemple l'intégration, pour la PAC 2014-2022, de surfaces d'intérêt écologique (SIE) peu favorables à la biodiversité, et bénéficiant donc des paiements verts (ex éco-régime), sans pour autant favoriser la biodiversité de manière satisfaisante (Commission européenne, 2019). **Par ailleurs, certaines mesures semblent aller à l'encontre de la préservation de la biodiversité et de l'environnement en général** (Adams et al., 2025).

Si on s'intéresse plus précisément à la **nature même des instruments mobilisés par la PAC**, et pas seulement à leur efficacité, il est possible de considérer la conditionnalité et le paiement vert (actuel éco-régime) comme des **outils qui monétisent la biodiversité**.

En effet, l'approche de l'UE sur les questions de biodiversité repose sur la mise en place de **normes quantitatives** (par exemple en termes de surface : 1 mètre linéaire de haie pourra être comptabilisé comme 10m² de SIE...) qui constituent des **indicateurs de performance, pouvant être vus comme une forme de domination et de contrôle des individus** (Mesnel, 2018), avec une démarche très verticale de la prise en compte de la biodiversité (Roux et al., 2008). Par ailleurs, ces normes précises sont difficiles à quantifier pour les exploitants.

L'individualisation des normes, qui attribue aux exploitants la responsabilité des questions environnementales contribue à **dépolitiser le problème public** (Comby, 2015). Cette dépolitisation concerne d'abord les agriculteurs, mais également les consommateurs, et consiste à déplacer la responsabilité des politiques sur les individus, par l'utilisation d'outils médiatiques (Comby, 2015).

Réseau Natura 2000

Une des critiques principales du réseau Natura 2000 est le **biais taxonomique**, qui est retrouvé dans d'autres politiques de conservation et en recherche, qui consiste à accorder de l'importance à certains taxons, notamment les mammifères et les oiseaux, et à négliger d'autres taxons, par exemple les invertébrés (Bonnet, Shine and Lourdaï, 2002; Rouveyrol and Leroy, 2021). La liste s'est établie selon un rapport de pouvoir entre la commission et les scientifiques, et les Etats membres. En France, et dans la plupart des pays de l'UE, il n'y a eu aucune modification de la liste taxonomique établie depuis sa première adoption (C. Rivière, 2024).

Paiements pour services environnementaux (PSE)

Le principe même des PSE est de monétiser la biodiversité. Ceci peut présenter comme conséquence **la diminution des démarches favorables à la biodiversité liées à une motivation intrinsèque, pour être davantage liées à une motivation économique.**

« Les analystes qui considèrent que les PSE sont des adjuvants utiles pour alléger le coût du respect de la réglementation restent silencieux sur la relation à long terme entre la contrainte réglementaire et les PSE : **jusqu'à quand est-il socialement acceptable de rémunérer les acteurs pour le respect des lois ?** » (Karsenty et al., 2017).

CONCLUSION

L'interprétation des résultats des études scientifiques sur la biodiversité est complexe, pour plusieurs raisons. Premièrement, **la définition même de la biodiversité est assez complexe**, elle se caractérise à plusieurs niveaux d'organisation : génétique, spécifique, et écosystémique, et selon plusieurs composantes : Composition, Structure, Fonctionnement, elles même pouvant être définies par de nombreux indicateurs : respectivement la richesse spécifique, la connectivité des habitats, ou les cycles biogéochimiques. Cette pluralité de dimensions, et d'indicateurs rend difficile la standardisation des études, et donc la généralisation des différents cas d'étude. Par ailleurs, les périmètres d'étude sont souvent restreints à la parcelle, sur quelques années seulement, sur des taxons spécifiques, et prennent rarement en compte l'échelle du paysage, une échelle de temps plus importante, ou d'autres indicateurs que ceux de la diversité spécifique (Roux et al., 2008). De plus, la pluralité d'acteurs impliqués complique la prise de décision et la mise en place de politiques publiques cohérentes.

La gestion par les politiques publiques des questions environnementales est en perpétuelle évolution, et il est apparu qu'un des freins principaux à l'intégration de ces enjeux n'est pas le manque de connaissances sur le sujet, mais le **faible intérêt économique à court terme**. En effet, si à long terme la préservation de la biodiversité est économiquement intéressante, en ce qu'elle permet le fonctionnement optimal des écosystèmes exploités, **sa préservation implique de repenser les systèmes de production, ce qui est évalué comme coûteux à court terme** (Guyomard et al., 2024). **La conception du long terme que nécessite l'intégration des problématiques environnementales n'est pas évidente dans les systèmes de gouvernance actuels** (Hériard-Dubreuil and Dewoghélaëre, 2014).



BIBLIOGRAPHIE

- Adams, N. et al. (2025) 'Assessing the impacts of EU agricultural policies on the sustainability of the livestock sector: a review of the recent literature', *Agriculture and Human Values*, 42(1), pp. 193–212.
- Alkemade, R. et al. (2009) 'GLOBIOS: a Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss', *Ecosystems*, 12, pp. 374–390. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>.
- Bonnet, X., Shine, R. and Lourdaï, O. (2002) 'Taxonomic chauvinism', *Trends in Ecology & Evolution*, 17(1), pp. 1–3. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02381-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02381-3).
- Comby, J.-B. (2015) *La question climatique: genèse et dépolitisation d'un problème public. Raisons d'agir*.
- Céréales - Commission européenne (2023). Available at: https://agriculture.ec.europa.eu/farming/crop-productions-and-plant-based-products/cereals_fr (Accessed: 19 March 2025).
- Commission européenne (2019) 'Etude d'évaluation de l'impact de la PAC sur les habitats, les paysages et la biodiversité'. Available at: <https://doi.org/DOI:%252010.2762/647580>.
- Costanza, R. et al. (1997) 'The value of the world's ecosystem services and natural capital', *Nature*, 387(6630), pp. 253–260. Available at: <https://doi.org/10.1038/387253a0>.
- Constantin, J. et al. (2017) 'Concilier la réduction de la lixiviation nitrique, la restitution d'azote à la culturesuivante et la gestion de l'eau avec les cultures intermédiaires', *Innovations Agronomiques*, 62, pp. 1–12. Available at: <https://doi.org/10.15454/1.517407043672525E12>.
- Escobar, A. (1998) 'Whose Knowledge, Whose nature? Biodiversity, Conservation, and the Political Ecology of Social Movements', *Journal of Political Ecology*, 5(1), pp. 53–82. Available at: <https://doi.org/10.2458/v5i1.21397>.
- FAO (2023) *Pathways towards lower emissions – A global assessment of the greenhouse gas emissions and mitigation options from livestock agrifood systems*. Rome, Italy, p. 77. Available at: <https://doi.org/10.4060/cc9029en>.
- Degron, R. (2017) 'Biodiversité', in *Dictionnaire Collectivités territoriales et Développement Durable*. Cachan: Lavoisier (Environnement), pp. 67–69. Available at: <https://doi.org/10.3917/lav.pissa.2017.01.0067>.
- Devictor, V. (2023) *L'intensification de l'agriculture est à l'origine de la disparition des oiseaux en Europe* | CNRS. Available at: <https://www.cnrs.fr/fr/presse/lintensification-de-lagriculture-est-lorigine-de-la-disparition-des-oiseaux-en-europe> (Accessed: 9 April 2025).
- Dumont, B. et al. (2019) *Impacts et services issus des élevages européens*. Quae éditions (Matière à Débattre et Décider). Available at: <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-2705-1>.
- Duquesne, S. et al. (2025) *Plastiques utilisés en agriculture et pour l'alimentation: usages, propriétés et impacts*. Rapport d'ESCo. INRAE; CNRS.
- Eurostat (2022) *Farms and farmland in the European Union - statistics*. Available at: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Farms_and_farmland_in_the_European_Union_-_statistics (Accessed: 25 March 2025).
- Eurostat (2023) *Agri-environmental indicator - livestock patterns*. Available at: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_-_livestock_patterns (Accessed: 25 March 2025).
- Green, R. (2005) '(PDF) Farming and the Fate of Wild Nature', ResearchGate [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.1106049>.
- Guiral, C. (2013) 'Les valeurs de la biodiversité: un regard sur les approches et le positionnement des acteurs', Rapport FRB, série expertise et synthèse [Preprint]
- Guyomard, H. et al. (2021) 'Review: Why and how to regulate animal production and consumption: The case of the European Union', *Sustainable livestock systems for high-producing animals*, 15, p. 100283. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.animal.2021.100283>.
- .Hériard-Dubreuil, G. and Dewoghélaère, J. (2014) 'Biodiversité et long terme: un défi pour la gouvernance', *Vraiment durable*, 56(1).
- Humbert, J.-Y. et al. (2016) 'Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review', *Global Change Biology*, 22(1), pp. 110–120. Available at: <https://doi.org/10.1111/gcb.12986>.
- Huyghe, C. et al. (2014) *Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies*. éditions Quae.
- IPBES (2019) *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Zenodo. Available at: <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>.
- Jia, X. et al. (2020) 'Effects of nitrogen enrichment on soil microbial characteristics: From biomass to enzyme activities', *Geoderma*, 366, p. 114256. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114256>.
- Mbade Séné, A. (2010) 'Perte et lutte pour la biodiversité: perceptions et débats contradictoires'. Available at: <https://doi.org/10.4000/vertigo.10358>.
- Méral, P. (2012) 'Le concept de service écosystémique en économie: origine et tendances récentes', *Natures Sciences Sociétés*, 20(1), pp. 3–15.
- Mesnel, B. (2018) 'Socialiser à la biodiversité à travers la néo-libéralisation de la PAC?. Les limites bureaucratiques de la conditionnalité et du paiement vert du point de vue des agriculteurs', *Développement durable et territoires*. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, 9(3).
- Midolo, G. et al. (2019) 'Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance: A global meta-analysis', *Global Ecology and Biogeography*, 28(3), pp. 398–413. Available at: <https://doi.org/10.1111/geb.12856>.
- Nowak, B. (2013) *Diminuer la dépendance aux engrais de synthèse par le recyclage local des éléments minéraux: analyse des stratégies d'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations agricoles biologiques*. Université Sciences et Technologies-Bordeaux I.
- Pendrill, F. et al. (2019) 'Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions', *Global Environmental Change*, 56, pp. 1–10. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002>.
- Pflimlin, A. (2022) *L'élevage peut-il se passer du soja importé?*, Institut de l'Élevage. Available at: <https://idele.fr/detail-article/lelevage-peut-il-se-passer-du-soja-importe> (Accessed: 21 March 2025).
- Piney, G. et al. (2017) *Eutrophisation: manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*.
- Prather, R.M. et al. (2020) 'Micronutrients enhance macronutrient effects in a meta-analysis of grassland arthropod abundance', *Global Ecology and Biogeography*, 29(12), pp. 2273–2288. Available at: <https://doi.org/10.1111/geb.13196>.
- Rivière, C. (2024) 'Aux origines de la biodiversité européenne: la directive Habitats ou le gouvernement sans équipement', *Statistique et société* [Preprint], (12| 1).
- Rouveyrol, P. and Leroy, M. (2021) *L'efficacité du réseau Natura 2000 terrestre en France*. PatriNat (OFB-CNRS-MNHN).
- Roux, X. et al. (2008) 'Agriculture et biodiversité: des synergies à valoriser. Rapport final'.
- Ruiz Mirazo, J. (2022) *L'Europe dévore la planète*. WWF. Available at: https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-05/20220523_Rapport_Europe-d%C3%A9vore-la-plan%C3%A8te_WWFFrance.pdf (Accessed: 21 March 2025).
- Saydeh, M. and Bissonnette, J.-F. (2024) 'Concilier biodiversité et agriculture: dépasser la dualité du land sparing contre le land sharing', *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-Série 38. Available at: <https://doi.org/10.4000/12er3>.
- Schils, R.L.M. et al. (2022) 'Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 330, p. 107891. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891>.
- Spratt, D.M. (1997) 'Endoparasite control strategies: Implications for biodiversity of native fauna', *International Journal for Parasitology*, 27(2), pp. 173–180. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0020-7519\(96\)00147-6](https://doi.org/10.1016/S0020-7519(96)00147-6).
- Tovar-Sánchez, E. et al. (2018) 'Heavy metal pollution as a biodiversity threat', *Heavy metals*, 383.