

# Impacts des labels alimentaires sur la biodiversité

Agriculture, aquaculture et pêche

C. Ulrich, F. Lescourret, O. Le Gall et C. Donnars, coord.





# Impacts des labels alimentaires sur la biodiversité

Agriculture, aquaculture et pêche

Clara Ulrich, Françoise Lescourret, Olivier Le Gall,  
Catherine Donnars, coord.

A decorative graphic consisting of several thin, curved lines that sweep across the lower half of the page, creating a sense of movement and flow.

Éditions Quæ

### Pour citer cet ouvrage

Ulrich C., Lescourret F., Le Gall O., Donnars C. (coord.), 2026. *Impacts des labels alimentaires sur la biodiversité. Agriculture, aquaculture et pêche*, Versailles, éditions Quæ, 140 p., <https://www.doi.org/10.35690/978-2-7592-4218-4>

Les auteurs de cet ouvrage sont :

Clara Ulrich (coord.), Françoise Lescourret (coord.), Olivier Le Gall (coord.),  
Catherine Donnars (coord.), Valentin Bellassen, Claire Bernard-Mongin,  
Christian Bockstaller, Luc Bodiguel, Claire Cerdan, Cécile Chéron-Bessou, Fabienne Daurès,  
Alessandra Di Lauro, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Marine Friant-Perrot, Guillaume Fried,  
Didier Gascuel, Sarah Huet, Thierry Laugier, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec,  
Harold Levrel, Allison Loconto, Sterenn Lucas, Pierre-Alain Maron, Clémence Morant,  
Anne Mérot, Emmanuelle Porcher, Mégan Quimbre, Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland,  
Clélia Sirami, Fabrice Vinatier, José Luis Zambonino Infante.

Cet ouvrage est issu de la synthèse d'un rapport d'étude ayant mobilisé un large collectif de travail (p. 136-139). L'étude a été sollicitée par les ministères en charge de la transition écologique et de l'agriculture, de l'agro-alimentaire et de la souveraineté alimentaire et par l'Agence de la transition écologique (Ademe). Le rapport d'étude a été élaboré par un comité d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires, les instituts INRAE et Ifremer ou par les organisations et labels consultés. Le présent ouvrage, ainsi que le rapport dont il a été tiré, n'engagent que la responsabilité des auteurs et autrices. Il a été validé collectivement.

Cet ouvrage est publié sous licence CC-by-NC-ND 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>), excepté les infographies présentées en doubles pages.



Édition mise à jour en avril 2026.

Éditions Quæ  
RD 10  
78026 Versailles Cedex  
[www.quae.com](http://www.quae.com) / [www.quae-open.com](http://www.quae-open.com)

© Éditions Quæ, 2026  
ISBN (papier) : 978-2-7592-4217-7  
ISBN (PDF) : 978-2-7592-4218-4  
ISBN (ePub) : 978-2-7592-4219-1  
ISSN : 2115-1229

# Sommaire

<b>Introduction</b>	5
Contexte de l'étude : le projet d'un affichage environnemental sur les produits alimentaires	8
Objets d'étude : la biodiversité et les labels	9
Organisation et démarche de l'étude BiodivLabel	18
<b>1. Cadres méthodologiques sur la biodiversité, sur les pratiques et sur les labels</b>	25
Introduction	25
Cadre commun pour appréhender la biodiversité : les EBV	26
Classification des pratiques en fonction de leurs impacts sur la biodiversité	26
Labels étudiés dans la dynamique de labellisation	31
<b>2. Impact des labels et de leurs pratiques sur la biodiversité</b>	39
Introduction	39
Grille d'analyse commune pour décrire les effets	39
Revue de la littérature sur les impacts des labels sur la biodiversité	41
Impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité et analyse des cahiers des charges des 10 labels agricoles étudiés	48
Impacts des pratiques aquacoles sur la biodiversité et analyse des cahiers des charges	60
Impacts de la pêche sur la biodiversité et analyse des deux cahiers des charges	65
<b>3. Pistes méthodologiques pour quantifier l'impact des labels sur la biodiversité</b>	74
Introduction	74
Un indicateur prédictif d'impact sur la biodiversité à partir des cahiers des charges (méthode Contra-BiodivLabel)	77

Un indicateur d'impact sur la biodiversité à partir des données statistiques sur les labels agricoles (méthode BVIAS)	84
Notation européenne panachant trois indicateurs de biodiversité pour les produits de la mer (approche de <i>scoring</i> CSTEP)	88
Discussion sur la quantification des impacts sur la biodiversité	91
<b>4. Effectivité et efficacité des engagements des labels</b>	101
Identification des fonctions institutionnelles qui modulent la mise en œuvre des règles du label	101
Démarches récentes favorables à la biodiversité	111
Contexte économique et législatif instable	115
<b>Conclusion</b>	120
Principaux acquis de l'étude	120
Principales lacunes, limites et incertitudes mises en évidence	122
<b>Liste des sigles et abréviations</b>	123
<b>Références bibliographiques</b>	126
<b>Liste des auteurs et autres contributeurs</b>	136
<b>Remerciements</b>	139

# Introduction

Depuis une dizaine d'années, les relations d'interdépendance entre l'état de l'environnement, l'alimentation et la santé sont clairement établies. La distance qui sépare les consommateurs des producteurs de denrées alimentaires rend cependant ces liens de plus en plus virtuels. Plusieurs leviers permettent de réduire cette distance : les labels certifient l'origine ou les modes de production, des applications numériques affichent des indications sur les attributs environnementaux et nutritionnels des produits, des réseaux de vente directe réémergent, etc. Les réglementations européennes et françaises cherchent aussi à renforcer l'information du consommateur.

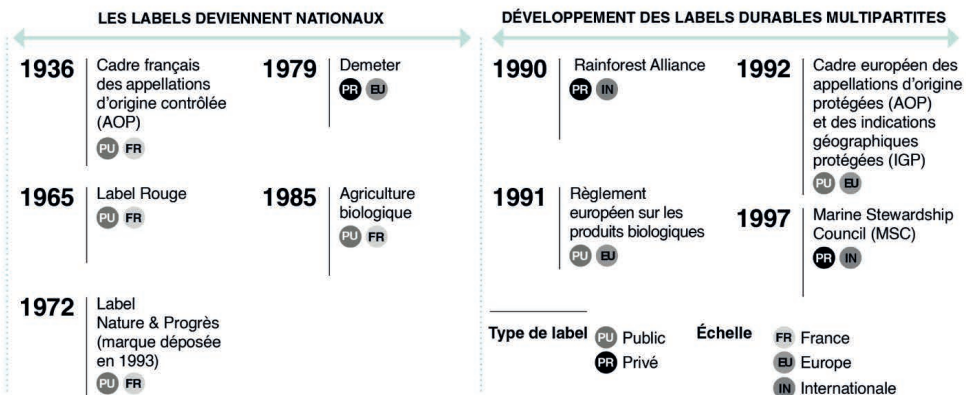
Pionnière en matière d'information environnementale, la loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets, dite « loi Climat et résilience de 2021 »<sup>1</sup>, instaure, en France, un affichage environnemental sur les produits alimentaires commercialisés, à l'instar du Nutri-Score sur le volet nutritionnel. La construction de ce score environnemental a suscité un important travail méthodologique concerté avec les acteurs. Lors de son bilan intermédiaire en 2022<sup>2</sup>, le conseil scientifique associé à la démarche a souligné la difficulté à appréhender l'impact des produits sur la biodiversité. C'est à la suite de ce rapport que le ministère en charge de la transition écologique et celui de l'agriculture, de l'agro-alimentaire et de la souveraineté alimentaire, ainsi que l'Agence de la transition écologique (Ademe), ont sollicité l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) et l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer) pour mieux documenter ce volet biodiversité, en se focalisant sur les pratiques de production. Le choix a été fait de s'appuyer sur des labels car leurs cahiers des charges certifient des pratiques, et aussi parce que le foisonnement des labels, notamment privés, les place au cœur de nombreux débats sur la consommation durable. L'étude, intitulée « BiodivLabel », a été menée par un comité pluridisciplinaire d'experts scientifiques issus d'organismes publics de recherche. Le présent ouvrage synthétise les principaux enseignements du rapport scientifique de l'étude.

L'infographie 1 représente les éléments de cadrage posés au démarrage de l'étude. Au centre, le contexte institutionnel de l'affichage environnemental, entouré des deux objets qui nous ont occupés : les labels étudiés, positionnés dans le mouvement de labellisation qui a pris de l'ampleur depuis 30 ans, et la biodiversité, au travers de quelques indicateurs caractérisant son effondrement.

1 Journal officiel de la République française (JORF) n° 196, 2021.

2. <https://affichage-environnemental.ademe.fr/secteur-alimentaire/comite-scientifique-alimentation> (consulté le 30/04/2025).

# Infographie 1 - Chronologie des labels, de l'affichage environnemental et du déclin de la biodiversité



## CONTEXTE INSTITUTIONNEL DE L'AFFICHAGE ENVIRONNEMENTAL DES PRODUITS ALIMENTAIRES

**2013** En France, création de la base de données Agribalyse sur les impacts environnementaux des produits agricoles (méthode ACV).

**2021** La loi Climat et résilience instaure l'affichage environnemental des produits alimentaires en France.

**2009** La loi Grenelle 1 introduit l'objectif d'un affichage environnemental obligeant les fabricants à fournir des informations objectives sur les impacts environnementaux.

La Commission européenne s'en inspire pour développer le *Product environmental footprint* (PEF, empreinte environnementale d'un produit).

**2019** Campagne médiatique de WWF, Greenpeace, UFC-Que Choisir sur les promesses non tenues des labels.

### 2020 → 2021

#### Phase 1 : appel à propositions

- Sur les douze propositions, deux ont été poursuivies au-delà de la phase 1 : Planet-score portée par des ONG et Green-score® (applications Yuka, autres).

Expérimentation consultation

**1964** UICN crée la liste rouge des espèces menacées d'extinction.

**1997** WWF crée l'indice Planète vivante.

**2002** Création de l'indice européen de suivi des oiseaux communs.

**2009** Rockström *et al.* proposent le concept de limites planétaires. La limite de l'intégrité de la biosphère est largement dépassée.

**28 %**  
des espèces menacées d'extinction dans le monde (2024)

**-73 %**  
déclin des populations d'animaux depuis 1970

**-60 %**  
d'oiseaux en milieu agricole depuis 1980 en Europe

FORTE CROISSANCE DU NOMBRE DE LABELS, DISCUSSION SUR LEUR CRÉDIBILITÉ

<b>2000</b>	Label Bleu-Blanc-Cœur PR FR	<b>2009</b>	Round Table on Responsible Soy (RTRS) PR IN	<b>2012</b>	Certification Haute Valeur Environnementale (HVE) PU FR
<b>2005</b>	Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO) FR IN	<b>2010</b>	Aquaculture Stewardship Council (ASC) FR IN	<b>2014</b>	Écolabel Pêche durable PU FR

LABELS ÉTUDIÉS

<b>2023</b>	La stratégie nationale biodiversité en France mentionne l'affichage environnemental.	<b>2024</b>	Proposition de directive européenne sur les allégations écologiques pour lutter contre l'écoblanchiment, dite « Green Claims ».	<b>20??</b>	Instauration de l'affichage environnemental sur les produits alimentaires en France et en Europe.
-------------	--	-------------	---	-------------	---

fin 2022

2022 → 2024

- Phase 2 : groupes de travail**
- Préfiguration du coût environnemental (ministère de la Transition écologique, Ademe) et du calculateur Écobalyse
  - Modélisations tests (550 produits) par des bureaux d'études
  - Travaux sur les méthodes et conseil scientifique

en vue de l'affichage environnemental des produits alimentaires des partenaires sur la méthode et les modalités de l'affichage

Étude BiodivLabel

mi-2025

**2013** | Le réseau international d'observation de la biodiversité, GEO-BON, définit le concept des EBV, *essential biodiversity variables*, à l'instar des variables du climat créées par le Giec.

**2019** | Premier rapport de l'IPBES sur la biodiversité mondiale.

**33 %**  
des stocks de poissons en surpêche

**2022** | COP15 Biodiversité accord de Kunming-Montréal pour atteindre 30 % d'aires protégées en mer et terre.

INDICATEURS DE L'EFFONDREMENT DE LA BIODIVERSITÉ

## Contexte de l'étude : le projet d'un affichage environnemental sur les produits alimentaires

Le projet d'instituer un affichage environnemental sur les produits alimentaires est né du Grenelle de l'environnement (2007). Du fait de la résistance des entreprises et de l'absence de priorisation politique, l'initiative est jusqu'à ce jour restée cantonnée au niveau de la recherche. L'Ademe a joué un rôle moteur dès 2011 en constituant progressivement la base de données Agribalyse<sup>3</sup> à partir des caractéristiques des aliments produits et consommés en France, et en animant la réflexion méthodologique sur leur empreinte environnementale évaluée par des analyses de cycle de vie (ACV). Ces réflexions et la base Agribalyse sont aujourd'hui hébergées dans un groupement d'intérêt scientifique (GIS) : le GIS Revalim<sup>4</sup>. La loi Climat et résilience de 2021 (JORF n° 196, 2021) a réactivé le projet d'affichage environnemental :

*« Un affichage destiné à apporter au consommateur une information relative aux impacts environnementaux d'une catégorie de biens ou de services mis sur le marché national est rendu obligatoire [...] Cet affichage est visible ou accessible pour le consommateur, en particulier au moment de l'acte d'achat. [...] L'information apportée fait ressortir, de façon fiable et facilement compréhensible pour le consommateur, l'impact environnemental des biens sur l'ensemble de leur cycle de vie. Elle tient compte selon leur pertinence pour une catégorie donnée des émissions de gaz à effet de serre, d'atteintes à la biodiversité et de consommation d'eau et d'autres ressources naturelles. Elle tient également compte des externalités environnementales des systèmes, évaluées scientifiquement, en particulier pour les produits agricoles, sylvicoles et alimentaires. »*

À l'instar du Nutri-Score pour le volet nutritionnel, l'affichage environnemental doit reposer sur un référentiel scientifique et permettre de comparer les produits d'une même catégorie entre eux, et entre catégories, de manière que le consommateur puisse privilégier les produits ou catégories de produits à plus faible impact environnemental. L'objectif est aussi d'inciter les opérateurs économiques à améliorer leurs approvisionnements et procédés de fabrication (European Commission, 2021). Au-delà de ces objectifs performatifs, l'affichage environnemental répond à une demande de transparence sur les caractéristiques des produits et des modes de production.

Conformément aux travaux antérieurs entrepris et à l'article 2 de la loi Climat et résilience, l'ACV est la méthode qui a été privilégiée. Elle a l'avantage de suivre un protocole standardisé prenant en compte l'ensemble des impacts tout au long de la vie du produit. La Commission européenne conduit une démarche similaire. Elle a ainsi développé une méthode fondée sur l'ACV : le *product environmental footprint* (PEF). Cependant, lors des concertations organisées aux niveaux national et européen, l'opérationnalisation de l'ACV dans le cas des produits alimentaires a été contestée

3. <https://agribalyse.ademe.fr/> (consulté le 11/02/2026).

4. <https://doc.agribalyse.fr/documentation/le-programme-agribalyse/les-partenaires-du-programme> (consulté le 11/02/2026).

(Raimbault et Soutjis, 2024) notamment sur le volet biodiversité jugé incomplet et distordu. Plusieurs études ont alors cherché à éclairer ce volet. C'est l'objet de l'étude BiodivLabel, mais d'autres travaux y ont aussi contribué concomitamment, comme ceux du groupe de travail « Affichage environnemental – Produits de la mer » (aussi appelé « GT Mer ») (Gaillet *et al.*, 2023), du Conseil général de l'alimentation de l'agriculture et des espaces ruraux (Assemat *et al.*, 2023), des GIS grandes cultures et élevages (Babin *et al.*, 2023) ou de l'Institut de développement durable et des relations internationales (Iddri) sur les méthodes (Brimont et Saujot, 2021).

Quelques initiatives de scores environnementaux ont émergé récemment en Europe (Cicek *et al.*, 2024 ; Grati *et al.*, 2025). En France, parmi les propositions issues de la concertation, le Planet-score<sup>5</sup>, porté initialement par l'Institut technique de l'agriculture biologique et des organisations non gouvernementales (ONG), est adopté par quelque 300 marques (janvier 2025) et le Green-score<sup>6</sup> (nouveau nom de l'Éco-score) est diffusé par des applications comme Open Food Facts ou Yuka.

Le projet gouvernemental d'affichage environnemental des produits alimentaires n'a pas encore abouti à une recommandation officielle. En 2025, l'outil de calcul a évolué pour inclure des indicateurs complémentaires à l'ACV, liés à l'organisation spatiale des productions agricoles, dont la présence de milieux semi-naturels ou de prairies, la diversité culturelle, la taille limitée des parcelles et une faible densité animale à l'échelle territoriale.

## Objets d'étude : la biodiversité et les labels

### Les pressions des modes de production sur la biodiversité sauvage

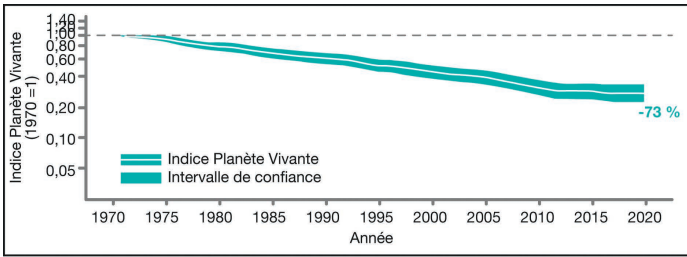
La logique de l'affichage environnemental est de rendre visible l'impact de la consommation sur l'environnement naturel. En matière de biodiversité, c'est donc la biodiversité sauvage qui est ciblée et non la biodiversité domestique, représentée par les races animales et les variétés végétales locales, même si préserver celles-ci est un enjeu et que plusieurs labels les valorisent. L'importance des transformations que subit la biodiversité sauvage fait consensus dans la communauté scientifique. Historiquement, le déclin de la biodiversité a été médiatisé par la diffusion de listes d'espèces menacées ou en voie d'extinction (figure 1.1). En plus de l'effondrement de la diversité des espèces, l'abondance moyenne des populations locales baisse et la situation se dégrade à cause du réchauffement climatique.

Si cette fonction d'alerte sur la perte d'espèces conserve son utilité, elle ne rend compte que d'une partie de la biodiversité. La plateforme intergouvernementale dédiée à la biodiversité, l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity

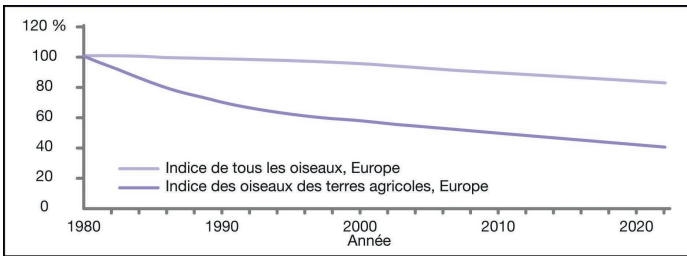
5. <https://www.planet-score.org/> (consulté le 30/04/2025).

6. <https://fr.openfoodfacts.org/green-score> (consulté le 30/04/2025).

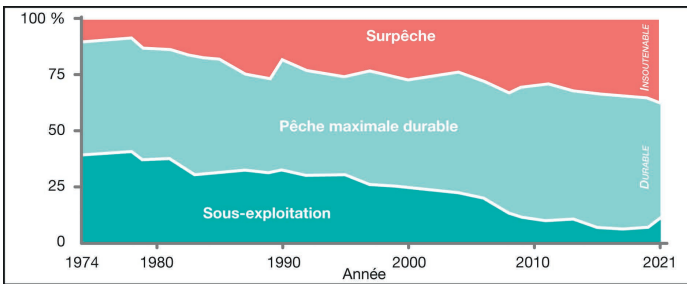
**Figure I.1.** Cinq exemples d'indicateurs et représentations de l'effondrement de la biodiversité.



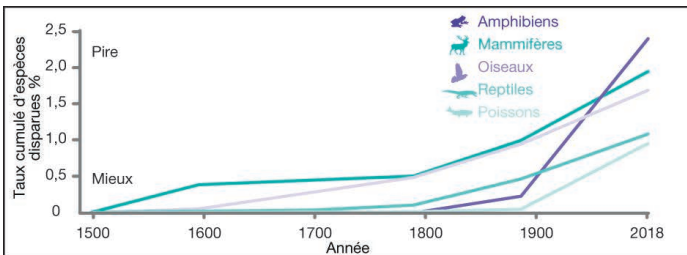
**A** Déclin au niveau mondial des populations d'espèces sauvages (mammifère, oiseaux, poissons, reptiles et amphibiens), de 73% depuis 1970.



**B** Déclin des espèces d'oiseaux en Europe : en général (violet clair) et pour les oiseaux inféodés aux zones agricoles (violet foncé).

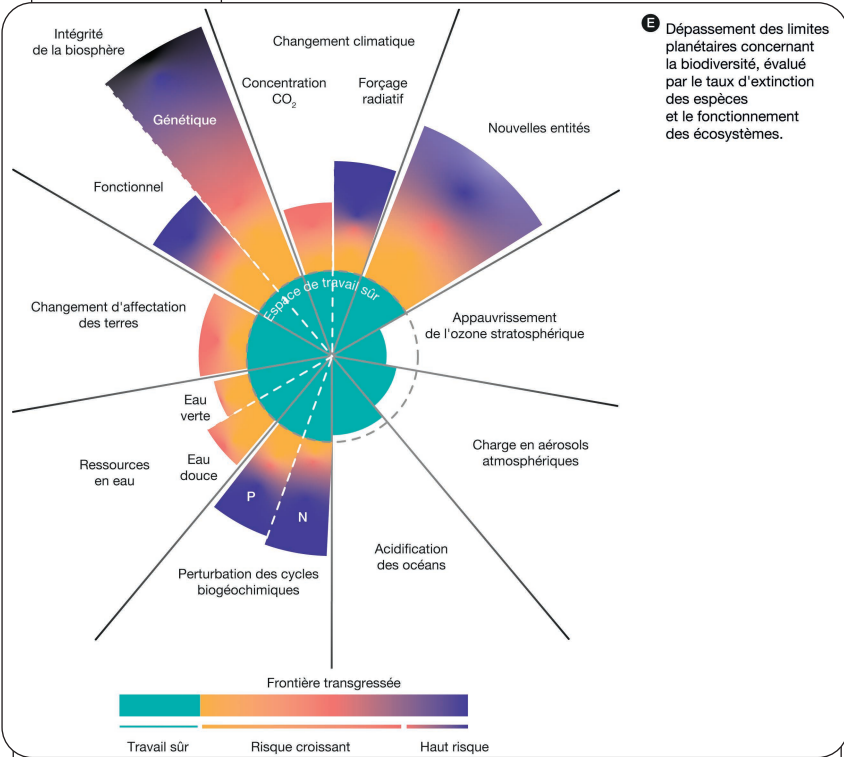


**C** Tendances mondiales de l'état des stocks de pêche marine dans le monde, 1974-2019.



**D** Taux cumulés des espèces disparues (données UICN, 2018).

Figure I.1. Suite



Source : A) d'après WWF, 2024 © WWF (2024), <https://www.wwf.fr> ; B) d'après PECBMS, données EBCC/BirdLife/RSPB/CSO, [https://pecbms.info/trends-and-indicators/indicators/all/yes/indicators/E\\_C\\_All,E\\_C\\_Fa/](https://pecbms.info/trends-and-indicators/indicators/all/yes/indicators/E_C_All,E_C_Fa/) ; C) d'après FAO, 2024 © FAO, 2024 (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/legalcode.en>) ; D) d'après IPBES, 2019 © 2019, IPBES (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>) ; E) d'après Richardson *et al.*, 2023 © 2023 The Authors, exclusive license American Association for the Advancement of Science (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>).

and Ecosystem Services (IPBES), montre que c'est tout le fonctionnement des écosystèmes qui change du fait des activités humaines, évaluant que 75 % des écosystèmes terrestres et 66 % des écosystèmes marins sont déjà « sévèrement altérés » (IPBES *et al.*, 2019). Depuis 2009, le cadre conceptuel des limites planétaires sert souvent à représenter la non-durabilité des modes et niveaux de production et de consommation actuels. L'enjeu de la biodiversité qualifié d'intégrité de la biosphère comporte ainsi deux composantes, l'une génétique, l'autre fonctionnelle<sup>7</sup>.

7. Les limites sur l'intégrité de la biosphère sont calculées à partir du taux d'extinction d'espèces (nombre d'extinctions sur un million d'espèces, par an) pour la diversité génétique et du taux d'appropriation par les activités humaines de la production primaire nette (en GtC/an) pour la composante fonctionnelle.

Dans les milieux marins, la dégradation de la biodiversité est causée en premier lieu par la surpêche (IPBES *et al.*, 2019). Selon l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (en anglais, Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]), elle concerne un peu plus d'un tiers des populations marines pêchées et suivies scientifiquement (figure 1.1, C) (FAO, 2024). Outre la mortalité directe des prélèvements, la surpêche déséquilibre la répartition entre espèces, ce qui bouleverse les réseaux trophiques et favorise progressivement les espèces de bas niveau trophique qui colonisent alors le milieu. Les politiques de régulation des pêches peuvent localement infléchir cette surexploitation. C'est le cas dans l'Atlantique Nord-Est où la situation s'est globalement améliorée au cours des 20 dernières années (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries [STECF ou, en français, CSTEP] *et al.*, 2024). À l'échelle du monde, la tendance reste à la dégradation, et ce, d'autant plus qu'on estime qu'environ un tiers des captures totales est non déclaré, non réglementé ou illicite (Temple *et al.*, 2022).

Dans les milieux terrestres, l'agriculture joue un rôle prédominant dans la destruction et dans la fragmentation des milieux naturels. Elle est aussi responsable des pollutions dues aux pesticides et aux engrais qui contaminent l'ensemble des milieux, y compris aquatiques. Le rôle respectif des mécanismes impliqués reste débattu (Tscharntke *et al.*, 2021), mais plusieurs études montrent que l'agriculture, notamment intensive, est le facteur prépondérant des menaces pesant sur les espèces en général (Maxwell *et al.*, 2016). Elle est la première cause de la disparition des insectes (Ollerton *et al.*, 2014) et des oiseaux (Stanton *et al.*, 2018), avec des diminutions de l'ordre de 80 % des insectes sur 20 ans selon des observations menées en Allemagne, au Danemark ou au Royaume-Uni et de 60 % pour les oiseaux vivant dans les milieux agricoles européens d'après une vaste étude portant sur les 40 dernières années (Rigal *et al.*, 2023).

L'aquaculture est également reconnue comme ayant un impact significatif sur la biodiversité mondiale depuis les années 2000, sachant qu'elle dépasse désormais la pêche en termes de tonnages (51 % ; FAO, 2024). Le développement spectaculaire des élevages de poissons et de crevettes en zone tropicale nuit notamment aux mangroves, qui comptent parmi les écosystèmes les plus riches en biodiversité. Outre les pollutions et la dégradation des milieux environnant les élevages aquatiques intensifs, l'utilisation de farines et d'huiles de poisson pour nourrir les poissons d'élevage accroît la pression de pêche. L'aquaculture est fortement concentrée en Asie. En France, les volumes produits et l'emprise spatiale restent limités. En effet, la grande majorité des produits aquacoles consommés est importée (d'Asie, du Pérou, de Norvège, d'Écosse, etc.), délocalisant de fait les impacts sur la biodiversité liés à notre consommation.

## ■ Les labels comme instruments de régulation d'un système alimentaire plus durable

La saisine de l'étude proposait de s'intéresser spécifiquement aux labels. Ce terme générique recouvre plusieurs statuts : certification, mention ou marque. La loi Climat et résilience l'a précisé en limitant les labels privés aux seules démarches collectives

reposant sur un cahier des charges certifiant une qualité particulière et un contrôle régulier (article L. 640-2-1 du Code rural et de la pêche maritime), à l'instar des labels publics. Documenter l'impact des labels sur la biodiversité intéresse les pouvoirs publics à plusieurs titres. Outre la construction de l'outil d'affichage environnemental, ce travail peut contribuer à éclairer les fondements des allégations environnementales dans les évolutions législatives, à orienter les aides attribuées à certains modes ou pratiques de production, ou encore à justifier les critères des marchés publics pour l'approvisionnement en restauration collective (loi du 30 octobre 2018 pour l'équilibre des relations commerciales dans le secteur agricole et alimentaire pour une alimentation saine, durable et accessible à tous, dite loi «Egalim» 2018 ; loi Climat et résilience 2021).

En termes de volumes, la part des labels reste globalement faible dans la production et dans la consommation alimentaire aussi bien en France qu'en Europe ou dans le monde : elle dépasse rarement 10 % par filière<sup>8</sup>, sauf pour quelques catégories de produits. Par exemple, en France, 22 % des produits de la mer débarqués proviennent de pêcheries labellisées MSC<sup>9</sup> ; les AOP/IGP représentent environ 90 % de la production viticole, 20 % pour l'huile d'olive et de 20 à 40 % selon les types de fromages. L'agriculture biologique est le label agricole le plus consommé tous produits confondus : 5,6 % de la consommation (Agreste, données 2023)<sup>10</sup>. Rainforest Alliance est le label le plus fréquent pour les cultures tropicales de type café ou cacao.

Les produits certifiés sont plus souvent commercialisés *via* des circuits courts, de proximité ou équitables que le tout-venant. Quelques filières se distinguent cependant : les produits certifiés issus de l'aquaculture et de la pêche consommés en France ou en Europe sont majoritairement importés et les labels MSC et ASC négocient des marchés avec des acteurs industriels et de la grande distribution.

Le nombre de labels privés a fortement augmenté depuis les années 1990. Ce développement a été motivé par une montée de gamme dans l'alimentation permettant l'ouverture de nouveaux segments de marché. Il a aussi été impulsé par des ONG qui y ont vu un levier organisationnel et économique susceptible de soutenir les producteurs plus vertueux et de pallier l'incapacité des États à réorienter les marchés vers les enjeux du développement durable. Cependant, le foisonnement de labels et la participation d'industriels de l'agroalimentaire et de la grande distribution à la création de labels privés ont eu un effet décrédibilisant. En juillet 2024, le centre commun de recherche de la Commission européenne (Joint Research Center [JRC]) a recensé 210 labels alimentaires sur la durabilité, déplorant «la forte prolifération, l'hétérogénéité et les incohérences de l'étiquetage de durabilité sur le marché alimentaire de l'Union européenne (UE)» (Sanye Mengual *et al.*, 2024). Sur la période récente, des campagnes

8. <https://www.inao.gouv.fr/sites/default/files/2024-11/Chiffres-cl%C3%A9s-SIQO-2022.pdf> (consulté le 11/02/2026).

9. <https://www.msc.org/fr/15-ans-de-peche-durable-avec-le-msc-france> (consulté le 11/02/2026).

10. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/MemSta2023/M%C3%A9mentoFrance2023.pdf> (consulté le 11/02/2026).

de plaidoyer ont dénoncé l'écart entre les promesses de certains labels et leurs résultats<sup>11</sup>. Des sites d'information et des études cherchent alors à guider les consommateurs dans la « jungle des labels » en comparant leurs engagements. C'est le cas, par exemple, de l'étude du Bureau d'analyse sociétale pour une information citoyenne (Basic *et al.*, 2021) ou du site suisse Labelinfo<sup>12</sup>.

Les législations française et européenne se sont aussi saisies du risque d'allégations environnementales trompeuses. La directive européenne 2025/29/CE sur les allégations environnementales a été actualisée en février 2024 (UE, 2024). Par ailleurs, le projet d'une nouvelle directive « Green Claims » (UE, 2024/825) sur l'écoblanchiment ou *greenwashing* propose que les engagements environnementaux soient objectivés et vérifiables en préalable de la labellisation (Bombardier et Miaux, 2024).

La saisine a centré l'étude BiodivLabel sur un échantillon de treize labels représentant une diversité de contextes de production. Ils relèvent tous d'une certification, c'est-à-dire qu'ils disposent d'une procédure attestant de leur conformité réalisée par un organisme accrédité ; ils sont publics ou privés, de portée nationale à mondiale, généralistes ou dédiés à une filière. Le choix n'a pas privilégié spécifiquement la biodiversité : la visée de certains labels se rapporte, par exemple, à la qualité des produits, au lien au territoire, ou à la durabilité en général. Cela pourra expliquer, par la suite, que certains labels ne soient pas très informatifs sur la biodiversité, sans pour autant préjuger de leur intérêt sur d'autres enjeux sociétaux. L'échantillon est décrit dans le tableau I.1. Il comprend :

- trois labels biologiques : le règlement européen 2018/848 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, aussi appelé règlement Bio européen (nommé AB pour sa marque française, et plus généralement « agriculture biologique » quand on ne se réfère pas spécifiquement à une déclinaison géographique du label), Demeter et Nature & Progrès ;
- deux signes d'identification de la qualité et de l'origine (Siqo) : l'Appellation d'origine protégée (AOP) Comté qui est une appellation valorisant les savoir-faire locaux (signe plus restrictif sur le caractère local que les indications géographiques protégées [IGP]) et le « Label Rouge » (décliné pour cinq productions : volailles, bovins, porcs, saumons, moules) ;
- deux labels publics nationaux récents : la certification Haute Valeur Environnementale (HVE) et l'écolabel Pêche durable ;
- un label privé français : Bleu-Blanc-Cœur, dont la présence est significative dans les filières animales ;
- trois labels agricoles internationaux portant sur la durabilité des filières tropicales : Rainforest Alliance qui certifie notamment des plantations de cacao, café ou bananes ; le Certified Sustainable Palm Oil (CSPO) délivré par la Roundtable

11. Par exemple : Générations futures, UFC-Que choisir ; <https://www.bloomassociation.org/wp-content/uploads/2020/05/imposture-label-msc.pdf> (Bloom) (consulté le 11/02/2026).

12. <https://www.labelinfo.ch/fr/> (consulté le 11/02/2026).

**Tableau I.1.** Description des 13 labels étudiés (sources diverses : sites web des labels et statistiques issues des sites Agreste/ministère de l'Agriculture, FAO, données recueillies entre 2021 et 2024).

Nom du label	Année de création	Type	Productions (dont celles étudiées)	Allégation principale	Titulaire du label, encadrement réglementaire, source	Quelques ordres de grandeur
Agriculture biologique Règlement Bio européen	1985 1991	Public	Toutes productions agricoles et aquacoles	Système global, meilleures pratiques en matière d'environnement (climat, biodiversité, ressources naturelles), de bien-être animal, de diversité des aliments produits	République française : certification encadrée par le Code rural en cohérence avec le Règlement européen ( <a href="https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373">https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373</a> ) Commission européenne, Règlement CEE 2092/91, dernière révision (UE) 2021 ( <a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32021R1165">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32021R1165</a> )	France : 6,5 % de la production ; 5,6 % de la consommation. 14 % des exploitations (60 000), 10,4 % de la surface agricole Europe : 4 % du marché alimentaire, 10,5 % de la SAU (Monde : 3,2 M producteurs ; 70 M ha)
Nature & Progrès	1972	Privé	Toutes productions agricoles	Modèle alternatif valorisant l'agroécologie paysanne et répondant à des enjeux globaux (climat, biodiversité, santé du vivant)	Fédération N&P Certification biologique, devenue marque collective privée en 1993, exclue en 2007 du Règlement Bio européen ( <a href="https://www.natureetprogres-auvergne.org/nature-et-progres/historique">https://www.natureetprogres-auvergne.org/nature-et-progres/historique</a> )	France et Belgique : 700 producteurs. Produits commercialisés localement hors GMS
Demeter	1979	Privé	Toutes productions agricoles	Agriculture biodynamique, approche holistique et régénérative (biodiversité)	Fédération biodynamie Demeter International Certification complémentaire Bio	France : plus de 1 000 exploitations (dont 700 en viticulture)

Nom du label	Année de création	Type	Productions (dont celles étudiées)	Allégation principale	Titulaire du label, encadrement réglementaire, source	Quelques ordres de grandeur
Label Rouge	1965	Public	Type de produits (bovins, porcs, volailles, saumon, moules)	Produits qui offrent une qualité supérieure (organooleptique, conditions de production, service)	République française encadrée par le code rural ( <a href="https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373">https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373</a> )	France : 1,4 % de la production ; 6 % des exploitations
Appellation d'origine protégée (AOP) Indication géographique protégée (IGP)	1992 (EU)	Public	Déclinaison géographique, toutes productions agricoles (Fromage, Comté)	Typicité des produits liée à un terroir et des savoir-faire locaux	Commission européenne AOP est une déclinaison nationale (fond rouge) des IGP (fond bleu). La norme est encadrée par le Règlement UE 2024/1143 ( <a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32024R1143">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32024R1143</a> ) et le Code rural ( <a href="http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1143/oj">http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1143/oj</a> )	France, AOP/IGP : 3,5 % de la production ; 8 % des exploitations UE : 6/10 AOP et 7/52 IGP
Haute-Valeur Environnementale (HVE)	2012	Public	Toutes productions	Préservation des écosystèmes et limitation des pressions environnementales (sol, eau, biodiversité)	République française Certification à trois niveaux, devenue certification environnementale (= HVE 3) en 2024, encadrée par le Code rural, révisée en 2023 <a href="https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000037556749">https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000037556749</a>	France : 38 000 exploitations (9 %), dont 70 % en viticulture
Bleu-Blanc-Cœur	2000	Privé	Produits issus de l'élevage (socle commun)	Agriculture saine et durable, certification visant des objectifs de résultats nutritionnels	SCIC BBC, membre du collectif La Troisième voie <a href="https://bleu-blanc-coeur.org/">https://bleu-blanc-coeur.org/</a>	France : 7 000 exploitations ; entre 5 et 10 % de la production dans les filières d'élevage

Nom du label	Année de création	Type	Productions (dont celles étudiées)	Allégation principale	Titulaire du label, encadrement réglementaire, source	Quelques ordres de grandeur
Écolabel Pêche durable	2014	Public	Pêche	Vision globale de la durabilité	République française Encadré par le Code rural et de la pêche maritime, art. L. 644-15 <a href="https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000022495201">https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000022495201</a>	8 pêcheries certifiées
Marine Stewardship Council (MSC)	1998	Privé	Pêche	Gestion durable des populations de poissons, lutte contre la surpêche	MSC, organisation à but non lucratif <a href="https://www.msc.org/fr/certification-msc/referentiel-pecheries-msc">https://www.msc.org/fr/certification-msc/referentiel-pecheries-msc</a>	France : 14 pêcheries et 22 % des captures Monde : 7 600 pêcheries et 30 % des volumes commercialisés
Aquaculture Stewardship Council (ASC)	2010	Privé	Productions aquacoles (saumons, bivalves)	Durabilité (responsabilités environnementale et sociale)	ASC, organisation à but non lucratif <a href="https://fr.asc-aqua.org/les-referentiels-asc/">https://fr.asc-aqua.org/les-referentiels-asc/</a>	France : 10 fermes, 31 % des volumes de saumons consommés Monde : 7 200 fermes (49 pays)
Rainforest Alliance	1990	Privé	Multifilières agroforestières	Vision globale de la durabilité	ONG RA <a href="https://www.rainforest-alliance.org/fr/connaissances/que-signifie-certifie-rainforest-alliance/">https://www.rainforest-alliance.org/fr/connaissances/que-signifie-certifie-rainforest-alliance/</a>	2 M d'opérateurs et 6 M ha certifiés (70 pays)
Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO)	2005	Privé	Huile de palme	Vision globale de la durabilité (production, approvisionnement)	RSPO, ONG à but lucratif (5 000 membres) <a href="https://rspo.org/resources/?category=supply-chain-certification-certification">https://rspo.org/resources/?category=supply-chain-certification-certification</a>	> 3 M ha certifiés (98 pays)
Round Table on Responsible Soy (RTS)	2009	Privé	Soja	Vision globale de la durabilité (production, approvisionnement)	RSTS, ONG à but lucratif (140 membres) <a href="https://responsiblesoy.org/">https://responsiblesoy.org/</a>	2 M ha (6 pays) représentant < 1 % du soja total commercialisé

M : million ; ha : hectare ; GMS : grandes et moyennes surfaces ; EU : Europe ; SAU : surface agricole utile.

on Sustainable Palm Oil (RSPO), qui est une « table ronde » multipartite dédiée à l'huile de palme durable — RSPO restant le sigle le plus large et usuel, nous l'utiliserons — ; la Round Table on Responsible Soy (RTRS) qui promeut une culture de soja « responsable » ;

– deux labels privés durables internationaux sur les produits issus de la mer et de l'aquaculture : le Marine Stewardship Council (MSC) et l'Aquaculture Stewardship Council (ASC).

Cet échantillon compte donc 10 labels de produits uniquement agricoles, deux labels de pêche et trois labels aquacoles dont deux sont communs avec l'agriculture (règlement Bio européen, Label Rouge). Nous n'avons pas abordé la philosophie ni le positionnement sociopolitique de ces 13 labels. Nous nous en sommes tenus à analyser leur impact sur la biodiversité au travers de leurs cahiers des charges. Ceux-ci peuvent parfois se décliner par produit (Label Rouge) ou par type d'activité (culture/élevage ; poissons/mollusques). Dans une volonté de simplicité, la terminologie « cahier des charges » a été appliquée pour tous les labels, même si certains emploient d'autres mots (règlement, référentiel, cahier de ressources, etc.).

Certains labels sont stables, d'autres réforment régulièrement leur cahier des charges, ce qui montre un désir d'adaptation constant, mais complique toute évaluation de leur impact, puisque celle-ci devient rapidement obsolète. Pendant la durée de notre étude, plusieurs certifications ont été révisées : HVE et Bleu-Blanc-Cœur dans le courant de l'année 2023, l'AOP Comté en 2024, l'actualisation du cahier des charges ASC saumon devait intervenir fin 2025 et, depuis 2022-2023, le MSC a mis en consultation un nouveau cahier des charges devant être déployé à partir de 2026. Ces actualisations peuvent modifier l'analyse : par exemple, la nouvelle mouture pour l'ASC saumon entérine des obligations plus fortes pour limiter l'impact de l'approvisionnement par la pêche minotière. Les travaux scientifiques intégrés dans notre revue de littérature reposent sur des versions antérieures à ces récentes mises à jour. L'examen des cahiers des charges réalisé dans le cadre de BiodivLabel considère les versions en vigueur, éditées jusqu'en 2023, mais pas au-delà, sauf précisions explicites.

## Organisation et démarche de l'étude BiodivLabel

### Les principes méthodologiques

Notre travail s'est appuyé sur le guide méthodologique de l'expertise scientifique collective d'INRAE (Donnars *et al.*, 2021). Les principes généraux sont la compétence, l'impartialité, la pluralité, la traçabilité et la transparence. L'absence de conflit d'intérêts, la prise en compte de la diversité des connaissances et des arguments scientifiques sont primordiales. Les résultats doivent dégager les acquis de connaissances

et pointer les controverses, les incertitudes et les lacunes afin d'éclairer les débats publics et l'action des décideurs.

## ■ La pluralité et l'indépendance du comité d'experts

Le comité pluridisciplinaire a réuni 29 scientifiques spécialistes dans les domaines de l'agriculture, de la pêche, de l'aquaculture, de la biodiversité marine et terrestre et des sciences économiques et sociales. La pluralité a aussi été institutionnelle : INRAE (12 experts), Ifremer (5), Centre de coopération international en recherche agronomique pour le développement (Cirad) (3), Centre national de la recherche scientifique (CNRS) (2), Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) (2), Institut Agro (2), Agence nationale de la sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) (1), AgroParisTech (1) et université de Pise en Italie (1). L'attention a également été portée sur la parité de genre et sur un panachage des âges afin de couvrir l'évolution de la formation scientifique sur plusieurs décennies (1980-2010).

Plusieurs règles ont visé à prévenir des risques de partialité. Les missions dévolues à la maîtrise d'ouvrage (commanditaires Ademe, ministère de la Transition écologique et solidaire, ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté alimentaire) et à la maîtrise d'œuvre (INRAE-Ifremer) ont été explicitées par une convention. Le comité a travaillé de manière autonome et les conclusions sont de sa responsabilité. Ses membres relèvent tous de la recherche ou de l'enseignement supérieur publics. L'absence de conflit d'intérêts a été vérifiée ainsi que la diversité des partenariats afin que le comité d'experts ait collectivement une vision large et relativement équilibrée des préoccupations sociétales sur le sujet traité. Les co-publications au sein du comité (entre auteurs et entre co-auteurs) sont rares (1,6 %), ce qui limite le risque d'alliances cognitives susceptibles d'influencer l'équilibre de la discussion scientifique. L'exercice a révélé des divergences d'approche scientifique, notamment à propos des modèles de production et des métriques utilisées dans les évaluations environnementales. La présente rédaction s'efforce de refléter la pluralité des points de vue.

Enfin, dans un souci d'information et de dialogue, des parties prenantes et porteurs de labels ont été consultés et, au-delà des commanditaires, plusieurs directions des ministères ainsi que l'Institut national des appellations d'origine (Inao) et l'Office français de la biodiversité (OFB) ont été associés au suivi de l'étude.

## ■ Sources documentaires

L'état de l'art actualisé de la littérature scientifique fonde la qualité de l'analyse. L'exploration a été principalement réalisée dans les bases de données Web of Science (WoS) et Scopus (requêtes initiales en avril 2023 ; complétées par une veille jusqu'en juin 2024). D'autres ressources ont été interrogées, telles que la plateforme Evidensia (sur les labels), Google Scholar et les corpus juridiques. Les documents non répertoriés dans les bases scientifiques sont classés dans la littérature dite « grise ».

Les requêtes documentaires ont porté sur la biodiversité, sur les pratiques de pêche, d'agriculture, d'aquaculture et sur les labels. Les investigations ont été adaptées sur la base du vocabulaire des communautés scientifiques concernées, du nombre et du profil des sources. Plus d'un millier de références bibliographiques (1 205) ont été analysées, dont 876 articles scientifiques publiés dans des revues à comité de lecture répertoriés dans le WoS (figure 1.2). Parmi ces articles, un tiers sont des synthèses ou des méta-analyses (compilation d'une série d'études indépendantes). Pour l'essentiel (83 %), ces publications sont postérieures à 2010.

Les principales revues éditrices des articles cités sont multidisciplinaires ou spécialisées en sciences environnementales, en écologie, en agronomie et en sciences de la durabilité (tableau 1.2). Les auteurs cités représentent la communauté scientifique internationale, avec une prépondérance de l'Europe et de l'Amérique du Nord. On observe néanmoins un biais de sélection bibliographique vers la recherche française. Dans la littérature grise, les rapports d'institutions publiques nationales et internationales forment environ la moitié des documents (figure 1.2). Ils présentent souvent l'intérêt de contextualiser les diagnostics et de fournir des panoramas chiffrés. Parmi les sources privées, les rapports d'ONG (15 %) et de porteurs de labels (11 %) sont les plus cités.

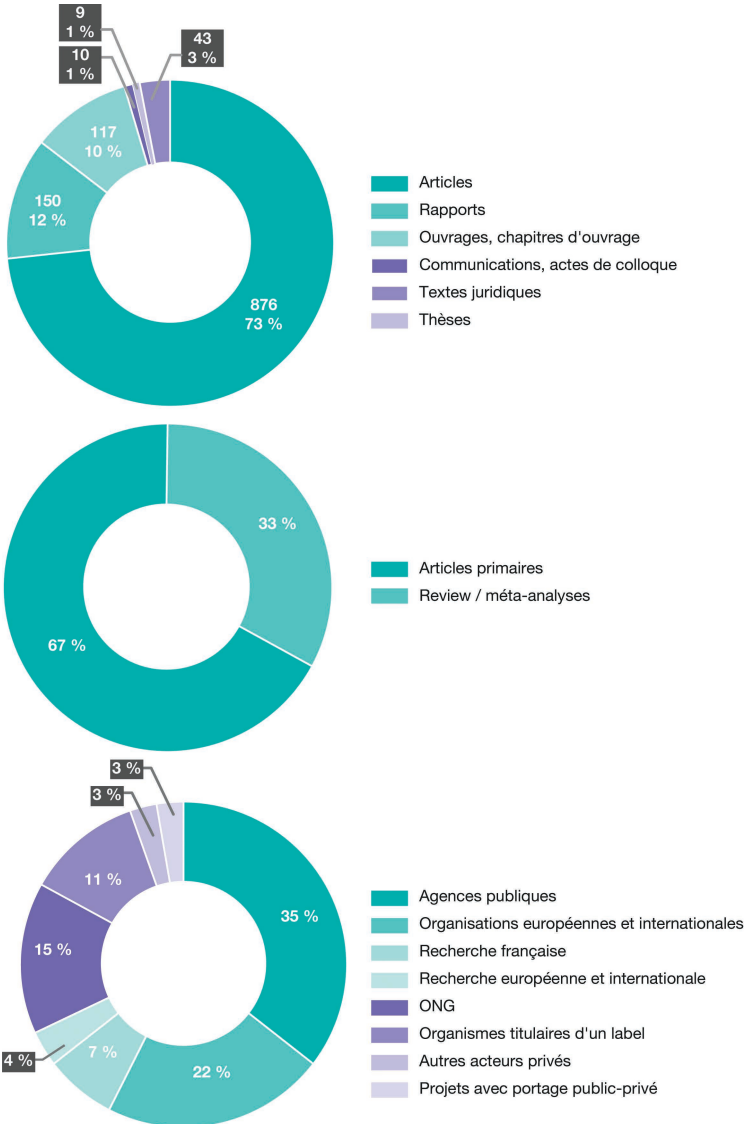
**Tableau 1.2.** Les 9 revues supports du plus grand nombre d'articles cités (corpus issu du WoS) avec le nombre de publications concernées.

Revues les plus citées	Nombre de publications
<i>Agriculture Ecosystems &amp; Environment</i>	46
<i>Marine Policy</i>	32
<i>Journal of Applied Ecology</i>	24
<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	21
<i>Science of the Total Environment</i>	18
<i>Journal of Cleaner Production</i>	17
<i>Ecological Indicators</i>	15
<i>Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America</i>	14
<i>Nature</i>	13

## ■ Une analyse conjointe des approches marine et terrestre

L'étude concernant l'ensemble des produits alimentaires et l'ensemble des milieux, le comité d'experts a adopté une approche la plus transversale possible, tout en prenant acte des différences dans les relations qu'entretiennent respectivement l'agriculture, l'aquaculture ou la pêche, avec la biodiversité. Par exemple, alors que la pêche

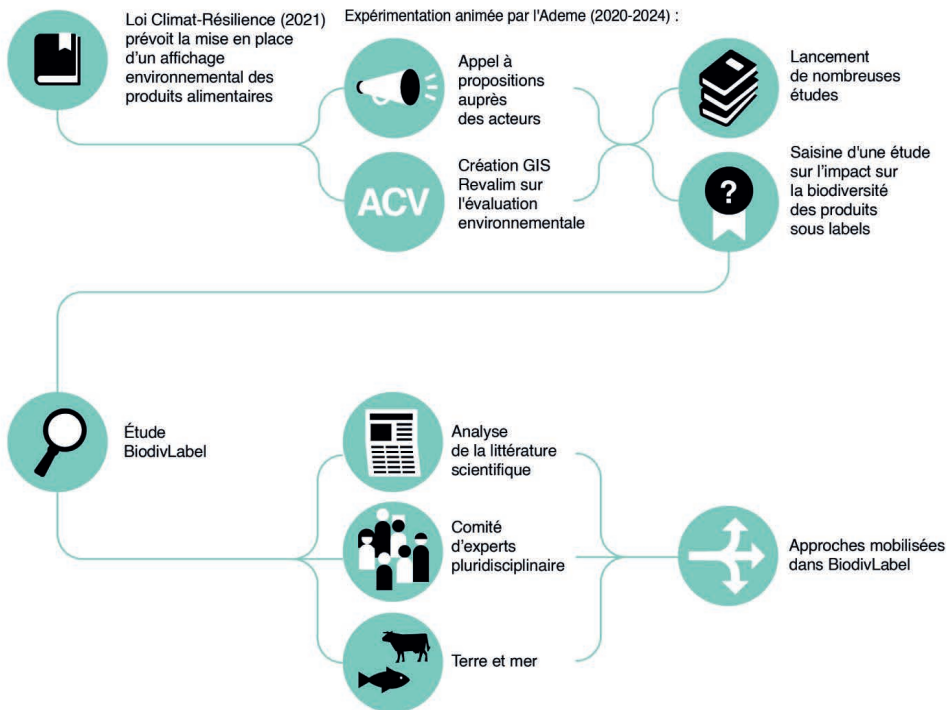
**Figure I.2.** Répartition des sources documentaires (en haut), dont répartition entre articles scientifiques primaires et synthèses ou méta-analyses (au milieu) et répartition de la littérature grise (en bas) selon les types d'institutions émettrices.



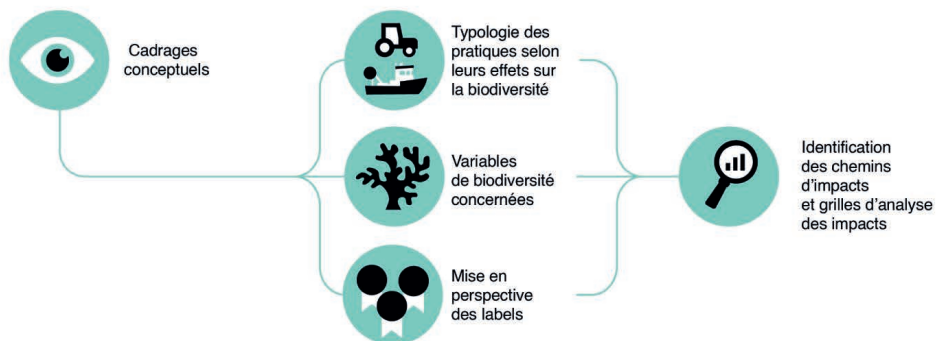
Source : étude BiodivLabel.

## Infographie 2 - La démarche « BiodivLabel »

### Introduction • Contexte de la demande



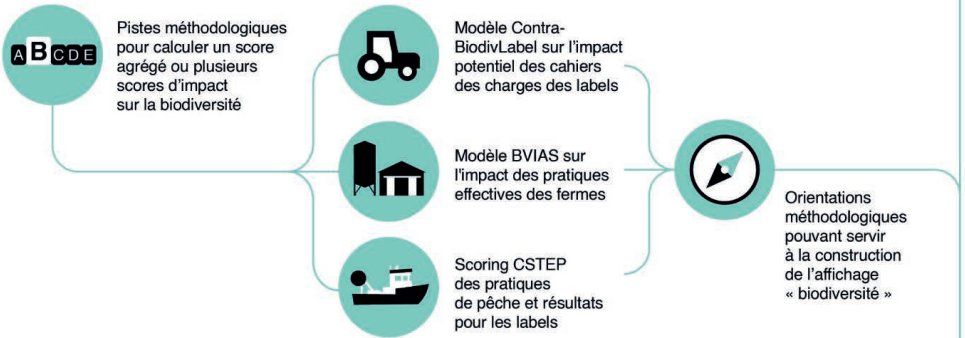
### 1 • Comment appréhender les liens entre biodiversité, pratiques de production et labels



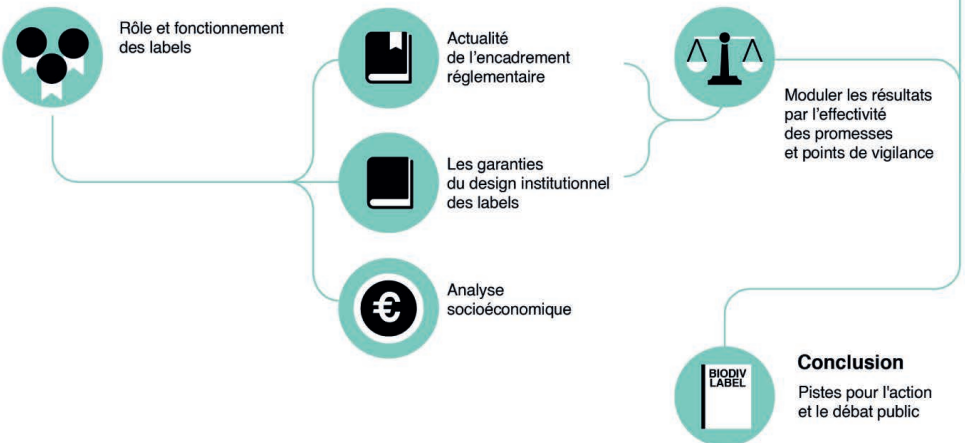
## 2 • Que sait-on des impacts des modes de productions labellisés sur la biodiversité ?



## 3 • Quelles pistes méthodologiques pour quantifier les impacts des produits alimentaires sur la biodiversité ?



## 4 • Quelles garanties offrent les labels ?



prélève directement des individus dans des populations sauvages (à l’instar de la chasse), l’agriculture modifie un milieu déjà largement anthropisé, pour y cultiver et élever des plantes et animaux domestiqués, généralement exogènes au milieu naturel local. L’aquaculture se situe entre les deux, utilisant des milieux artificiels (bassins) ou naturels (sites en mer ou en étangs) et des animaux sélectionnés ou prélevés dans les populations sauvages (larves, juvéniles ou reproducteurs). Les ressources marines sont publiques et partagées, ce qui met l’accent sur l’échelle collective de leur gestion, tandis que l’évaluation environnementale en agriculture et aquaculture s’arrête souvent à la parcelle, à l’atelier d’élevage ou à la ferme.

## ■ Un cheminement par étapes

La démarche a progressé selon la logique d’un arbre de décision, par questionnements successifs, comme décrit dans l’infographie 2. Pour commencer, nous avons choisi les cadrages initiaux permettant de décrire de manière cohérente, dans toute l’étude, la biodiversité (comment décrire l’état d’un objet aussi complexe ?), les pratiques agricoles, aquacoles ou halieutiques (quelle typologie ?) et les labels (comment les situer les uns par rapport aux autres ?).

Puis nous nous sommes demandé si l’impact des labels sur la biodiversité est connu et significativement différent de celui des modes de production conventionnels. La bibliographie scientifique s’est révélée abondante pour deux labels seulement : l’agriculture biologique et le label MSC. L’absence d’études sur presque tous les autres a conduit à examiner la littérature grise. Les enseignements ont été convergents mais n’ont pas réellement permis d’aller au-delà des deux labels les plus étudiés. Nous avons alors fait un détour par les pratiques de production ou de pêche afin de croiser les connaissances scientifiques sur l’impact des pratiques sur la biodiversité avec les mesures contenues dans les cahiers des charges des labels étudiés. Cela a permis d’identifier les pratiques favorables/défavorables couvertes par les labels, et d’apprécier l’ambition des engagements en matière de biodiversité.

Pour aller plus loin, nous avons exploré trois modélisations (deux en agriculture, une pour la pêche) qui apportent des éléments de quantification sur l’évaluation des pratiques potentielles ou effectives. Ces méthodes contribuent à la réflexion scientifique et politique en vue de l’opérationnalisation de l’affichage environnemental.

Enfin, s’en tenir aux cahiers des charges est apparu insuffisant pour garantir l’effectivité des engagements. L’étude du fonctionnement des labels a montré l’intérêt de moduler l’évaluation environnementale à l’aune des garanties qu’ils apportent en termes de changement de pratiques et de traçabilité des produits. Les approches économiques et juridiques ont, par ailleurs, replacé l’attractivité et le rôle des labels en tant qu’instrument de régulation dans le contexte présent d’évolution de la législation.

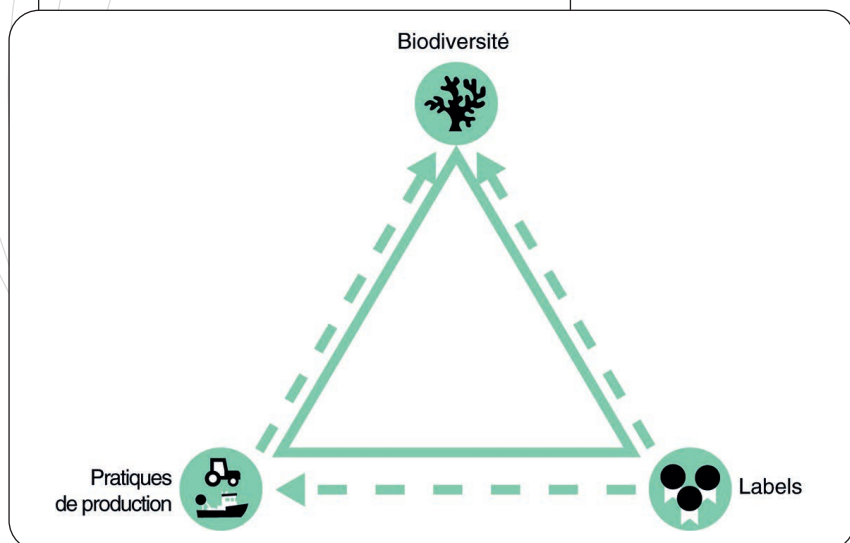
Les conclusions synthétisent les acquis et réflexions adressés aux acteurs, décideurs et scientifiques.

# 1. Cadrages méthodologiques sur la biodiversité, sur les pratiques et sur les labels

## Introduction

Comprendre les impacts des modes de production agricoles, aquacoles et de la pêche sur la biodiversité nécessite d'examiner les pratiques mises en œuvre. Nous avons donc intégré ces pratiques dans notre approche. Le triangle labels/biodiversité/pratiques a ainsi structuré notre démarche (figure 1.1). Ce chapitre précise les cadrages conceptuels choisis pour les trois angles.

**Figure 1.1.** Représentation du triptyque de l'étude BiodivLabel : biodiversité, pratiques et labels.



Source : étude BiodivLabel.

## Cadre commun pour appréhender la biodiversité : les EBV

Pour la biodiversité, le cadre des variables essentielles de biodiversité ou « EBV<sup>13</sup> » (pour *essential biodiversity variables*) a semblé le plus adéquat. Bien qu'encore peu utilisé, ce référentiel permet d'appréhender toutes les dimensions de la biodiversité et s'avère compatible avec les instruments politiques des activités agricoles, aquacoles et de pêche.

### Les 21 variables essentielles de la biodiversité

Suivant l'exemple précurseur des scientifiques du climat, les chercheurs du groupe d'observation de la terre dédié à la biodiversité ou Group on Earth Observation – Biodiversity Observation Network (GEO-BON) ont proposé en 2013 un référentiel de 21 EBV couvrant les états et fonctionnalités de la biodiversité et distribuées en six classes reprenant les échelles d'organisation du vivant (Pereira *et al.*, 2013) (tableau 1.1).

### Une approche compatible avec d'autres cadres d'analyse ou de gestion

Ce cadre présente l'avantage d'être compatible avec beaucoup d'approches car il fonctionne comme une interface entre les observations et les indicateurs de suivi de la biodiversité, utilisables par les naturalistes, par les gestionnaires de l'environnement et par les scientifiques à différentes échelles (Navarro *et al.*, 2017). La définition juridique de la diversité biologique adoptée lors du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro en 1992 correspond bien à l'approche multiéchelle et ouverte des EBV. Celles-ci sont aussi alignées avec les exigences de *reporting* de la conférence des Parties (COP) Biodiversité, ou de la Convention sur la diversité biologique (CDB). L'IPBES relie d'ailleurs les classes d'EBV avec sa propre grille d'analyse selon les cinq déterminants majeurs du déclin de la biodiversité<sup>14</sup> ainsi qu'avec les autres indicateurs utilisés dans ses rapports (figure 1.2). Pour toutes ces raisons, nous avons donc considéré que les EBV formaient un cadre pertinent pour l'étude BiodivLabel dans la perspective d'une utilisation de ses enseignements, dans des politiques publiques.







## Classification des pratiques en fonction de leurs impacts sur la biodiversité

Pour les pratiques, nous avons conçu une classification qui les regroupe par familles selon la nature des interventions : ajout, prélèvement, allocation spatio-temporelle.

13. Voir « *essential biodiversity variables* » : <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/> (consulté le 11/02/2026).

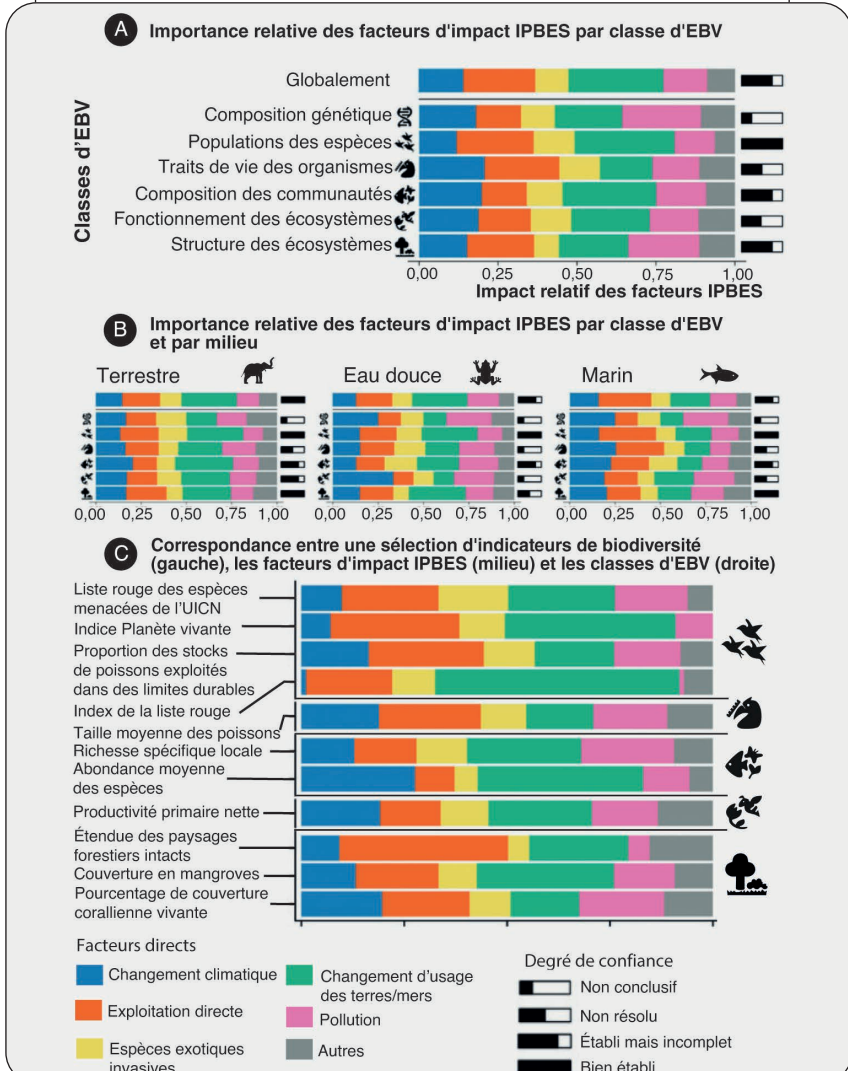
14. Soit le changement d'usage des terres, la surexploitation des ressources naturelles, le changement climatique, les pollutions et les espèces exotiques envahissantes — <https://biodiv.mnhn.fr/sites/fr/files/2020-10/R%C3%A9sum%C3%A9%20FR%20rapport%20IPBES.pdf> (consulté le 11/02/2026).

**Tableau 1.1.** Les six classes et les 21 variables essentielles de la biodiversité (EBV).

Classe d'EBV	EBV	Description
 Composition génétique	Diversité génétique	Diversité et hétérozygotie (séquences d'ADN) entre les individus d'une espèce
	Différenciation génétique	Divergence génétique entre les populations d'une espèce
	Taille effective de population	Nombre d'individus d'une population théorique ayant la même diversité génétique que l'espèce
	Consanguinité	Reproduction entre individus apparentés
 Populations des espèces	Distribution des espèces	Extension géographique
	Abondance des espèces	Nombre d'individus
 Traits de vie des organismes	Morphologie	Variation des caractéristiques physiques des organismes de la même espèce
	Physiologie	Fonctions conditionnant l'adaptation des organismes à l'environnement
	Phénologie	Présence, absence, abondance ou durée des activités saisonnières des organismes
	Mouvement	Mobilité spatiale des organismes
	Reproduction	Production sexuée ou asexuée de l'espèce
 Composition des communautés	Abondance de la communauté	Abondance des espèces dans les assemblages écologiques
	Diversité taxonomique	Diversité des espèces ou d'autres taxons dans les assemblages écologiques
	Diversité phénotypique	Diversité des traits fonctionnels dans les assemblages écologiques
 Fonctionnement des écosystèmes	Productivité primaire	Transformation de l'énergie en matière organique (principalement par photosynthèse)
	Phénologie de l'écosystème	Durée et amplitude des processus cycliques observés
	Perturbation du fonctionnement	Changements abrupts du fonctionnement par rapport à la dynamique habituelle
 Structure des écosystèmes	Fraction vivante du couvert	Surface du sol couverte par des organismes vivants
	Distribution spatiale de l'écosystème	Répartition des espèces végétales et animales
	Profil vertical de l'écosystème	Distribution de la biomasse au-dessus et en dessous de la surface du sol

Source : GEO-BON, <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/>

**Figure 1.2.** Relations entre les EBV et d'autres indicateurs couramment utilisés par des organismes du domaine de la biodiversité.



La longueur de la barre de couleur indique l'importance relative des déterminants de l'impact sur la biodiversité ; les barres en noir et blanc reflètent le degré de confiance, mesuré par la quantité et la qualité des informations pour estimer l'impact relatif des facteurs de changement (surface noire plus étendue : degré de confiance plus grand).

Source : IPBES, 2019, © 2019, IPBES (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## ■ La conception d'une typologie des pratiques spécifique à la biodiversité

Les pratiques traduisent les actions et les moyens mis en œuvre pour cultiver, pour élever des animaux ou pour pêcher. Les typologies de pratiques sont généralement construites dans cette perspective de production. Notre typologie met en exergue les phénomènes, les états du milieu ou les fonctions de la biodiversité que les pratiques modifient (Stokes *et al.*, 2023). Cette approche est usuelle pour la pêche, mais inédite en agriculture et aquaculture. Sa logique écosystémique vaut à la fois pour les écosystèmes agricoles anthropisés, pour les écosystèmes marins soumis à la pêche et pour les écosystèmes aquatiques qui hébergent ou jouxtent les implantations aquacoles. Elle distingue quatre grandes familles de pratiques.

**La première famille de pratiques concerne l'allocation spatio-temporelle des activités.** En agriculture, aquaculture et pêche, les opérateurs allouent des espaces à des usages de production ou de captures en mer : les zones de pêche, les parcelles cultivées, les bâtiments d'élevage. Dans un paysage terrestre, ces espaces peuvent abriter des éléments semi-naturels (ESN), comme des mares, des haies, des bois, des bordures, des champs, etc. Allouer tel espace ou tel autre à la production, configurer les parcelles, privilégier un seul type de culture ou une diversité de cultures, inclure des prairies permanentes dans un paysage de cultures annuelles sont des choix et des pratiques qui influencent les habitats, les réseaux trophiques et globalement la biodiversité. Les milieux aquatiques exploités sont, eux, majoritairement naturels. L'implantation des infrastructures en aquaculture, les choix de la zone de pêche, la saisonnalité, la fréquence des passages et la profondeur où opèrent les engins de pêche jouent sur les habitats, sur les réseaux trophiques et sur la biodiversité marine en général.

L'état de la biodiversité marine résultant de la somme des pressions de tous les bateaux de pêche, l'accent est mis sur la gestion collective des populations de poissons ou de mollusques pêchés à l'échelle d'écorégions maritimes. La régulation des activités passe par des quotas, par des règles d'exclusion et par la répartition des droits de pêche entre les pays et les acteurs. En agriculture, ce niveau supra-exploitation peut faire écho à la coordination réalisée par les indications géographiques au niveau d'un territoire afin de définir le volume et les caractéristiques des produits AOP/IGP.

**La deuxième famille englobe tous les ajouts de facteurs physiques et chimiques** qui modifient le statut physique et/ou chimique de l'écosystème. Dans cette grande famille des intrants, on trouve les pesticides et les traitements médicamenteux. Ces produits peuvent tuer les espèces ciblées et non ciblées, mais perturbent plus largement le développement physiologique des espèces présentes et contaminent l'ensemble des agroécosystèmes et des écosystèmes naturels du fait de leur rémanence et de leur dispersion. Selon les produits utilisés, la contamination chimique peut avoir un impact à long terme qui pèse sur la biodiversité au-delà de l'activité biocide immédiate des traitements. En agriculture, la fertilisation (minérale ou organique) constitue

une deuxième composante majeure d'impact sur la vie des sols et sur la richesse spécifique des communautés végétales. Parmi les facteurs modifiant le statut physique des milieux, le travail du sol déstructure les habitats des communautés des sols selon son intensité (profondeur du labour, fréquence du travail, retournement des couches de sol) ; les filets utilisés dans les vergers forment des barrières qui privent insectes et oiseaux d'habitats et de nourriture ; les infrastructures de drainage et d'irrigation modifient l'hydrologie. En mer, on peut citer l'abrasion et la remise en suspension de particules par les engins qui sont traînés sur les fonds marins et, en aquaculture, l'apport de nutriments et autres substances chimiques ainsi que l'implantation d'infrastructures sous-marines qui altèrent les habitats.

**La troisième famille concerne seulement l'agriculture et l'aquaculture : l'ajout d'organismes.** L'agriculture ajoute, dans le milieu, des plantes cultivées et des animaux d'élevage sélectionnés. Ces ajouts sont en compétition avec la biodiversité sauvage. En aquaculture, des alevins, juvéniles (bars) ou lignées sélectionnées (saumon, tilapia du Nil) sont élevés dans le milieu aquatique naturel avec des risques d'échappements ; en conchyliculture, des naissains sauvages (larves) ou produits en écloserie (huîtres ou moules) sont prélevés, puis réintroduits ailleurs. Enfin, la lutte biologique, qui intervient en alternative aux traitements chimiques, introduit des organismes de natures variées : insectes, bactéries, champignons, etc.

**À l'inverse, la quatrième et dernière famille implique les prélèvements d'organismes vivants.** Elle concerne en premier lieu la pêche qui est une activité d'extraction d'espèces sauvages, mais aussi l'aquaculture qui collecte des naissains sauvages et nourrit les poissons d'élevage à partir de pêche minotière (destinée à la transformation en farine et huile pour nourrir les élevages). En agriculture, les récoltes constituent un prélèvement saisonnier, tandis que la fauche ou le pâturage d'herbe sont, eux, des prélèvements plus réguliers. Ils affectent directement ou indirectement la biodiversité *via* la privation de ressources et d'habitats.

## ■ Les chemins d'impacts sur la biodiversité

L'infographie 3 synthétise les relations entre cette typologie de pratiques et la biodiversité. Les pratiques modifient les processus écologiques et les états biotiques ou abiotiques (états physiques et chimiques) qui jouent sur la biodiversité. Sont notamment concernés la quantité et la qualité des habitats, la connectivité entre les habitats, les réseaux trophiques, la démographie des populations et, à l'échelle des individus, leurs aptitudes à croître, à survivre, à se reproduire. Ce cadre général ne préjuge pas du sens des impacts sur la biodiversité. Ils peuvent être positifs, négatifs, nuls ou non significatifs, selon les taxons et EBV considérés. Les relations causales, qualifiées de chemins d'impacts, peuvent être directes ou indirectes, et sont généralement interdépendantes. Enfin, les impacts sur la biodiversité peuvent varier selon les modalités des pratiques mises en œuvre : l'intensité, la fréquence, le type d'engins, la nature, la dose et les associations de produits, etc.

## Labels étudiés dans la dynamique de labellisation

Pour les labels étudiés, décrire la dynamique de labellisation au cours du temps a permis de mieux contextualiser leurs évolutions en faveur de la durabilité.

### Une histoire en quatre périodes

Il ne s'agit pas ici de dresser un panorama des labels alimentaires, ni de la place de la biodiversité dans ces labels, mais de situer les 13 labels étudiés dans la dynamique générale de labellisation des produits alimentaires. Leurs objectifs et profils organisationnels s'inscrivent en effet dans des contextes socioéconomiques dont la périodisation aide à comprendre leur positionnement, même s'il existe quelques chevauchements ou décalages dans le temps pour certains labels.

**1960-1990 : développement des labels nationaux.** Pendant les Trente Glorieuses, l'émergence et l'élargissement des labels à l'échelle nationale s'appuient sur la croissance du pouvoir d'achat des consommateurs et viennent en réaction à la transformation radicale de l'agriculture par l'usage massif des intrants chimiques, de la motorisation et du remembrement.






















La création du Label Rouge vise ainsi à se démarquer de l'industrialisation naissante de l'élevage. En 1965, le poulet est le premier produit certifié de qualité supérieure en termes de propriétés organoleptiques et de tradition (Westgren, 1999). Le Label Rouge est encore aujourd'hui la démarche de qualité de référence pour les consommateurs français.

Les appellations d'origine contrôlée (AOC) viticoles et fromagères se sont diffusées depuis le début du xx<sup>e</sup> siècle. Leurs normes garantissent des méthodes régionales qui contribuent à préserver une diversité culturelle et gastronomique. En 1992, ce régime est étendu à l'ensemble des « indications géographiques européennes » qui comprend dorénavant les AOP (ex-AOC), les IGP et les spécialités traditionnelles garanties. Les IGP sont protégées par l'Organisation mondiale de la propriété intellectuelle. Les analystes soulignent régulièrement leur rôle dans les régulations du commerce alimentaire international (van der Meulen *et al.*, 2008).

L'histoire de l'agriculture biologique est également née au début du xx<sup>e</sup> siècle de mouvements de producteurs qui refusent les intrants chimiques et le tournant agro-industriel. Ils conçoivent des cahiers des charges alternatifs sur la base d'un apprentissage par la pratique (Ollivier et Bellon, 2013). Des courants se forment un peu partout dans le monde qui donneront naissance à diverses formes d'agriculture biologique, dont la biodynamie ou la permaculture<sup>15</sup> (Besson, 2011). Leurs approches s'accordent sur la nécessaire préservation des sols et sur les effets néfastes des produits de

15. Notamment Rudolf Steiner en Autriche, promoteur de la biodynamie, A. Howard et Lady E. Balfour en Angleterre, les époux Müller et H. P. Rusch en Suisse, J. I. Rodale aux États-Unis, M. Fukuoka au Japon ou encore B. Mollison et D. Holmgren à l'origine de la permaculture en Australie. Voir Besson, 2011.

## TYPLOGIE DE PRATIQUES

	ALLOCATION SPATIALE ET TEMPORELLE DES ACTIVITÉS	AJOUT DE FACTEURS PHYSIQUES ET CHIMIQUES	AJOUT D'ORGANISMES	PRÉLÈVEMENT OU DESTRUCTION D'ORGANISMES
<b>Agriculture</b>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Configuration du parcellaire : taille, forme des parcelles</li> <li>• Présence d'éléments semi-naturels</li> <li>• Surface en herbe et parcours</li> <li>• Rotation et diversification des cultures</li> <li>• Surfaces artificialisées</li> <li>• Surfaces « importées » pour l'alimentation des animaux</li> </ul>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Travail du sol</li> <li>• Fertilisants</li> <li>• Traitements chimiques (pesticides, médicaments, produits d'entretien)</li> <li>• Gestion de l'eau</li> <li>• Chauffage (serre, bâtiments)</li> </ul>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Implantation des couverts et des cultures</li> <li>• Introduction d'auxiliaires ou de « plantes de service »</li> </ul>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Récolte</li> <li>• Pâturage</li> <li>• Entretien des haies et arbres</li> <li>• Destruction des couverts</li> <li>• Désherbage mécanique</li> <li>• Destruction directe des bioagresseurs</li> </ul>
<b>Pêche</b>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gestion collective des stocks : quotas (tonnes, nb de jours), partage des droits de pêche</li> <li>• Saison de pêche</li> <li>• Zone</li> <li>• Ciblage des engins</li> </ul>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Perte (<i>ghost fishing</i>) et usure d'engins</li> <li>• Macrodéchets</li> <li>• Polluants</li> <li>• Abrasion des fonds marins et resuspension de particules sédimentaires</li> </ul>		 <ul style="list-style-type: none"> <li>• Captures d'espèces commerciales</li> <li>• Captures accidentelles d'espèces sensibles</li> <li>• Destruction de communautés benthiques</li> </ul>
<b>Aquaculture</b>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Distribution des espaces productifs dans le milieu naturel</li> <li>• Approvisionnement par la pêche miniotière pour l'alimentation animale</li> <li>• Espaces artificialisés</li> </ul>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nettoyage et désinfection des outils et des structures d'élevage</li> <li>• Soins aux animaux</li> <li>• Gestion de l'eau</li> <li>• Apport de nutriments</li> </ul>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Introduction d'espèces élevées</li> <li>• Introduction d'espèces pour la lutte biologique</li> <li>• Échappement d'espèces élevées</li> </ul>	  <ul style="list-style-type: none"> <li>• Prélèvement/destruction d'espèces nuisibles</li> <li>• Prélèvement de juvéniles sauvages</li> <li>• Nourrissage naturel dans le milieu environnant</li> </ul>

ÉTATS DES  
ÉCOSYSTÈMES ET  
PROCESSUS MODIFIÉS

VARIABLES  
DE BIODIVERSITÉ CONCERNÉES

LES SIX CLASSES DE VARIABLES ESSENTIELLES DE  
BIODIVERSITÉ (*ESSENTIAL BIODIVERSITY VARIABLES, EBV*)

RELATIONS  
TROPHIQUES

CROISSANCE,  
SURVIE  
ET  
REPRODUCTION

ÉTAT PHYSIQUE  
ET CHIMIQUE  
DU MILIEU,  
DISPONIBILITÉ  
DES RESSOURCES  
ABIOTIQUES

DISPONIBILITÉ  
ET CONNECTIVITÉ  
DES HABITATS



**Composition génétique**

- Diversité génétique intraspécifique
- Différenciation génétique des populations
- Taille effective de population
- Consanguinité



**Populations d'espèces**

- Distribution d'espèces d'intérêt
- Abondance des individus d'espèces d'intérêt



**Traits de vie des organismes**

- Phénologie
- Morphologie
- Physiologie
- Mouvement (dispersion, migration)
- Caractéristiques démographiques, reproduction



**Composition des communautés**

- Abondance des espèces dans la communauté
- Diversité taxonomique ou phylogénétique
- Diversité des traits des espèces
- Diversité des interactions entre les espèces



**Fonctionnement des écosystèmes**

- Productivité primaire
- Phénologie à l'échelle de l'écosystème
- Perturbation du fonctionnement



**Structure des écosystèmes**

- Fraction du couvert vivant
- Distribution horizontale des éléments dans l'écosystème
- Profil vertical de l'écosystème

synthèse. Les réseaux biologiques s'organisent au niveau national à partir de 1962, tout en restant pluriels. Dans les années 1980, une phase d'institutionnalisation aboutit à la création du label français AB qui devient unique et public en 1985. Le cahier des charges de l'association Nature & Progrès (créée en 1964) sert de référence, et le label AB inspire le règlement Bio européen qui sera instauré en 1991.

**1992-2002 : émergence de labels durables multipartites portés par des ONG.** À la suite du Sommet de la Terre de 1992, des ONG s'associent à des multinationales pour créer des labels afin de réorienter les chaînes d'approvisionnement mondialisées. Rainforest Alliance et Forest Stewardship Council (FSC) ont été pionnières de ces labels volontaires de durabilité (*voluntary sustainability standards* en anglais) (Islam, 2008). L'ONG Rainforest Alliance s'associe avec d'autres ONG travaillant à la conservation de la biodiversité pour former le Réseau d'agriculture durable (Sustainable Agriculture Network [SAN]) en 1993 et pour certifier des produits tropicaux destinés à l'exportation : banane, cacao, café et thé (Lemeilleur *et al.*, 2015). En 2017, les cahiers des charges ont été harmonisés selon une norme unique à l'issue d'une concertation entre parties prenantes et scientifiques. Pour utiliser le label, les entreprises doivent signer un accord de licence et se conformer à des exigences de traçabilité. Les produits qui contiennent au moins 30 % de produits certifiés peuvent porter le label Rainforest Alliance. En 2018, Rainforest Alliance a fusionné avec le label néerlandais UTZ Certified, différenciant dorénavant un cahier des charges pour la production agricole et un autre pour la chaîne d'approvisionnement. En 2023, le SAN s'est dissocié du label Rainforest Alliance.

Le MSC est né en 1998 d'une alliance entre le WWF et Unilever pour réagir à l'effondrement des populations de cabillaud des Grands Bancs de Terre-Neuve sur la façade canadienne de l'océan Atlantique. L'objectif est d'orienter le consommateur vers une pêche durable.

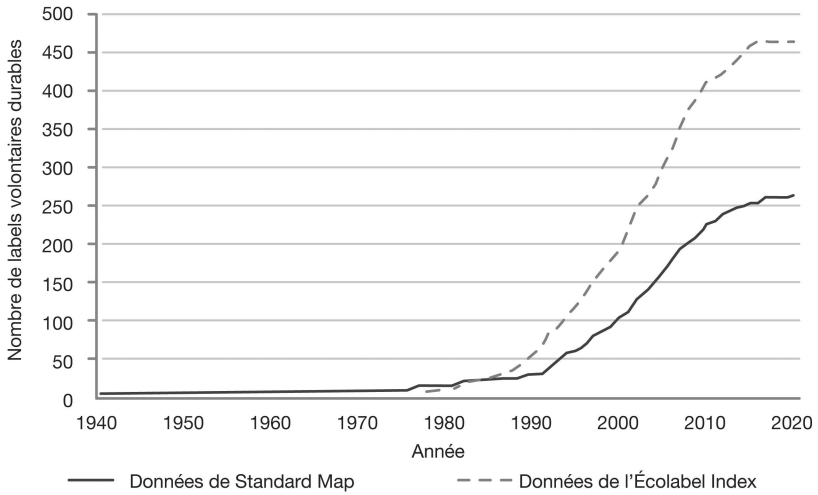
Cette deuxième période de labellisation a bénéficié de la segmentation croissante des marchés alimentaires ouvrant sur une « économie des qualités » selon l'expression de Callon *et al.* (2002). En retour, les labels durables internationaux ont influencé les pratiques de production des filières d'exportation.

**2002-2020 : montée des critiques et harmonisation des normes.** Le tournant du XXI<sup>e</sup> siècle voit exploser le nombre de labels durables privés à travers le monde<sup>16</sup> (figure 1.3).

Ces labels de durabilité jouent un rôle croissant en tant que producteurs de normes dans les échanges commerciaux alimentaires. Ils prennent la forme de configurations publiques-privées issues de « tables rondes » multipartites pour l'huile de palme durable (RSPO, 2004), pour le soja (RTRS, 2006), ou encore pour le bœuf (Global Round Table for Sustainable Beef, 2013). Créé en 2010 par l'ONG WWF et une

16. <https://www.ecolabelindex.com> (consulté le 10/01/2025).

**Figure 1.3.** Évolution du nombre de labels volontaires durables (*voluntary sustainable standards*) dans le monde, recensés dans deux bases de données : Standard Map et Écolabel Index.



Source : d'après UNFSS, 2020. *Scaling up Voluntary Sustainability – Standards through Sustainable Public – Procurement and Trade Policy*, 4<sup>th</sup> Flagship Report of the United Nations – Forum on Sustainability Standard ([https://unfss.org/wp-content/uploads/2020/10/UNFSS-4th-Report\\_revised\\_12Oct2020.pdf](https://unfss.org/wp-content/uploads/2020/10/UNFSS-4th-Report_revised_12Oct2020.pdf)).

organisation internationale publique-privée (IDH, Sustainable Trade Initiative), et basé aux Pays-Bas, le label ASC est aussi né de dialogues sur l'aquaculture rassemblant diverses parties prenantes. Des chercheurs font remarquer que le terme *stewardship* renvoie à une responsabilité collective de gestion des ressources à protéger, tandis que les *round tables* se focalisent davantage sur la procédure multipartite (Ponte, 2014). D'autres initiatives, axant l'effort sur les « bonnes pratiques », adoptent la nomenclature « Better » : Better Sugar Cane Initiative en 2008, Better Cotton Initiative en 2009. En France, le label Bleu-Blanc-Cœur (2010) fait partie des démarches collectives privées nationales visant une alimentation durable. Il se distingue parce qu'il privilégie des engagements de résultats en termes d'apports nutritionnels (richesse en oméga-3 des aliments).

Durant cette période, la multiplication des labels a nourri des interrogations, surtout quand ils émanent d'acteurs privés. Les labels tropicaux sont par exemple taxés de concerner surtout des monocultures ; le coût élevé des certifications est jugé peu accessible aux petits producteurs ou aux petits pêcheurs ; la représentativité des producteurs et des consommateurs trop limitée dans la gouvernance des labels

(Aud *et al.*, 2015) ; l'impact réel des labels trop faible (Loconto et Hatanaka, 2018). Des auteurs soulignent, par ailleurs, que l'expansion du marché de l'alimentation bio dans les années 2000 et la reconnaissance politique du label biologique ont paradoxalement affaibli sa portée critique (Lamine et Bellon, 2009).

Face à ces reproches, les labels durables ont cherché à renforcer leur crédibilité en se dotant de « méta-normes » qui certifient leur conformité avec les valeurs qu'ils sont censés représenter. Intervenant à une échelle « supra », l'Alliance internationale pour l'accréditation et l'étiquetage en matière sociale et environnementale (aussi appelée Alliance Iseal, en anglais : International Social and Environmental Accreditation and Labelling Alliance)<sup>17</sup>, créée en 2002, joue notamment ce rôle à l'échelle internationale (Fransen, 2015). De nombreuses initiatives proposent par ailleurs des comparaisons et clés de lecture sur les attributs des labels (tableau 1.2). Le débat qui traverse les labels durables n'est pas simple car les critiques légitimes nourrissent en même temps un *backlash* écologique et le désengagement des acteurs économiques.

Dans ce contexte, on observe un retour des labels publics. La certification publique nationale HVE voit ainsi le jour en 2012 dans la suite du Grenelle de l'environnement. Son principe d'options offre la possibilité de choisir ses engagements sans opérer forcément d'importants changements de pratiques. Créé dans la suite du Grenelle de la mer, l'écotableau national Pêche durable naît en 2017. Il reste encore peu diffusé.

La tendance des nouveaux labels conduit plutôt à une hybridation des modèles productifs qu'à leur réorientation, brouillant la ligne de démarcation entre les systèmes conventionnels et alternatifs (Billows *et al.*, 2024). Depuis 2020, le label Bleu-Blanc-Cœur et quatre autres labels privés revendiquent ainsi une « troisième voie agricole » œuvrant pour une agriculture responsable<sup>18</sup>.

**Vers une « territorialisation » des initiatives ?** La période actuelle semble revaloriser les échelles géographiques restreintes. L'Alliance Iseal et ses membres se mobilisent, par exemple, sur la façon d'intégrer le paysage dans l'évaluation des performances des labels durables. Plus généralement, les réflexions des acteurs s'orientent davantage sur des engagements de résultats locaux, alors que les cahiers des charges privilégient jusqu'à présent des objectifs sur les moyens à l'échelle d'une entreprise ou d'une filière. En agriculture, le suivi peut concerner les couverts végétaux, la qualité de l'eau, de l'air ou la biodiversité... Plusieurs exemples illustrant cette tendance sont décrits dans le chapitre 4.

Par ailleurs, les discussions sur l'impact et sur la crédibilité des labels ont remis sur le devant de la scène les systèmes participatifs de garantie (SPG). Ceux-ci se démarquent de la réglementation qui, depuis 15 ans, préconise l'indépendance des fonctions de contrôle et d'accréditation, *via* la mise aux normes International Organization for

17. L'Alliance Iseal a été fondée en 2022 par quatre organisations majeures de standardisation (FSC, Fairtrade International, the MSC, the Ifoam), autour d'un référentiel commun (en anglais, *assurance code*).

18. <https://www.collectiftroisiemevoie.com/> (consulté le 30/04/2025).

**Tableau 1.2.** Principales initiatives internationales d'analyse et de comparaison des labels volontaires de durabilité.

Initiative et porteurs de l'initiative et date de création	Type d'outil	Dont les labels étudiés
<a href="https://standardsmap.org/en/compare">https://standardsmap.org/en/compare</a> <i>ITC (agence de l'Organisation des Nations unies) : ITC Standard Map (depuis 2011)</i>	Base de données permettant la comparaison multisectorielle de plus de 300 labels de durabilité Possibilité d'un filtre sur la biodiversité	Bio, RSPO, RTRS, Rainforest Alliance
Comparateur : SSCT <a href="https://unfss.org/wp-content/uploads/2013/09/ssct-presentation-for-ssi-meeting.pdf">https://unfss.org/wp-content/uploads/2013/09/ssct-presentation-for-ssi-meeting.pdf</a> <i>Alliance Iseal, agence allemande de coopération internationale (GIZ) et ITC (2016)</i>	Grille analytique de comparaison de la crédibilité des labels (durabilité, pertinence, impartialité, transparence, etc.)	Rainforest Alliance, RSPO, RTRS
Outil d'évaluation de la Multi-Stakeholder Initiative Integrity <a href="https://www.msi-integrity.org/wp-content/uploads/2017/11/MSI_Evaluation_Tool_2017.pdf">https://www.msi-integrity.org/wp-content/uploads/2017/11/MSI_Evaluation_Tool_2017.pdf</a> <i>MSI Integrity et Harvard Law School's (2017)</i>	Grille analytique de comparaison des structures institutionnelles multipartites (mandat, gouvernance, transparence, etc.)	
Matrice des connaissances : Evidensia Knowledge Matrix <a href="https://www.evidensia.eco/">https://www.evidensia.eco/</a> <i>Alliance Iseal, WWF, RA (depuis 2019)</i>	Base de données recensant les travaux de recherche sur l'impact des labels et des initiatives volontaires de durabilité	Bio, RSPO, RTRS, Rainforest Alliance, MSC, ASC
Outil d'analyse Tool's 7-step Benchmark Process <a href="https://ourgssi.org/benchmarking/">https://ourgssi.org/benchmarking/</a> <i>Initiative mondiale pour la durabilité des produits de la mer (Global Sustainable Seafood Initiative)</i>	Comparaison experte des labels de pêche sur des critères environnementaux, de gouvernance et opérationnels	MSC, ASC
Base de données Label Info <a href="https://www.labelinfo.ch/fr/Organismes-suisses">https://www.labelinfo.ch/fr/Organismes-suisses</a> <i>(Pusch et Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften), en lien avec l'ITC et GIZ (2023)</i>	Grille analytique comparaison entre différents labels de durabilité pour les produits d'origine agricole — s'appuie sur le SSCT et l'ITC Standard map	Bio, Demeter, Rainforest Alliance, ASC, MSC

ITC : International Trade Center ; SSCT : *Sustainability standards comparison tool* ; GIZ : Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit.

Standardization (ISO). Or, les titulaires des labels reconnaissent le rôle que tiennent les SPG dans l'intégration des normes par les opérateurs. La dimension participative des audits donne notamment à l'étape du contrôle, une dimension d'apprentissage mutuel, au plus près des conditions d'application du label (Lemeilleur et Allaire, 2018). L'audit devient un levier du changement des modes de production (cf. la théorie du changement<sup>19</sup>). Le label Nature & Progrès a fait, sur ce point, figure d'irréductible : alors qu'il avait guidé la création du règlement Bio européen, la réforme de ce règlement en 2007 a exclu les producteurs de Nature & Progrès en rendant obligatoire la certification par tierce partie indépendante. Les membres du réseau ont préféré rester fidèles aux pionniers de l'agriculture biologique et privilégier leur système participatif associatif, dans l'activité de contrôle, le producteur, un représentant du label et des acteurs locaux (transformateurs, consommateurs, etc.) (Loconto, 2017).

---

19. Analyse des liens de cause à effets qui explique comment une intervention conduit à un changement. Définition du groupe des Nations unies pour le développement : [https://unsdg.un.org/sites/default/files/UNDG-UNDAF-Companion-Pieces-7-Theorie\\_du\\_Changement.pdf](https://unsdg.un.org/sites/default/files/UNDG-UNDAF-Companion-Pieces-7-Theorie_du_Changement.pdf) (consulté le 11/02/2026).

## 2. Impact des labels et de leurs pratiques sur la biodiversité

### Introduction

Ce chapitre se concentre sur le cœur de la saisine : que sait-on des impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité ? Pour répondre à cette question, nous avons d'abord mené une revue de littérature, qui a montré que peu d'études traitent spécifiquement des labels. Seuls l'agriculture biologique et le label MSC font l'objet de travaux. Au vu de ce constat, l'investigation s'est alors portée sur les pratiques, avec un questionnement en deux temps : 1) quelles sont les pratiques de production et de pêche ayant un impact reconnu sur la biodiversité ? 2) Ces pratiques sont-elles mentionnées dans les cahiers des charges et pour quels engagements ?

Les spécificités de l'agriculture, de l'aquaculture et de la pêche nous ont conduits à mener parallèlement les analyses, tout en adoptant une démarche la plus commune possible. Nous avons examiné des cahiers des charges. Nous nous sommes tenus aux documents de base disponibles et mis en œuvre au moment de l'analyse. Nous n'avons donc pas pris en compte les guides de bonnes pratiques, ni les déclinaisons nationales, ni les dérogations ou précisions concernant telle ou telle production. De plus, certains labels actualisent régulièrement leurs règles, ce qui rend rapidement caduque leur évaluation. Enfin, quand il n'existe pas de cahier des charges commun (Label Rouge, ASC) nous avons illustré par un échantillon de produits une diversité de situations sans pour autant être exhaustif, ni représenter l'importance des différentes filières. La démarche présente l'intérêt d'une approche globale, mais souffre d'imprécision pour les cas particuliers. Elle offre néanmoins une clé de lecture originale pour évaluer les engagements des labels au regard des connaissances scientifiques de l'impact des pratiques sur la biodiversité.

### Grille d'analyse commune pour décrire les effets

L'analyse de la littérature a été faite de manière similaire sur les différents corpus scientifiques ou « gris ». Elle s'est centrée sur la démarche Pico, acronyme anglais pour *population, intervention, comparator, outcomes* (« population, intervention, comparaison et résultat » en français). Ce cadre méthodologique est classique dans

les revues systématiques et méta-analyses en recherche médicale (Methley *et al.*, 2014). L'Anses, l'Autorité européenne de sécurité des aliments et certains auteurs des domaines marin et agricole l'utilisent aussi dans l'évaluation des risques.

Nous avons adapté la démarche Pico à nos critères (tableau 2.1) :

- la population décrit le groupe sur lequel le test est effectué et les sources de données (nombre d'exploitations enquêtées, type de pêcheries, etc.) ;
- les interventions correspondent au type de label étudié (agriculture biologique, MSC, RSPO, etc.) ;
- les comparaisons peuvent être diachroniques (avant/après certification) ou synchroniques (certifié/non certifié ; modalités de pratique testée/témoin). Ont été acceptés certains articles qui analysent les effets d'un label ou d'une pratique sans comparateur ;
- les résultats (*outcomes*) sont renseignés selon les EBV et les cinq déterminants du déclin de la biodiversité définis par l'IPBES.

L'analyse a adjoint les critères des expertises scientifiques collectives en qualifiant les résultats selon leur fiabilité et leur pertinence, et en identifiant les incertitudes, controverses et lacunes dans les savoirs.

**Tableau 2.1.** Grille d'analyse de la bibliographie.

Critères	Caractéristiques des informations recueillies
<b>Nature de la publication</b>	Littérature académique : article, synthèse ( <i>review</i> ), méta-analyse ; littérature grise : rapports institutionnels, d'ONG, technique, etc.
<b>Description de la méthode</b>	Suivi standardisé, évaluation <i>ex ante</i> (fondée sur des pratiques ou cahier des charges) ; évaluation <i>ex post</i> (fondée sur des observations de biodiversité) ; large étude expérimentale ou observationnelle ; modélisation (fondée sur des observations, données statistiques, etc.), ACV
<b>Contexte de l'étude ou des études (P dans la méthode Pico)</b>	Type de production ou de pêche ; type d'opérateurs ; type de milieux ou écosystèmes ; couverture géographique ; couverture temporelle ; nombre d'observations (large étude > 100 observations)
<b>Description des pratiques (P dans la méthode Pico)</b>	Famille de pratiques, pratiques et modalités de mise en œuvre, interactions entre pratiques ; intensité des pratiques ; niveau de pression de pêche (zone x fréquence de passage x type d'engin)
<b>Description de la biodiversité étudiée (P dans la méthode Pico)</b>	Classes d'EBV et EBV ; taxons ; groupes taxonomiques ; groupes fonctionnels ; populations ciblées/non ciblées ; espèces dont sensibles et/ou protégées
<b>Labels (I dans la méthode Pico)</b>	Nom du ou des labels ; analyse d'un label ou comparaison entre plusieurs labels
<b>Type de comparaison (C de la méthode Pico)</b>	Comparaison diachronique (avant/après), synchronique (test/témoin) ou absence de comparaison
<b>Résultats (O dans la méthode Pico)</b>	Effets détaillés par EBV et par groupe taxonomique ; sens de l'effet (favorable/défavorable), taille de l'effet ou du risque ; degré de confiance/incertitude, portée des résultats (généricité)
<b>Robustesse</b>	Qualité de la preuve, robustesse de la méthode décrite dans l'article

## Revue de la littérature sur les impacts des labels sur la biodiversité

### I Démarche et corpus bibliographique

Pour construire le corpus bibliographique, nous avons croisé trois requêtes décrivant par une série de mots-clés : 1) la biodiversité terrestre et marine (lexique des EBV), 2) les labels (leur nom et quelques termes génériques) et 3) les trois domaines d'activités : pêche, aquaculture et agriculture.

Une première remarque concerne le tri drastique effectué dans la sélection des articles explorés car nos objets d'étude n'y étaient souvent qu'effleurés. La biodiversité est en effet régulièrement citée dans les publications comme élément de contexte ou comme enjeu, sans être l'objet de l'étude. De même, de nombreux articles évoquent des labels comme idéal-type ou piste pour l'action, sans qu'ils soient examinés en tant que tels.

La deuxième observation porte sur la très inégale répartition des publications entre les labels : si les impacts de l'agriculture biologique et du label MSC sur la biodiversité sont amplement étudiés, ce n'est pas du tout le cas des autres labels de notre échantillon.

La littérature scientifique sur l'agriculture biologique étant pléthorique, nous avons analysé uniquement les articles de synthèse, les études avec plus de 100 sites d'observation et les méta-analyses (65 publications). La littérature grise sélectionnée apporte des compléments généralement convergents avec la littérature scientifique. De nature hétérogène (statut, méthodes, ampleur, etc.), ces travaux proviennent d'associations environnementales, d'organismes coopératifs, de consortiums scientifiques ou de titulaires de labels (par exemple : rapport édité par Global Nature Fund, par l'Union internationale pour la conservation de la nature [UICN], par l'International Federation of Organic Agriculture Movements [Ifaoam], par le Basic, Rainforest Alliance, etc.). Concernant les labels français, l'étude du Basic (2021) est celle qui compare le plus de labels (14) et détaille le plus leurs impacts sur la biodiversité.

Pour la pêche, seul le label MSC dispose d'un corpus conséquent d'études appréhendant ses impacts sur la biodiversité. Une revue systématique datant de 2020 (Arton *et al.*, 2020) a servi de base, complétée par une cinquantaine de publications plus récentes et d'une littérature technique et institutionnelle issue de la plateforme Evidensia sur les labels durables, de la documentation disponible sur le site web du label MSC et de différents rapports institutionnels et associatifs.

Pour l'aquaculture, le corpus scientifique s'est avéré très restreint (18 articles), portant généralement sur des labels non identifiés individuellement dont l'aquaculture biologique (déclinaison allemande NaturLand) ou ASC.

La bibliographie sur les ACV a été distinguée car elle ne rend pas compte d'impacts observés, mais d'impacts prédits à partir de modèles. Ce corpus est récent et a concerné une dizaine d'articles sur des produits essentiellement agricoles (11 en agriculture biologique, 1 RSPO, 1 MSC, 2 sur des produits aquacoles).

## ■ L'agriculture biologique clairement favorable à la biodiversité

**Un consensus se dégage sur l'effet positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité**, comparativement à l'agriculture conventionnelle. La très large majorité des études retenues se fonde sur une approche comparative synchronique (de type « contrôle/impact »), avec des parcelles ou des exploitations (cas moins fréquent) en agriculture biologique comparées à leur équivalent en agriculture conventionnelle (témoin). Les approches diachroniques (de type avant/après) sont rares.

**La majorité des études est réalisée à l'échelle d'une parcelle cultivée** (articles scientifiques) ou de la ferme (ACV et littérature grise). Deux mesures phares de l'agriculture biologique sont généralement invoquées pour expliquer les effets positifs : l'interdiction des pesticides de synthèse et celle des fertilisants minéraux au profit des fertilisants organiques (Christel *et al.*, 2021). D'autres arguments ressortent d'observations ou d'expérimentations : l'allongement des rotations, la diversification des productions, la limitation du travail du sol (Tyser *et al.*, 2021).

Les effets sur la biodiversité sont plus souvent étudiés pour les plantes et les arthropodes, et pour les EBV « Richesse spécifique » et « Abondance des communautés », mais certains travaux couvrent aussi les autres classes d'EBV et d'autres groupes taxonomiques. Pour le corpus scientifique, la méta-analyse la plus complète (Tuck *et al.*, 2014 : 94 études, 184 observations) conclut à une richesse spécifique en moyenne de 34 % supérieure dans les parcelles en agriculture biologique en comparaison de parcelles en conduite conventionnelle. Cet ordre de grandeur est cohérent avec ceux présentés dans d'autres méta-analyses, soit plus anciennes (Bengtsson *et al.*, 2005) : abondance + 50 % et richesse spécifique + 30 %, soit plus récentes mais avec un nombre d'études plus faible, comme celles de Smith *et al.* (2019) : abondance + 32 % et richesse spécifique + 23 % ; et Smith *et al.* (2020) : abondance + 38 % et richesse spécifique + 38 %.

La littérature grise confirme cette conclusion pour les labels bio et apparentés (Demeter, Nature & Progrès, Bio Équitable France) dans toutes les études *a priori* (comparant les impacts potentiels de l'agriculture biologique à partir de leur cahier des charges) et dans la grande majorité des études *a posteriori* (résultats observés).

**Les résultats des ACV varient selon la méthode.** Deux approches de la modélisation des impacts coexistent : l'une, semi-quantitative issue de *Swiss Agricultural Life Cycle Assessment-BioDiversity* (Salca-BD), se fonde sur des critères locaux et des dires d'experts (4 articles), l'autre s'appuie sur des impacts quantifiés liés à l'utilisation des terres dans le cadre conceptuel du « *land-use impact* » (Canals *et al.*, 2007) (8 articles). Dans ce cadre, les impacts sont calculés par rapport à une référence, souvent le milieu naturel (par exemple : la forêt). Ainsi, tout écart de rendement se traduit par une surface équivalente occupée en plus ou en moins sur le milieu naturel. Nous y reviendrons dans le chapitre 3. Dans le corpus agricole analysé, les ACV semi-quantitatives étaient toujours favorables à l'agriculture biologique pour l'élevage ou pour les cultures, par rapport aux systèmes conventionnels (Muller-Lindenlauf *et al.*, 2010 ;

Nemecek *et al.*, 2011 ; Prechsl *et al.*, 2017). En revanche, les résultats étaient plus variables dans les ACV utilisant le cadre conceptuel du « *land-use impact* ». Le lait biologique restait favorable car il utilise à la fois moins de surfaces à fort impact pour l'alimentation du bétail (moins de concentrés) et plus de surfaces à faible impact (pâturage) (Muller-Lindenlauf *et al.*, 2010 ; Nemecek *et al.*, 2011 ; Prechsl *et al.*, 2017) qu'en conventionnel. En revanche, le faible nombre de travaux réalisés sur les cultures biologiques et l'hétérogénéité de leur périmètre<sup>20</sup> empêchent de conclure en l'état : une étude inclut, par exemple, toute la chaîne de consommation (Tidåker *et al.*, 2021), une autre évalue l'impact rapporté à 100 hectares de cultures combinées (Tuomisto *et al.*, 2012). L'étude de Lindner *et al.* (2022), classée dans la littérature grise (non publiée dans une revue scientifique), se fonde également sur le cadre conceptuel du « *land-use impact* » mais se singularise par son indicateur de degré d'hémérobie, soit de distance à la naturalité. Dans cette étude, les résultats pour les produits biologiques sont beaucoup plus variables que pour les produits conventionnels, ce qui s'explique par l'ajustement du modèle à la surface nécessaire pour produire 1 kilogramme de produit.

**Enfin, cette revue de la littérature souligne un intérêt croissant pour les effets spatiaux de l'agriculture biologique.** L'amplitude des impacts varie en effet selon le type de paysage et le contexte pédoclimatique local. Au-delà de ces variations, plusieurs études mettent en évidence que l'effet positif sur la diversité et/ou sur l'abondance des plantes sauvages (+ 30 % ; Henckel *et al.*, 2015) croît avec la proportion d'agriculture biologique dans le paysage, suggérant un possible effet spatial cumulatif. Celui-ci est également vérifié pour certains arthropodes (par exemple : les abeilles), mais pas pour tous.

## ■ Des effets peu documentés sur les autres labels agricoles

La littérature sur les labels aborde rarement précisément leurs effets sur la biodiversité sauvage.

**AOP/IGP :** le corpus scientifique aborde ainsi surtout la biodiversité domestique associée aux microflores naturelles utilisées pour les vins et fromages, et la diversité génétique des variétés ou races locales. Les quelques études analysées avancent des résultats modérés : le rapport sur les AOP St-Nectaire et Salers observe un gain significatif pour la flore (Caron *et al.*, 2010) ; l'étude du Basic (2021) attribue un effet plus favorable à la biodiversité au cahier des charges du Comté AOP qu'à celui du Cantal AOP.

**HVE (version 2011) :** trois études (Actionaid *et al.*, 2020 ; Basic *et al.*, 2021 ; OFB, 2022) utilisant des méthodes différentes concluent à un effet faible du cahier des charges initial de HVE. Cependant, outre que ces études soulignaient le manque de données permettant d'apprécier les pratiques des exploitations certifiées, la révision du cahier des charges en 2023 les rend obsolètes.

20. Seulement les études calculant des impacts sur la biodiversité avec l'ACV et comparant au moins deux systèmes de pratiques différents, dont un certifié, ont été incluses dans le corpus bibliographique.

**Label Rouge et Bleu-Blanc-Cœur** : aucune publication scientifique ne traite de leur impact sur la biodiversité sauvage. Les études multilabels de la littérature grise (Cavrois, 2009 ; Basic *et al.*, 2021) montrent des effets faibles sur la biodiversité, quelles que soient les filières concernées.

**Rainforest Alliance, RSPO et RTRS** : en se fondant sur une petite dizaine d'articles scientifiques et sur quatre études institutionnelles (Komar, 2012 ; Hughell et Newsom, 2013 ; Borneo futures for RSPO *et al.*, 2020 ; Grenz et Angnes, 2020), nous concluons que les plantations de café ou de thé certifiées Rainforest Alliance ont des effets globalement positifs sur la biodiversité. Les résultats pour RSPO ne donnent pas de tendance univoque (Azhar *et al.*, 2015 ; Carlson *et al.*, 2018 ; Gatti *et al.*, 2019 ; Schmidt et De Rosa, 2020). L'enjeu principal se situe par rapport à la déforestation ; or, certains auteurs notent qu'elle précède souvent la certification des plantations. Toutes les études soulignent en revanche l'intérêt des engagements des labels Rainforest Alliance, RSPO et RTRS de conserver une part de surfaces naturelles.

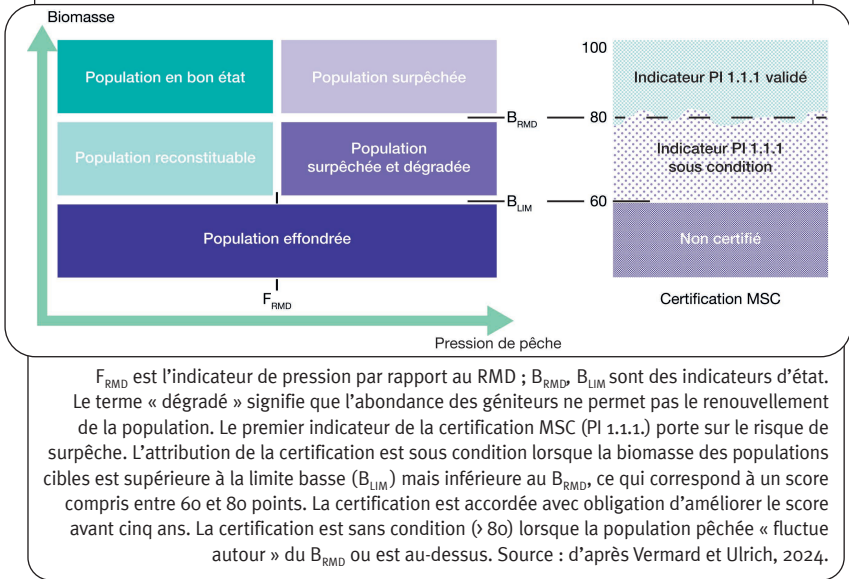
### ■ Le label MSC : une meilleure garantie sur l'état des populations exploitées, un impact moins clair sur les autres dimensions de la biodiversité

La littérature s'accorde sur le fait que les produits de la mer labellisés MSC ont une probabilité très élevée de provenir de populations de poissons non surpêchées. Ce niveau est supérieur à la moyenne des pêches mondiales et européennes. La surpêche est mondialement définie par rapport à un indicateur calculant un niveau maximum de prises possible, tout en préservant le renouvellement démographique des populations : le rendement maximum durable (RMD, ou en anglais *maximum sustainable yield* [MSY]).

La définition de la surpêche n'est cependant pas univoque selon qu'on privilégie un critère de biomasse (ou de biomasse féconde) ou bien de mortalité. Dans le premier cas, il s'agit d'un indicateur d'état noté «  $B/B_{RMD}$  », dans le second, d'un indicateur de pression noté «  $F/F_{RMD}$  ». En France et en Europe, l'évaluation scientifique renseigne les deux critères « B » et « F » pour la majorité des populations suivies scientifiquement (environ 170 populations de 70 espèces capturées par les pêcheries hexagonales, représentant 80 % des débarquements totaux ; Vermard et Ulrich, 2024). Le critère de pression est utilisé comme objectif de gestion dans la politique commune de la pêche (PCP), tandis que le critère de biomasse est utilisé comme indicateur d'état dans la directive-cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM). Un autre seuil indique la limite basse en deçà de laquelle la quantité de reproducteurs est insuffisante pour le renouvellement de la population étudiée : il est noté «  $B_{LIM}$  ». La figure 2.1 compare le classement des différents états des populations pêchées (Vermard et Ulrich, 2024) et les critères du MSC.

Le MSC, comme la FAO, privilégie un critère de biomasse. Le premier indicateur du MSC (noté PI 1.1.1 « état de la population cible ») classe l'état de la population pêchée par rapport à la certitude d'être au-dessus de la limite  $B_{LIM}$  et, ensuite, par rapport à l'objectif  $B_{RMD}$ .

**Figure 2.1.** Classification de l'état des populations pêchées et critères de certification considérés par le MSC en fonction de l'état de la biomasse des populations pêchées.



Le critère de pression de pêche, qui n'est pas renseigné partout dans le monde, n'est pas systématiquement pris en compte. C'est une critique formulée dans le rapport de la campagne de plaidoyer On the Hook (Stephenson et Johnson, 2023) qui reproche à l'indicateur  $B_{RMD}$  de ne pas garantir suffisamment la protection de la ressource, puisqu'il faut attendre que la biomasse se dégrade avant d'engager des mesures de limitation de la pêche. Plusieurs publications soulignent néanmoins que le processus de labellisation du MSC, en couplant gouvernance et suivi scientifique de l'état de la ressource (principe 3), permet au label d'être réactif face à la dégradation de l'effectif d'une population en suspendant temporairement les certifications. Par ailleurs, le futur référentiel MSC 3.1 (élaboré en 2022-2023 en vue d'une mise en œuvre avant 2026) introduit de nouvelles exigences sur l'obligation de règles de capture (*harvest control rules*).

Le label MSC était historiquement considéré comme exigeant, mais ce n'est plus toujours le cas. Le rapport « On the Hook » cite l'exemple emblématique de l'interdiction de la pêche aux ailerons de requins actée dans de nombreuses juridictions — depuis 2013 en Europe — et qui vient seulement d'être intégrée dans la future révision du référentiel MSC. D'autres auteurs s'intéressent au rôle du label MSC pour réduire la pêche illégale ou non déclarée : leurs conclusions ne sont pas concordantes. Jones *et al.* (2023), par exemple, regrettent que le MSC soit peu présent là où la certification

serait susceptible de générer des améliorations tangibles : en pêche minotière ou dans les zones maritimes surexploitées.

**Concernant les autres composantes de la biodiversité marine** telles que la protection des fonds marins (habitats benthiques) et des espèces sensibles (menacées ou protégées) capturées accidentellement, les rares études scientifiques disponibles ne permettent pas de documenter l'impact spécifique du label MSC. En dehors de quelques cas spécifiques, les comparaisons ne dégagent pas de tendance nette entre les pêcheries MSC et non MSC (comparaisons synchroniques), ni dans les trajectoires individuelles des pêcheries MSC (comparaisons diachroniques).

Cela peut s'expliquer, d'une part, par le manque de référentiels scientifiques et par l'absence, jusqu'à récemment, de données permettant d'évaluer la réduction des impacts écosystémiques de la pêche. D'autre part, le deuxième principe du MSC, qui traite de l'impact sur l'environnement, repose sur l'approche des « meilleures pratiques existantes » en l'absence d'obligation de chiffrer, par exemple, un plafond pour les captures d'espèces sensibles. Un rapport d'évaluation réalisé par le MSC (Lees *et al.*, 2022) constate d'ailleurs qu'une minorité des améliorations entreprises par les pêcheries labellisées a entraîné une réduction directe des impacts sur la biodiversité marine grâce à des améliorations techniques (16 % des améliorations sur la période 2000-2018). L'essentiel des actions recensées concernait la gouvernance des pêcheries et leurs capacités de collecte et de suivi des données scientifiques (cartographie des zones de pêche, incidences des prises accidentelles, etc.).

Enfin, la littérature grise sur le MSC met en exergue la controverse sur la compatibilité entre pêche industrielle et durabilité. Une campagne de l'ONG Bloom<sup>21</sup> en France et le rapport en anglais « On the Hook » réfutent la possibilité qu'un label s'affichant durable, comme le MSC, puisse certifier des chalutiers de fond et des thoniers senneurs pélagiques au motif que les impacts négatifs de ces modes de pêche sur, respectivement, les communautés benthiques et les captures accidentelles sont largement documentés. Plus généralement, les ONG critiquent la puissance de pêche des navires industriels.

**Les pêcheries thonières labellisées MSC illustrent cette controverse.** La pêche thonière tient une place à part dans les débats sur l'impact des pratiques de pêche car elle opère majoritairement en dehors des juridictions nationales. Elle relève d'accords de partenariat avec des pays tiers et du droit international sur la pêche de haute mer, qui est peu contraignant. La pêche thonière représente, par ailleurs, un très gros marché au niveau mondial (± 9 % des tonnages mondiaux débarqués en 2020 ; FAO, 2024) ainsi qu'au niveau local pour de nombreux pays côtiers tropicaux. Elle concentre beaucoup de tensions d'usage et de critiques sociales et économiques qui ne sont pas abordées ici.

21. Bloom, 2023. *Le label de la mort*. <https://bloomassociation.org/wp-content/uploads/2023/09/msc-peches-thonieres.pdf> (consulté le 27/01/2025).

Les thoniers industriels réalisent deux tiers des captures de thons tropicaux. Or un tiers du thon commercialisé est certifié MSC. Le label serait même lié aux trois quarts de la pêche thonière si l'on ajoute les pêcheries en cours de conversion MSC ou soutenues par le MSC au travers de programmes de soutien dans les pays du Sud<sup>22</sup>. Les thoniers industriels sont majoritairement des grands senneurs pélagiques utilisant des dispositifs dérivants de concentration de poissons (DCP), sortes de radeaux flottants sous lesquels les poissons se rassemblent spontanément. Les DCP attirent différentes espèces prédatrices (poissons, mammifères) qui sont ensuite capturées dans les sennes, peu sélectives, en même temps que les espèces ciblées. Le pourcentage des captures accidentelles/totales reste toutefois en moyenne moins élevé dans la pêche au thon que pour nombre d'autres pêcheries d'espèces démersales (Gilman *et al.*, 2020), mais les volumes restent importants : la majorité des rejets à la mer provient des pêcheries à la palangre et à la senne.

Le rapport de l'ONG International Seafood Sustainability Foundation sur des pêcheries thonières (Restrepo *et al.*, 2024) apporte une analyse quantitative précise. Il se fonde sur les données de 73 pêcheries certifiées par le MSC et note que plus de la moitié des pêcheries thonières de palangres et un tiers des pêcheries de sennes couissantes ont reçu des scores « sous condition » (entre 60 et 80/100 dans le référentiel MSC), c'est-à-dire inférieurs au seuil des « meilleures pratiques mondiales » sur les indicateurs liés aux captures accidentelles et non ciblées. Les pêcheries thonières certifiées MSC utilisant des lignes pêchant en surface ont, en revanche, toutes reçu des scores supérieurs au seuil de conformité. Dans cette controverse, le MSC revendique de n'exclure aucun engin de pêche au motif que tous ont des impacts tangibles et que tous peuvent être utilisés de manière responsable. Le référentiel cible la réduction des risques d'impact des DCP (perte, enchevêtrement, etc.) grâce à des améliorations technologiques (*tracking* satellite, biodégradabilité, etc.).

## ■ Très peu d'informations spécifiques aux labels aquacoles

**Peu de publications étudient les effets sur la biodiversité des labels d'aquaculture marine ou continentale.** Elles concernent surtout des systèmes d'aquaculture marine ou en eaux saumâtres : l'élevage de crevettes (Asie), de saumons (Écosse, Norvège) ou de truites. Les impacts sur la biodiversité ciblent les habitats critiques, comme les mangroves pour la crevetticulture ; l'exploitation de ressources biotiques *via* la pêche de larves, juvéniles ou géniteurs sauvages ; les échappements de saumons d'élevage en particulier ; ou encore l'origine indigène ou exotique des espèces élevées. L'impact de la pêche minotière qui approvisionne l'aquaculture en farines et huiles destinées à l'alimentation des poissons d'élevage est qualifié d'indirect mais majeur. De ce fait,

22. En 2023, 33 % des captures mondiales de thon étaient certifiées MSC, 20 % en cours d'évaluation et 25 % impliquées dans un Fishery Improvement Projet (FIP). Source : MSC Sustainable Tuna Yearbook 2024, <https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/stakeholders/tuna-news/msc-sustainable-tuna-yearbook-2024.pdf> (consulté 05/02/2025).

l'aquaculture de poissons situés en haut de la chaîne trophique (poissons piscivores) a plus d'impacts que celle d'animaux aquatiques de bas niveaux trophiques (mollusques, crustacés) ou des poissons herbivores.

Quelques articles évaluent l'aquaculture biologique (Baumgartner *et al.*, 2017 ; Di Marco *et al.*, 2017), d'autres comparent plusieurs labels (ASC, Global GAP, Naturland) sans apporter des conclusions nettes. Un article pointe le fait que les seuils uniformes des indicateurs de pression sur la biodiversité gagneraient à être adaptés aux conditions locales pour être incitatifs (Tlusty, 2012). Cette contextualisation est aussi une remarque adressée aux ACV aquacoles : la mesure des facteurs dont l'impact sur la diversité aquatique serait assez direct, comme l'eutrophisation ou la pollution, n'est jamais contextualisée au regard du milieu récepteur (vulnérabilité des biotopes, caractéristiques hydrodynamiques en termes de capacité de dilution/dispersion, etc.), ce qui ne permet pas d'en déduire un impact réel sur la biodiversité.

## Impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité et analyse des cahiers des charges des 10 labels agricoles étudiés

### Bilan des connaissances sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité

Les relations entre labels et biodiversité n'ayant apporté qu'un éclairage partiel, nous avons élargi l'investigation aux pratiques afin d'analyser les cahiers des charges des labels à l'aune des connaissances scientifiques sur l'impact des pratiques de production sur la biodiversité. Le dernier vaste état de l'art sur les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité, réalisé en France, date de l'expertise scientifique collective de 2008 (Le Roux *et al.*, 2008). Et alors qu'il n'y avait pas eu d'actualisation pendant 15 ans, plusieurs publications sont parues sur le sujet concomitamment à l'étude BiodivLabel.

Bonfanti *et al.* (2024) ont notamment publié un jeu de données réunissant 200 méta-analyses, qui a constitué le point de départ de notre corpus. Il a été ajusté aux priorités de l'étude BiodivLabel pour comporter 169 études larges, dont 153 méta-analyses, 15 larges études avec plus de 100 sites ou parcelles observées et une revue de littérature. Deux autres publications, s'appuyant également sur des méta-analyses, sont parues parallèlement (Babin *et al.*, 2023 ; Cozim-Melges *et al.*, 2024). Leurs résultats sont concordants avec les nôtres.

**Le corpus constitué couvre les pratiques des cultures annuelles et la conduite des prairies en élevage.** En revanche, les cultures pérennes et le maraîchage sont très peu représentés. Par ailleurs, les impacts sur la biodiversité sont surtout étudiés pour la classe d'EBV « Composition des communautés » et ses deux EBV principales : l'abondance de la communauté et la diversité taxonomique/phylogénétique. Au regard des

données disponibles dans les publications, les espèces ont été regroupées en neuf groupes taxonomiques : les oiseaux, les mammifères, les autres vertébrés (dont amphibiens et poissons d'eau douce), les plantes, les arthropodes, les microorganismes, les lombrics, les nématodes et une classe « multitaxa ». Les arthropodes, les lombrics et les microorganismes du sol sont surtout appréhendés à travers leur abondance, les oiseaux par leur diversité. Quelques rares données concernent la reproduction, le mouvement et la démographie de quelques groupes particulièrement soumis à des pesticides (collembolles, amphibiens, poissons, insectes auxiliaires). Enfin, un nombre plus restreint d'observations se rapporte à la classe d'EBV « Fonctionnement de l'écosystème », faisant surtout référence à l'activité enzymatique des microorganismes du sol, qui est un bioindicateur des effets bénéfiques de la matière organique des sols.

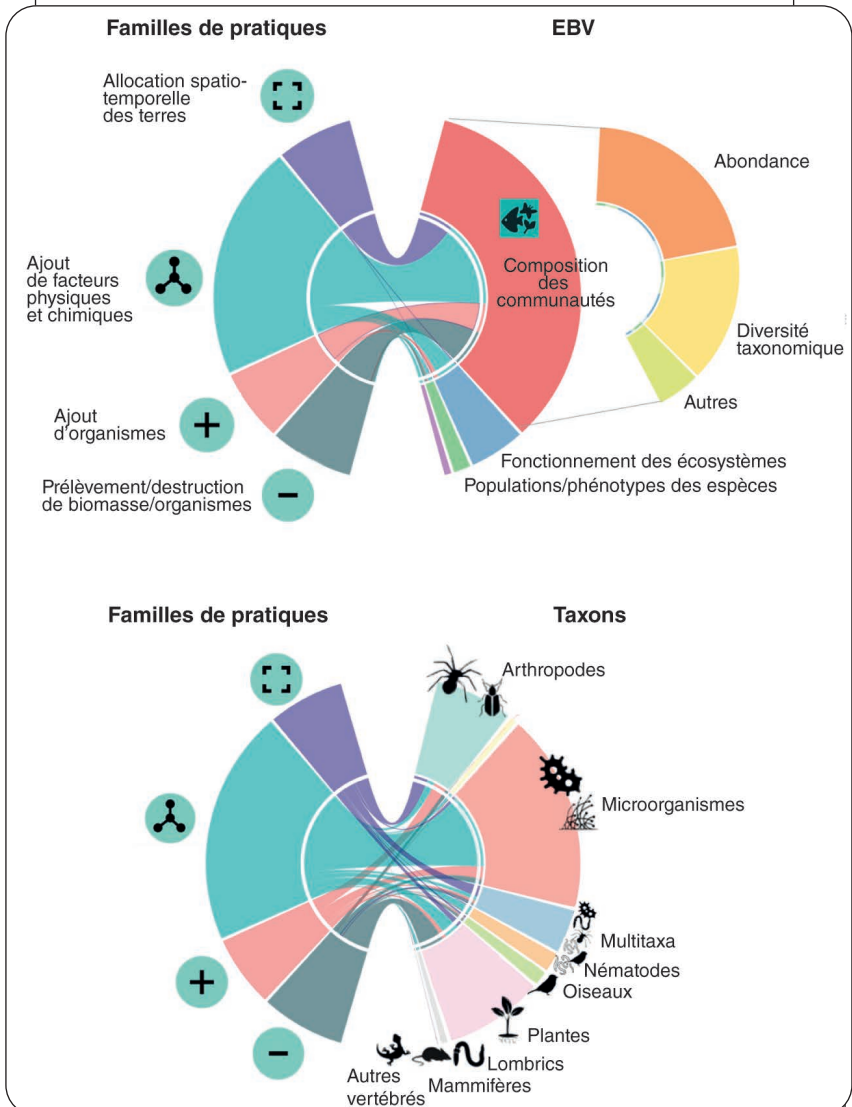
**Quelque 1 500 « effets » ont été recensés.** Un effet correspond au croisement entre une modalité de pratique (raccourci pour désigner un couple pratique testée/pratique témoin), un taxon et une EBV. Les microorganismes du sol sont le groupe taxonomique le plus étudié (42 % des effets), devant les plantes (21 %) et les arthropodes (17 %). Les autres catégories sont sous-représentées. Une part conséquente des effets concerne plusieurs groupes fonctionnels et est classée en « multitaxa » (34 %).

Les comparaisons de pratiques agricoles les plus étudiées se font entre des modalités d'intervention plus ou moins intensives ou selon la présence/absence de la pratique. Les méta-analyses s'attachent aux pratiques prises individuellement, elles ne rendent donc pas compte des interactions entre pratiques, que nous n'avons donc pas pu documenter. Le choix d'analyser exclusivement des méta-analyses et de larges études exclut par ailleurs les pratiques marginales, récentes ou peu étudiées, ce qui constitue un biais du corpus sélectionné. Par exemple, les bâches plastiques largement utilisées en maraîchage, le chauffage ou les pratiques associées à des notions récentes promouvant la biodiversité, comme la « régénération » (agriculture régénérative, hydrologie régénérative), les « jardins-forêts » ou le « réensauvagement » ne sont pas traités.

**La distribution des effets par famille de pratiques, par groupe taxonomique et par EBV** est synthétisée dans la figure 2.2. La famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques » représente la moitié des effets étudiés. Ce n'est pas étonnant car les intrants sont centraux dans la productivité de l'agriculture et au cœur des préoccupations environnementales (et sanitaires). La biodiversité des microorganismes des sols, particulièrement étudiée, renvoie aux pratiques de fertilisation (même constat de Babin *et al.* [2023] et Cozim-Melges *et al.* [2024]).

La famille « Allocation spatio-temporelle des terres » concerne majoritairement la présence d'ESN, puis les rotations, la diversification des cultures, l'agroforesterie, la distribution du parcellaire entre prairies et cultures, ainsi que la taille des parcelles. L'hétérogénéité dans la composition du paysage (diversité de ressources, d'abris et d'habitats) et/ou de la configuration du paysage agricole (« trames paysagères ») est favorable aux différents groupes taxonomiques.

**Figure 2.2.** Distribution des effets entre les quatre familles de pratiques et les quatre classes d'EBV (en haut), et avec les groupes taxonomiques (en bas).



Un effet correspond au croisement entre une modalité de pratique, un taxon et une EBV.  
Source : étude BiodivLabel.

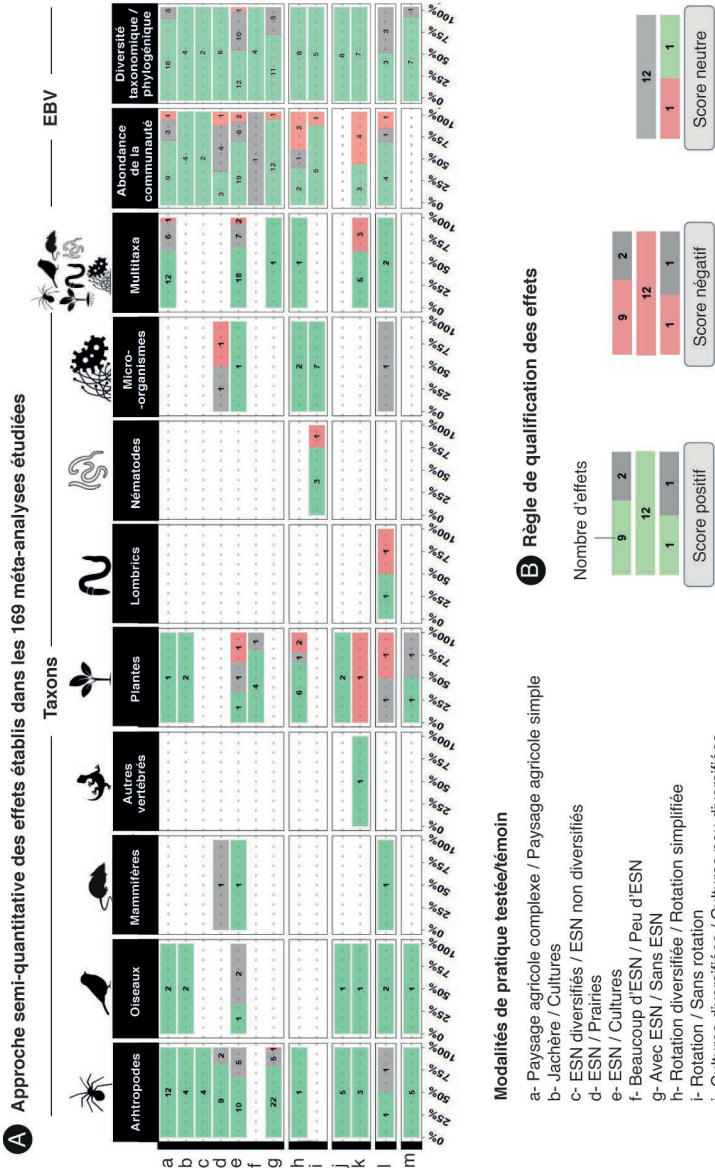
Les pratiques correspondant aux deux autres familles sont étudiées de façons plus hétérogènes. La famille « Ajout d'organismes » regroupe des études portant sur l'introduction de couverts végétaux plus ou moins denses et pérennes, et sur les types et associations d'espèces semées ou plantées : légumineuses, cultures associées, agroforesterie, etc. La composition plus ou moins diversifiée des milieux semi-naturels adjacents aux cultures est aussi un point d'attention. L'analyse des synthèses relatives à la famille « Prélèvement/destruction de biomasse/organismes » ne fournit pas de conclusions claires. Peu d'éléments sont évoqués au sujet de l'impact des récoltes (plantes, feuilles, graines, fruits) sur la biodiversité sauvage à l'exception des pratiques de pâturage et de fauche dans les prairies qui sont, en revanche, largement discutées. Cependant, l'hétérogénéité des modalités de comparaison et l'imprécision des situations testées et témoins rendent difficile l'interprétation de résultats concaténés. On ne sait pas toujours quels sont les types de prairies — naturelles, permanentes, temporaires —, quelle est la conduite du pâturage, quelles surfaces sont concernées (parcelle ou secteur mis en défense). Les revues de Babin *et al.* (2023) et Cozim-Melges *et al.* (2024), déjà citées, font le même constat.

En reprenant la méthode de comptage des effets conçue par Makowski *et al.* (2023) et utilisée par Cozim-Melges *et al.* (2024), nous avons attribué un score semi-quantitatif aux pratiques testées, croisées avec un taxon ou une EBV. Ce score est dit « positif » en cas de majorité d'effets positifs, « neutre » en cas d'effets non significatifs ou de compensation entre effets positifs et négatifs, et « négatif » dans les autres cas. L'analyse a été restreinte aux deux EBV les plus représentées dans le corpus : l'abondance de la communauté et la diversité taxonomique/phylogénétique. Nous avons privilégié une présentation des pratiques favorables à la biodiversité afin de mettre en avant les « bonnes pratiques » que l'on pourrait retrouver dans les cahiers des charges des labels, puisqu'ils portent une visée améliorative par rapport aux pratiques conventionnelles ou moyennes. Ce parti pris a cependant eu l'inconvénient de laisser dans l'ombre les pratiques défavorables.

Les pratiques ont ensuite été classées selon un niveau de confiance sur plusieurs dimensions de la biodiversité, la confiance ne représentant pas la taille de l'effet (fort/faible), mais le degré de certitude sur l'existence d'un effet positif ou négatif (convergence des résultats entre publications scientifiques). La pratique est dite « favorable à la biodiversité avec un degré de confiance fort » (PFF, dans le texte) lorsqu'elle a un score positif pour au moins deux taxons — les deux EBV étant confondues —, un score neutre ou non renseigné pour les autres taxons, et un score positif pour les deux EBV tous taxons confondus. Ces pratiques PFF se rapprochent de celles qualifiées de « sans regret » dans la publication de Cozim-Melges *et al.* (2024).

La figure 2.3 illustre la démarche de comptabilisation des effets pour chaque taxon, EBV et couple de pratiques testées/témoin, puis de sélection des PFF selon les règles édictées ci-dessus. La pratique est dite « favorable à la biodiversité avec un degré de

**Figure 2.3.** Démarche pour définir les pratiques favorables à la biodiversité à un degré de confiance fort (PFF) ou modéré (PFM). Illustration pour la famille « Allocation spatio-temporelle » sur les pratiques « Intégration d'ESN » et « Diminution de la taille de la parcelle ».



**Modalités de pratique testée/témoin**

- a- Paysage agricole complexe / Paysage agricole simple
- b- Jachère / Cultures
- c- ESN diversifiés / ESN non diversifiés
- d- ESN / Prairies
- e- ESN / Cultures
- f- Beaucoup d'ESN / Peu d'ESN
- g- Avec ESN / Sans ESN
- h- Rotation diversifiée / Rotation simplifiée
- i- Rotation / Sans rotation
- j- Cultures diversifiées / Cultures peu diversifiées
- k- Agroforesterie / Monoculture
- l- Prairies / Cultures
- m- Petites parcelles / Grandes parcelles

Figure 2.3. Suite.

### C Critères de définition des PFF : exemple d'intégration d'ESN dans des monocultures

Arthropodes	Oiseaux	Mammifères	Autres vertébrés	Plantes	Lombrics	Nématodes	Micro-organismes	Multitaxa	Abondance de la communauté	Diversité taxonomique / phylogénique
+	+			+				+	+	+

Score positif sur 2 taxons ou plus  
ET  
Score positif sur les 2 EBV

Pratique favorable à la biodiversité  
avec confiance forte (PFF)

### D Critères de définition des PFM : exemple de la diminution de la taille de la parcelle

Arthropodes	Oiseaux	Mammifères	Autres vertébrés	Plantes	Lombrics	Nématodes	Micro-organismes	Multitaxa	Abondance de la communauté	Diversité taxonomique / phylogénique
+	+			+					×	+

Score positif sur maximum 1 taxon  
OU  
Score positif sur maximum 1 EBV

Pratique favorable à la biodiversité  
avec confiance modérée (PFM)

La première pratique (C) obtient un score strictement positif pour les deux EBV, ainsi que pour les taxons arthropodes, oiseaux, plantes et multitaxa, l'effet sur le reste des taxons n'étant pas évalué dans la littérature étudiée. La deuxième (D) obtient un score positif sur les taxons arthropodes, oiseaux et plantes mais est évaluée sur une seule EBV (diversité). Source : étude BiodivLabel.

confiance modéré » (PFM, dans le texte) lorsqu'elle a un score positif pour au moins un taxon, un score neutre ou non renseigné pour les autres taxons et un score positif pour une des deux EBV et neutre ou non renseigné pour l'autre. Dans tous les autres cas, nous avons considéré que les résultats n'étaient pas suffisamment univoques.

Du corpus étudié ressortent huit PFF (tableau 2.2). La famille « Allocation spatio-temporelle des terres » regroupe la présence d'ESN et de prairies dans le paysage ainsi que la mise en place de rotations culturales diversifiées. Ces résultats enrichissent la méta-analyse de Cozim-Melges *et al.* (2024), qui ne traitait que partiellement du niveau supra-parcellaire, et précisent la revue de la littérature non quantifiée de Babin *et al.* (2023), qui traitait de façon plus globale le rôle de l'hétérogénéité des paysages agricoles pour la biodiversité.

**Tableau 2.2.** Pratiques à confiance forte (PFF, en gras) et modérée (PFM) identifiées dans le corpus des 169 méta-analyses et larges études.

Famille de pratiques	Pratiques	Famille de pratiques	Pratiques
Allocation spatio-temporelle des terres	<b>Présence d'ESN</b> <b>Rotations diversifiées</b> <b>Présence de prairies dans le parcellaire cultivé</b> Diversification des cultures Diminution de la taille des parcelles	Ajout d'organismes	<b>Semis/implantation de plantes de couverture</b> <b>Cultures associées</b> Légumineuses Ombrage agroforestier Composition diversifiée des milieux semi-naturels Lutte biologique
Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires	<b>Réduction/absence du travail du sol</b> <b>Absence de pesticides</b> <b>Fertilisation organique</b> Absence de produits antiparasitaires et antibiotiques Amendement par biochar Réduction de la fréquence des traitements herbicides Fertilisation organo-minérale Irrigation	Prélèvement/destruction de biomasse/organismes	Bilan peu conclusif : de nombreuses modalités de pâturage et de fauche sont étudiées sans que ressortent des conclusions claires. Les effets des récoltes (plantes, graines, fruits) sur la biodiversité sont très peu documentés.

Les PFF de la famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques » confirment des connaissances déjà bien établies sur l'intérêt pour la biodiversité de réduire le travail du sol, de proscrire les pesticides de synthèse et d'apporter de la matière organique, *via* la fertilisation organique, afin de compenser l'appauvrissement des sols agricoles, cause majeure de la dégradation de leur fonctionnement<sup>23</sup>. Dans la famille « Ajout d'organismes », l'implantation de couverts végétaux (plantes de couverture) et les cultures associées (combinaison de deux cultures) sont les deux PFF.

Parmi les PFM, citons la réduction de la taille des parcelles, la diversification des cultures, un fort ombrage agroforestier, la composition diversifiée des ESN, la lutte biologique, l'absence ou la réduction de traitements médicamenteux en élevage.

## ■ Analyse des cahiers des charges agricoles au regard de la biodiversité

Parmi les labels agricoles, la réforme du cahier des charges HVE, intervenue en 2023 (version 4), a été prise en compte ; en revanche, celle de l'AOP Comté de novembre 2024 n'est pas intégrée. Le Label Rouge a donné lieu à une déclinaison de cahiers des charges par produits (bovins, volailles, porcs) puisqu'il n'existe pas de cahier des charges commun. Dans une vue synthétique, nous les avons néanmoins rapprochés

23. [https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/resume\\_indiquasols\\_inrae\\_-\\_web.pdf](https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/resume_indiquasols_inrae_-_web.pdf) (consulté le 30/04/2025).

malgré quelques variations d'appréciation. Presque tous les labels étudiés affichent explicitement des objectifs environnementaux liés à la biodiversité dans leurs cahiers des charges, sauf les trois produits Label Rouge uniquement centrés sur la qualité supérieure des produits et la conduite d'élevage.

Le recensement, dans les cahiers des charges, des pratiques ayant un impact potentiel sur la biodiversité montre une grande variété des options<sup>24</sup>. La visée des labels et l'orientation productive (culture ou élevage) motivent bien sûr les choix. La figure 2.4 compare la répartition des mesures présentes dans les cahiers des charges (droite) et la répartition du nombre d'études dans la revue de littérature menée sur les pratiques agricoles. On retrouve globalement les mêmes thématiques et ordres de grandeur, avec une plus forte diversité d'entrées du côté des labels. Cette vue d'ensemble invite, de fait, à investiguer la littérature scientifique au-delà des méta-analyses, lesquelles restreignent les comparaisons aux pratiques les plus étudiées. Cela n'a pas pu être fait, faute de temps, dans l'étude BiodivLabel.

Le tableau 2.3 dénombre les mesures mentionnant des pratiques ayant un impact sur la biodiversité. L'écart va de 3 pour le label Bleu-Blanc-Cœur à 19 pour le règlement Bio européen. Globalement, la fertilisation et la lutte chimique contre les adventices, ravageurs et maladies sont les pratiques les plus fréquentes et détaillées. L'organisation du parcellaire est assez fréquemment évoquée, mais de façon diverse et partielle.

**Tableau 2.3.** Répartition des mesures présentes dans les cahiers des charges mentionnant des pratiques ayant un impact sur la biodiversité pour les 10 labels agricoles.

	Bio	Dem	HVE	N&P	LR	Comté	RA	RTRS	RSPO	BBC
<b>Allocation spatio-temporelle des terres</b>	32 %	29 %	24 %	18 %	36 %	44 %	33 %	25 %	20 %	100 %
<b>Ajout de facteurs physiques et chimiques</b>	42 %	47 %	41 %	45 %	36 %	33 %	22 %	50 %	40 %	0 %
<b>Ajout d'organismes</b>	16 %	12 %	18 %	27 %	9 %	11 %	33 %	25 %	20 %	0 %
<b>Prélèvement/destruction d'organismes</b>	11 %	12 %	18 %	9 %	18 %	11 %	11 %	0 %	20 %	0 %
<b>Nombre de mesures recensées</b>	19	17	17	11	11	9	9	8	5	3

Les mesures sont classées par famille de pratiques.

**Les objectifs vont de simples mentions de protection de la biodiversité à des objectifs de résultats chiffrés.** Les attentes sont souvent indiquées dans les principes généraux ou sont spécifiées dans des sections particulières ou intégrées aux pratiques agricoles. Les formulations et le degré de précision sont variables entre cahiers des charges et/ou entre pratiques.

24. Détail de l'analyse des cahiers des charges dans le rapport d'étude : pages 197-226 (DOI : 10.17180/ayg4-ob92).

**Figure 2.4.** Comparaison de la répartition des pratiques étudiées dans la littérature scientifique et contenues dans les cahiers des charges des 10 labels agricoles de l'étude BiodivLabel.



À gauche, dénombrement des études selon la pratique ; à droite, dénombrement des pratiques mentionnées. Source : étude BiodivLabel.

Les mesures les plus directement liées à l'activité de production agricole annuelle sont plus détaillées : l'assolement, le semis et la plantation, les apports d'engrais, les traitements contre les maladies, ravageurs ou adventices, l'apport d'alimentation animale, les soins aux animaux et la gestion du pâturage. Les pratiques pluriannuelles et stratégies de long terme comme la diversification culturale, les rotations, l'implantation ou la préservation de milieux semi-naturels le sont moins. Logiquement, les labels locaux dont les contextes pédoclimatiques sont connus, comme l'AOP Comté ou RSPO pour les palmeraies sur tourbe, précisent davantage leurs recommandations.

Les recommandations prédominent dans les cahiers des charges, mais, si l'on s'en tient aux PFF, la proportion d'obligations augmente significativement. Les interdictions (par exemple : pesticides de synthèse, fertilisation minérale) renvoient à des autorisations restreintes sur la base d'une liste fermée de produits et/ou à un ensemble de pratiques alternatives obligatoires (introduction d'une légumineuse dans la rotation culturale) ou recommandées (travail du sol).

Si certains cahiers des charges avancent des objectifs quantifiés, le chiffrage n'est généralement justifié explicitement ni dans le texte, ni par des références scientifiques. Il peut reposer sur la réglementation ou sur des connaissances de terrain. C'est, *a priori*, le cas pour les plafonds de fertilisation mentionnés dans certains cahiers des charges (règlement Bio européen, AOP Comté, Demeter, Nature & Progrès).

**L'ambition et la criticité des mesures favorables à la biodiversité** ont été approchées en croisant les trois critères suivants :

- la concordance entre les pratiques mentionnées dans le cahier des charges et les huit PFF identifiées ;
- le degré d'engagement, ou de « criticité », induit par la mesure : simple mention, recommandation, interdiction ou obligation ;
- l'ambition des mesures par rapport à la réglementation a été approchée comparativement aux seuils de conditionnalité de la politique agricole commune (Pac) ou aux données sur les pratiques moyennes lorsqu'elles existent.

Le tableau 2.4 précise les indicateurs d'ambition choisis pour les huit PFF. Ces indicateurs sont un compromis entre les connaissances scientifiques, les données administratives accessibles et les informations présentes dans les cahiers des charges. Par exemple, concernant les prairies dans le paysage agricole, l'idéal aurait pu conduire à définir l'ambition par la surface en prairie naturelle, qui est le type de prairies le plus riche en biodiversité. Cependant, ce critère est très peu renseigné. Le choix a alors été fait d'un proxy sur la consommation d'herbe par les ruminants. Pour les autres critères, les bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE) ouvrant droit à subventions dans la Pac servent souvent de référence.

Concernant les pratiques favorables à la biodiversité, il ressort que :

- plusieurs pratiques favorables sont peu couvertes par les labels, comme la réduction du travail du sol pour lequel seule la RTRS exige 20 % minimum de surface

- cultivée sans recours au labour, et les cultures associées qui sont une des pratiques optionnelles de HVE ;
- à l'échelle du paysage, la préservation des milieux semi-naturels n'est abordée de manière ambitieuse et obligatoire que par deux labels de notre échantillon (Demeter et Rainforest Alliance) ;
  - quatre cahiers des charges (Demeter, règlement Bio européen, Bleu-Blanc-Cœur et Rainforest Alliance) ont des mesures obligatoires de diversification des rotations ; Demeter est le seul label à imposer une succession ambitieuse ;
  - une minorité de cahiers des charges mentionne des pratiques de couverture du sol (règlement Bio européen, Demeter, HVE, Rainforest Alliance, RTRS) dont trois précisent les nature, surface, durée et/ou période de couverture (règlement Bio européen, HVE et RTRS) ;
  - la nature des prairies — naturelle, permanente, temporaire, diversifiée, etc. — est rarement précisée (AOP Comté : permanente), alors qu'elle détermine l'impact sur la biodiversité ;
  - l'usage des pesticides de synthèse est interdit par Demeter, le règlement Bio européen et Nature & Progrès. Les labels AOP Comté et Rainforest Alliance mentionnent une mesure obligatoire de réduction. Différentes techniques alternatives, dont la lutte biologique ou physique, sont préconisées par les labels Demeter, règlement Bio européen, Nature & Progrès, Rainforest Alliance, RSPO et RTRS ;
  - la fertilisation organique est mentionnée dans la plupart des cahiers des charges, mais le niveau d'ambition varie. Seuls les trois cahiers des charges Demeter, règlement Bio européen et Nature & Progrès interdisent la fertilisation minérale. L'AOP Comté exige une majorité d'apports fertilisants sous forme organique.

**Le choix de privilégier les huit PFF** permet de circonscrire l'analyse aux mesures ayant un effet avéré le plus robuste dans l'état de l'art scientifique actuel. Cela ne fournit en revanche pas une image complète de la prise en compte de la biodiversité dans les cahiers des charges. D'autres pratiques favorables à la biodiversité ne figurent pas dans cette sélection, soit parce qu'elles ne répondent pas aux critères des PFF (comme la réduction de la taille des parcelles qui est une PFM dans notre classement), soit parce qu'elles n'étaient pas présentes ou explicites dans le corpus bibliographique que nous avons étudié. C'est le cas notamment de la densité animale ou de l'origine géographique des aliments du bétail. Relevant de la famille « Allocation spatio-temporelle des terres », l'origine de l'approvisionnement en aliments est pourtant importante pour la biodiversité. La déforestation importée est mentionnée seulement dans le cahier des charges Viande bovine du label Bleu-Blanc-Cœur, lequel recommande de bannir le soja d'importation.

Concernant les labels étudiés :

- tous les labels présentent des PFF, mais aucun ne les présente toutes ;
- les trois labels biologiques ressortent comme étant les plus exigeants et ambitieux ;

**Tableau 2.4.** Critères d'ambition définis pour les pratiques à confiance forte retenues dans l'analyse.

PFF	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Intégration d'ESN	Forte	Surface dédiée aux ESN dans la SAU > 4 % (en lien avec la BCAE 8 « biodiversité »)	HVE, Dem, RA	Bio, N&P, Comté, BBC
	Faible	Surface d'ESN < 4 % SAU ; ou maintien ou restauration de surfaces à haute valeur de conservation (en anglais <i>high conservation value</i> [HCV])	LR, RTRS, RSPO	
Rotations diversifiées	Forte	Nombre minimum d'espèces et de familles botaniques ≥ 3 cultures (mieux que la BCAE 7 (Pac) : rotation de deux cultures)	Dem	HVE, Comté, LR, RSPO
	Faible	Mise en place de rotations des cultures	N&P, Bio, BBC, RTRS, RA	
Présence de prairies versus cultures	Forte	Majorité de pâturage (quantité/durée) et/ou de fourrages herbacés locaux pour l'alimentation du bétail, taux de chargement ou rythme de fauche adapté aux potentialités du milieu	N&P (bovins), Comté, Dem, Bio, BBC	HVE, RA, RTRS, RSPO
	Faible	Surface herbagère locale pour les animaux	LR (bovins)	
Réduction du travail du sol	Forte	Pourcentage de surface productive sans labour. Plan vers le zéro labour et agriculture de conservation des sols	RTRS	Bio, Dem, N&P, Comté, LR, RA, RSPO, BBC
	Faible	Semis direct, travail superficiel du sol conseillés	HVE	
Absence de pesticides de synthèse	Forte	Pas d'utilisation de pesticides de synthèse	Bio, Dem, N&P	LR, BBC
	Faible	Limitation des pesticides de synthèse (quantité, surface, période, liste restreinte de produits)	HVE, Comté, RA, RTRS, RSPO	
Fertilisation organique	Forte	Majorité d'apports en fertilisants organiques	Bio, Dem, N&P, Comté	RTRS, BBC
	Faible	Apports en fertilisants organiques non majoritaires	HVE, LR, RA, RSPO	
Plantes de couverture	Forte	Implantation de plantes de couverture en tant que telles (dont légumineuses)	Bio, Dem	N&P, Comté, LR, RA, RSPO, BBC
	Faible	Possibilité de couverts végétaux divers (incluant le <i>mulch</i> ), correspondant à la BCAE 6 « couverture des sols »	HVE, RTRS	
Cultures associées	Forte	Peuplement complexe de plusieurs variétés	/	Bio, Dem, N&P, Comté, LR, RA, RTRS, RSPO, BBC
	Faible	Surface minimale (50 %) en couvert végétal dans l'inter-rang, dont culture secondaire pour les cultures pérennes	HVE	

- la certification HVE (version 4, novembre 2023) envisage un large choix de pratiques favorables à la biodiversité, mais sans socle commun d’obligations, et n’accède qu’une fois à un niveau d’ambition élevé (intégration d’ESN) ;
- les trois labels tropicaux présentent quelques mesures obligatoires, mais rarement ambitieuses (sauf les aires de haute valeur conservatrice pour Rainforest Alliance et la réduction du travail du sol pour RTRS) ;
- des trois labels spécifiques à l’élevage, l’AOP Comté intègre davantage de mesures ayant un impact sur la biodiversité ; les PFF spécifiques à l’élevage concernent les surfaces en prairie, la fertilisation organique et l’intégration d’ESN, dont la présence est d’abord motivée par le bien-être animal (Label Rouge volailles) ;
- le label Bleu-Blanc-Cœur se distingue par des engagements sur des objectifs de résultats portant sur la composition nutritionnelle des produits (qualité des acides gras). Il fait l’hypothèse que les résultats induisent conjointement une plus-value en santé humaine et en agroécologie. Seules deux PFF ressortent à l’échelle des exploitations (diversification, prairies).

L’infographie 4 (p. 72) résume les résultats de cette section.

## **Impacts des pratiques aquacoles sur la biodiversité et analyse des cahiers des charges**

### **Un champ de recherche encore peu développé**

L’aquaculture n’est devenue une production de masse que depuis les années 1970 (FAO, 2024). Par bien des aspects, les modes de production aquatiques intensifs, notamment en pisciculture et crevetticulture, s’apparentent à ceux de l’élevage intensif terrestre. Le corpus bibliographique reliant les pratiques aquacoles et la biodiversité s’est révélé restreint (40 références) et principalement constitué d’études de cas.

Ces études portent essentiellement sur les systèmes aquacoles marins. À l’instar de ce qui a été fait pour l’agriculture, la qualification des impacts est semi-quantitative : effet négatif, neutre ou positif. Il n’a pas été possible d’attribuer des niveaux de confiance aux pratiques concernées du fait de l’absence d’analyse des effets au niveau taxonomique. En revanche, contrairement à l’agriculture, les impacts sont évalués de manière absolue, c’est-à-dire en référence au milieu naturel.

### **Synthèse des effets étudiés des pratiques aquacoles sur la biodiversité**

Le niveau d’information dans la bibliographie nous a conduits à distinguer deux compartiments : le pélagique (masse d’eau au-dessus des fonds marins) et le benthique (fonds marins), et à utiliser des dénominations paraphyllétiques : « invertébrés »,

« vertébrés », ainsi que des catégories « bactéries », « plancton » (regroupant zoo- et phytoplanctons), « annélides », « mollusques », « échinodermes » ou « algues ».

Le compartiment benthique représente 63 % des effets étudiés. Cette forte représentation s'explique par une plus grande facilité à analyser la biodiversité des sédiments situés sous les infrastructures aquacoles : le dénombrement des espèces présentes et la répartition des individus permettent d'évaluer les effets d'un site ou de comparer différentes installations et modes d'élevage aquacoles sur les assemblages benthiques. Ce sont surtout les invertébrés qui sont étudiés (86 %), puis les bactéries (9 %) et les algues (4,5 %).

Le compartiment pélagique représente 37 % des effets étudiés et concerne d'abord des poissons (lieu noir, maquereau, cabillaud, aiglefin, saumon, bar européen, sériole, etc.), puis le plancton. Les effets traitent essentiellement (92,3 %) de mesures d'abondance, de comportement et de diversité génétique à proximité des structures d'élevage. Les travaux mesurent les conséquences des échappements et des hybridations potentielles, ainsi que l'effet « récif », c'est-à-dire attracteur et concentrateur de biodiversité marine, exercé par les cages en mer où vivent les poissons d'élevage. Les études portant sur les effets sur les communautés planctoniques de l'aquaculture de bivalves sont rares (7,7 %).

Trois familles de pratiques prédominent : « Ajout de facteurs physiques et chimiques » (37 % des effets listés), « Ajout d'organismes » (31 % des effets) et « Allocation spatio-temporelle des espaces naturels » (26 % des effets). Elles sont souvent présentées de manière indissociable dans le corpus bibliographique, ce qui n'a pas toujours permis de ventiler les effets entre elles. C'est le cas, en particulier, de l'élevage en cages en mer étudié comme un « trio de pratiques marines » intégrant l'implantation de cages, l'introduction de poissons élevés et leur nourrissage. Les pratiques de la famille « Prélèvement/destruction d'organismes » sont peu étudiées par la littérature scientifique (moins de 6 % des effets listés). La figure 2.5 synthétise la distribution des effets.

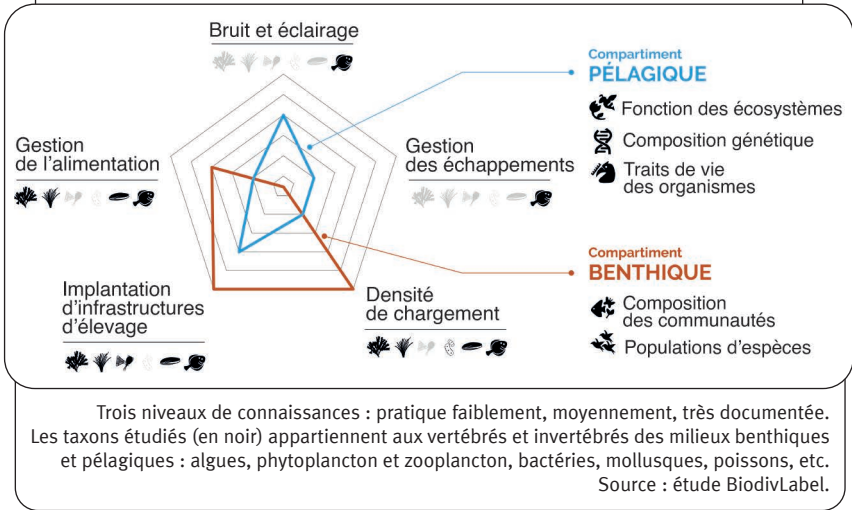
Les principales pratiques ayant un impact négatif sur la biodiversité sont décrites ci-dessous.

### **L'implantation de structures d'élevage perturbe les communautés avoisinantes.**

L'élevage de saumons attire ainsi d'autres espèces de poissons comme le lieu noir, le maquereau, le cabillaud ou l'aiglefin. Ces poissons attirent, à leur tour, des prédateurs supérieurs, ce qui peut constituer un piège écologique et conduire au déclin des populations autochtones. Il a aussi été constaté que le bruit engendré par les activités sur les cages et l'éclairage utilisé pour retarder la maturation sexuelle des saumons ont tous deux des répercussions négatives sur la reproduction des espèces fréquentant le site aquacole.

À une tout autre échelle, l'aquaculture de bivalves en filières (nom donné aux filets pour huîtres et moules) diminue également l'abondance des populations voisines et altère la structure de la communauté phyto- et zooplanctonique, en particulier lorsque les populations de bivalves sont importantes. La perte d'espèces phytoplanctoniques a

**Figure 2.5.** Distribution des pratiques aquacoles dont les effets sur la biodiversité (taxons et EBV) sont les plus documentés dans la littérature scientifique en distinguant les compartiments du milieu aquatique.



été mise en évidence par une baisse significative des niveaux de chlorophylle près des filières (jusqu'à - 80 % par rapport aux zones non productives). La filtration sélective des mollusques retient le phytoplancton et favorise alors les bas niveaux trophiques (petits phytoplanctons) qui n'ont plus de prédateurs ou compétiteurs. La filtration peut également éliminer les larves de leur propre espèce et celles d'autres espèces (crustacés, échinodermes, gastéropodes, poissons).

L'introduction d'espèces et leur échappement pèsent sur la diversité des espèces autochtones, avec un risque secondaire identifié quand les espèces introduites sont allochtones. Les échappements de saumons d'élevage des fermes aquacoles norvégiennes sont régulièrement médiatisés du fait des risques d'hybridation entre saumons domestiques et saumons sauvages. Le risque est plus faible lorsque l'élevage est réalisé dans des bassins terrestres ou dans des étangs qu'en milieu ouvert, dans les rivières ou en zone côtière.

**Le nourrissage des animaux aquatiques a des effets directs et indirects.** Les élevages de poissons en cage diffusent des particules alimentaires non ingérées et des fèces qui s'accumulent excessivement dans les sédiments situés en dessous des cages. Ces perturbations modifient la diversité des espèces environnantes, leurs populations et les milieux. Pour le compartiment benthique, les études mettent en avant que la composition chimique et biologique du sédiment est modifiée dans un rayon d'au moins 10 mètres autour des cages, avec augmentation des teneurs en nutriments, en

particulier azotés. L'effet est d'autant plus marqué que les densités d'élevage sont élevées. Les récifs riches en algues sont particulièrement vulnérables.

Concernant le compartiment pélagique, le nourrissage modifie le comportement des poissons sauvages. Certaines espèces se sédentarisent pour se nourrir des granulés alimentaires perdus autour des cages. La végétalisation de l'alimentation des poissons d'élevage s'est développée dans les années 2000 en réaction aux dommages de la pêche minotière sur la biodiversité marine. Ces granulés ultra-transformés ont tendance à modifier les compositions corporelles des poissons, en réduisant notamment l'apport en certains acides gras polyinsaturés et en introduisant potentiellement des éléments « antinutritionnels ». Ces modifications peuvent entraîner des effets négatifs sur leur physiologie et sur leur reproduction, et abaisser, par exemple, la qualité des œufs. Ces modifications du comportement et de la reproduction des populations naturelles peuvent avoir des effets en cascade.

La pêche minotière de petits poissons pélagiques destinés à être transformés en farines et huiles de poisson pour nourrir les animaux d'élevage (aquatiques et terrestres) est critiquée depuis longtemps mais continue de croître. Les prélèvements ont des impacts directs sur l'abondance des populations des espèces de petits pélagiques, et indirects sur la chaîne trophique et le fonctionnement des écosystèmes (impacts qui seront développés dans la section suivante sur la pêche).

**L'implantation de cages, avec une forte densité de poissons** issus d'espèces exogènes, cumule les effets décrits séparément ci-dessus. La littérature examinée montre que la densité d'élevage est une source directe ou indirecte d'impacts sur la biodiversité des écosystèmes locaux (Lambert *et al.*, 2024). Réguler la densité en aquaculture est jugé essentiel non seulement pour le bien-être animal et pour la gestion sanitaire, mais aussi pour atténuer les impacts environnementaux négatifs. Le lien causal est clairement établi, même si sa quantification demeure ardue car dépendante de nombreux facteurs (espèces, pratiques aquacoles, capacité de charge écologique du milieu récepteur, etc.).

Enfin, l'aquaculture prélève parfois des juvéniles d'espèces sauvages dans le milieu naturel à des fins de grossissement, mais sans maîtrise du cycle d'élevage : c'est le cas pour certains élevages de coquillages, mais aussi de poissons (par exemple : mérou, thon rouge).

## **I Analyse des cahiers des charges aquacoles au regard de la biodiversité**

Les cahiers des charges étudiés comprennent deux productions labellisées ASC (saumon, bivalves), deux productions Label Rouge (saumon et moules), ainsi que le règlement Bio européen qui encadre également l'aquaculture biologique<sup>25</sup>. L'examen des mesures montre que les pratiques ayant un impact sur la biodiversité sont bien prises en compte, mais ne s'avèrent ambitieuses que dans environ un tiers des pratiques évaluées.

25. Détail de l'analyse des cahiers des charges dans le rapport d'étude : pages 234-240 (DOI : 10.17180/ayg-ob92).

**Les risques liés à l'installation de structures d'élevage** sur les espèces et écosystèmes environnants sont généralement bien identifiés dans les cahiers des charges d'élevage et également encadrés par les réglementations en vigueur localement. L'aquaculture biologique impose notamment d'adapter les structures à l'environnement maritime ou le long du rivage pour les tables d'huîtres, et oblige à minimiser les incidences sur les fonds marins ou les masses d'eau proches. L'impact des équipements protecteurs des cages et bassins aquacoles sur les oiseaux marins piscivores est peu étudié dans la littérature scientifique. L'aquaculture biologique et le label ASC bivalves intègrent tous deux cette préoccupation et exigent que les filets anti-prédateurs soient sans danger pour les oiseaux plongeurs.

**Les mesures de prévention ou de dilution contre le risque de pollution organique** sont abordées de manières différentes entre labels. Les labels ASC saumon et bivalves priorisent la prévention de l'état physicochimique des fonds marins en fixant des seuils sur plusieurs indicateurs afin d'assurer le bon fonctionnement de l'écosystème sous et autour des fermes. L'aquaculture biologique oblige à collecter les déchets organiques liés à l'élevage et à les disperser au large. Les impacts de ce transfert sur la biodiversité des milieux récepteurs ne sont cependant pas considérés. Ces deux approches pourraient d'ailleurs être complémentaires en termes de pratiques et de suivi.

**La densité des élevages est explicitement encadrée dans les cahiers des charges Bio et Label Rouge saumon.** Leurs approches divergent : l'aquaculture biologique fixe une limite de densité qui varie en fonction des pratiques courantes localement (élevage de mollusques) et recommande des opérations de tri ou de dépeuplement lorsque la densité devient excessive, sans avancer d'ordres de grandeur. Le Label Rouge saumon plafonne la densité selon que l'élevage est en eau douce ( $100 \text{ kg/m}^3$ ) ou en mer pour les cages ouvertes ( $15 \text{ kg/m}^3$ ). Ces seuils, qui sont fondés sur des critères de production, ne sont pas modulés en fonction de la capacité de charge écologique des écosystèmes hôtes et peuvent alors la dépasser. Ils peuvent aussi dépasser des pratiques conventionnelles.

**L'introduction d'espèces non indigènes dans le milieu et les risques d'échappement d'individus** sont intégrés dans la plupart des labels aquacoles étudiés. L'aquaculture biologique privilégie les espèces locales, l'ASC saumon n'autorise les souches non indigènes que si elles étaient déjà courantes dans la région. La gestion des échappements passe par des mesures préventives (formation, équipements, choix d'espèces peu performantes du point de vue de la reproduction en milieu naturel, etc.) et des obligations : l'ASC fixe ainsi un plafond d'échappement, tandis que l'aquaculture biologique impose de « réduire les conséquences pour l'écosystème local », y compris en récupérant — si possible — les animaux évadés.

Les labels restreignent l'utilisation d'espèces sauvages bivalves : le règlement Bio européen autorise le captage de naissains de bivalves sauvages seulement en cas d'absence de « préjudice significatif pour l'environnement » ou pour les colonies

surnuméraires ou spontanées ; l'ASC bivalves interdit, lui, l'utilisation de naissains sauvages d'origine non réglementée.

Enfin, **l'approvisionnement en aliments fait l'objet de compromis différents selon les cahiers des charges**. Les dispositions divergent notamment sur la pêche minotière : l'ASC saumon limite l'usage de farines et d'huiles de poisson dans les rations, tandis que le Label Rouge saumon impose, au contraire, une teneur minimale en ingrédients marins (30 à 70 % de farines de poisson et 8 à 30 % d'huiles de poisson). Le Label Rouge exige une provenance de pêcheries certifiées durables (MSC, entre autres), ce que l'ASC s'apprête également à rendre obligatoire dans la révision 2025 de son cahier des charges. L'aquaculture biologique privilégie l'emploi de co-produits provenant de pêcheries certifiées durables pour l'alimentation des poissons carnivores afin de limiter les prélèvements de poissons pélagiques sauvages.

L'alternative végétale est limitée dans le Label Rouge, l'ASC saumon et l'aquaculture biologique car elle abaisse la qualité nutritionnelle des poissons, notamment le taux d'oméga 3. L'ASC exige que le soja soit certifié par le label RTRS ou équivalent, l'aquaculture biologique n'autorise que des ingrédients bio. Toutefois, aucun des labels aquacoles ne se préoccupe des impacts de cette alimentation végétale « terrestre » sur la physiologie de la faune sauvage.

L'infographie 4 synthétise les résultats pour les labels aquacoles. Si ceux-ci cernent les principaux risques, les mesures restent assez peu contraignantes sur les pratiques identifiées comme défavorables pour la biodiversité. Les exigences portent plus souvent sur le bien-être animal et sur les pressions exercées que sur les impacts effectifs sur la biodiversité.

## Impacts de la pêche sur la biodiversité et analyse des deux cahiers des charges

### Une expertise scientifique déjà intégrée dans les indicateurs de suivi de la pêche

Les scientifiques assurent un suivi des impacts de la pêche sur les populations marines commercialisées depuis longtemps. Des évaluations régulières (tableau 2.5) quantifient les dommages et fournissent des cadres d'analyse actualisés qui guident la gestion des pêches par les pouvoirs publics, notamment la PCP en Europe et la DCSMM. Toutefois, les produits de la pêche consommés en France et en Europe dépendent de manière importante de pêcheries extra-communautaires.

L'analyse des pratiques de pêche passe d'abord par une estimation de l'intensité de pêche, c'est-à-dire du cumul des activités individuelles dans une zone de pêche. L'unité de base est souvent la flottille, c'est-à-dire un groupe de plusieurs navires de même classe/taille et mêmes engins, rarement le bateau. Les labels certifient, eux, des pêcheries,

lesquelles regroupent des navires disposant d'un droit de pêche pour une même espèce ciblée et intervenant dans une même zone de pêche avec un engin donné (figure 2.6). Ainsi, le terme « pratique » ne renvoie pas seulement à une technique de pêche, mais à un « type » de pêche se rapportant à une espèce, à un engin et à une région maritime.

**Tableau 2.5.** Instances internationales jouant un rôle scientifique dans l'appui aux politiques publiques de pêche.

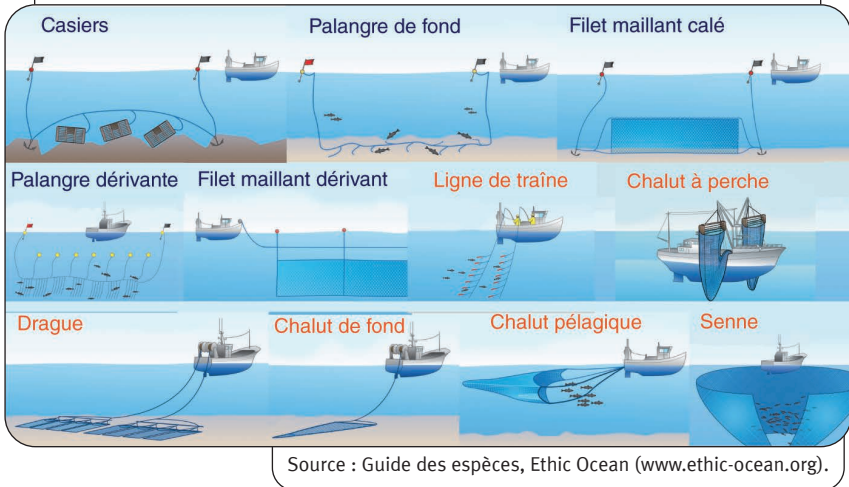
Instances	Adresse Internet
International Council for the exploration of the Sea (ICES)	<a href="https://www.ices.dk/Pages/default.aspx">https://www.ices.dk/Pages/default.aspx</a>
Scientific, Technical and Economic support to the Common Fisheries Policy (STECF)	<a href="https://stecf.ec.europa.eu/index_en?prefLang=fr">https://stecf.ec.europa.eu/index_en?prefLang=fr</a>
Joint Research Center (JRC)	<a href="https://joint-research-centre.ec.europa.eu/index_en">https://joint-research-centre.ec.europa.eu/index_en</a>
Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)	<a href="https://www.fao.org/home/en/">https://www.fao.org/home/en/</a>

## ■ Les pressions de la pêche sur la biodiversité

Les études scientifiques sur la biodiversité marine se limitent majoritairement à l'échelle des populations d'espèces ou des communautés pour les habitats benthiques. Les analyses, à des échelles biologiques plus intégrées telles que le fonctionnement de l'écosystème, restent lacunaires. Des données réglementaires, obligatoires à l'échelle de chaque navire, enregistrent les captures déclarées et la distribution spatiale et temporelle de l'effort de pêche. Elles sont complétées par des collectes de données scientifiques standardisées au niveau européen. Pour les impacts moins documentés, le risque potentiel moyen est estimé sur la base d'observations et de modélisations.

**L'impact de la pêche sur la biodiversité est historiquement évalué par le prélèvement de biomasse marine.** La principale pression de la pêche est la somme cumulée de toutes les captures, tous navires confondus (Ospar, 2023a). Ces captures concernent les individus des populations commerciales ciblées et co-capturées. Comme vu précédemment, le « bon état » des populations marines exploitées est évalué par rapport au critère du RMD. En Europe, la fixation de « totaux admissibles de captures » (TAC) annuels, divisés en quotas de pêche nationaux, vise, en principe, à l'atteinte du RMD. D'après le suivi scientifique national, en France (Vermard et Ullrich, 2024), 56 % des volumes de poissons débarqués en France métropolitaine proviennent de populations exploitées de manière dite « durable », c'est-à-dire avec une pression de pêche compatible avec le RMD, dont 49 % dits « en bon état », c'est-à-dire avec une abondance au-dessus d'un seuil de référence établi scientifiquement ( $B_{REF}$ ) ; 22 % sont issus de populations surpêchées (pression  $> F_{RMD}$ ), parfois avec une biomasse dégradée

**Figure 2.6.** Les différents engins de pêche utilisés en France selon qu'ils sont actifs (arts traïnants, en orange) ou statiques (arts dormants, en bleu).



(abondance  $< B_{REF}$ ) ou effondrée (abondance très faible). Et 20 % des volumes sont issus de populations marines commercialisées ne faisant pas l'objet d'un suivi scientifique.

Le RMD présente cependant des limites. Défini à un niveau de pression qui reste encore élevé, il n'offre guère de marges de précaution : les populations peuvent en effet se dégrader malgré un niveau de pêche contrôlé. Par ailleurs, le RMD est estimé sur la base de la capacité historique de renouvellement d'une population. Or, celle-ci est de moins en moins stable car certaines populations sont affectées par le changement climatique et par les évolutions de leur environnement (habitats, proies, prédateurs). Par ailleurs, le RMD est calculé pour des conditions de maillage de filets et des tailles légales de captures, sans considérer les prises accidentelles de juvéniles, lesquelles pèsent sur le renouvellement des populations. Enfin, et surtout, le RMD est appliqué pour chaque population prise individuellement, souvent sans tenir compte des interdépendances entre espèces, des relations proies-prédateurs en particulier.

D'autres indicateurs complètent l'évaluation. Le *sustainable harvest indicator* calcule, par exemple, à l'échelle d'une flottille et sur l'ensemble des espèces qu'elle pêche, le ratio moyen de la pression de pêche sur la pression de pêche au RMD, pondéré par les débarquements de chaque population. Le comité scientifique, technique et économique pour la pêche (CSTEP, en anglais STECF) évalue le nombre de populations vulnérables pêchées par flottille. Le rapport TransiPêche (Quemper *et al.*, 2024) a proposé des indicateurs sur les engins : il a estimé qu'entre 2017 et 2021, les populations surexploitées représentaient plus de 60 % des débarquements des chalutiers

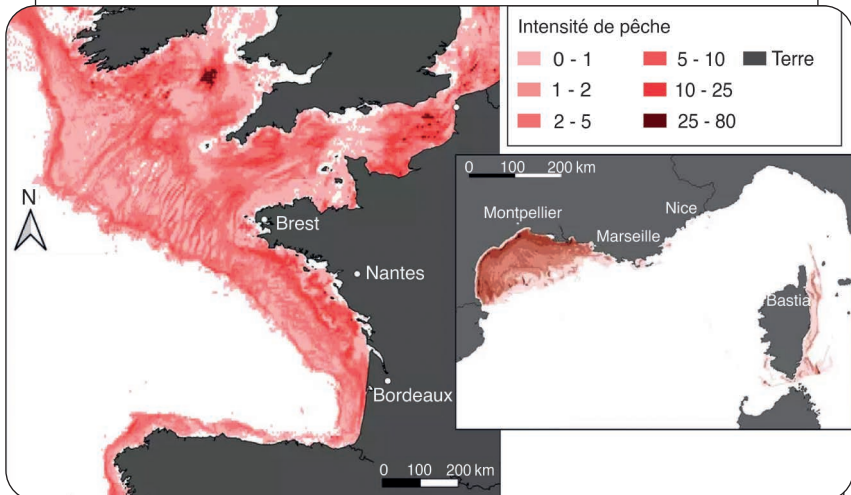
industriels (navires > 24 m de long) de la flottille française, et près de 85 % pour la flottille des bolincheurs qui pêchent la sardine en zone côtière.

**L'abrasion des fonds marins est une préoccupation depuis une vingtaine d'années.**

Les habitats, la diversité des espèces et l'abondance des communautés benthiques sont cruciaux dans le fonctionnement de l'écosystème marin. Plusieurs typologies classent les fonds marins selon leur sensibilité ou en combinant des indicateurs de résistance et de résilience. Les herbiers de posidonies en Méditerranée sont logiquement plus vulnérables que les fonds sableux ou la vase.

Les dommages dépendent de l'engin de pêche utilisé, de la sensibilité des fonds marins et des communautés benthiques présentes, ainsi que de l'intensité de pêche. La surface totale abrasée est calculée en cumulant les informations de tous les bateaux opérant sur une zone : trajet, largeur de l'engin, fréquence de passages (données connues ou estimées à partir des déclarations obligatoires des pêcheurs). On peut ainsi cartographier l'empreinte de la pêche sur les fonds (figure 2.7).

**Figure 2.7.** Cartes de distribution et d'intensité de l'abrasion des fonds due à la pêche sur les fonds marins de la façade atlantique par les navires de pêche européens et de la façade méditerranéenne française par les navires français (navires de plus de 12 mètres).



L'intensité est exprimée en proportion de surface balayée en une année (avec 1 = 100 % de la surface). Source : à gauche, carte issue des données Ospar, 2016 ; à droite, carte issue des projets Idem (EU) et Benthchal (EC2CO), réalisée par Cyrielle Jac et Sandrine Vaz (Ifremer, <https://sextant.ifremer.fr/record/8bed2328-aofa-4386-8a3e-d6d146cafe54/>).

En moyenne, les fonds marins des façades maritimes hexagonales sont soumis au chalutage de fond entre une et cinq fois par an, mais certaines zones, comme la grande vasière du golfe de Gascogne où se concentre la pêche à la langoustine, le sont plusieurs dizaines de fois par an. Les chaluts de fond sont les principaux engins responsables des dommages sur les fonds dans l'Atlantique Nord-Est (93 % selon Quemper *et al.*, 2024). Bien que l'abrasion qu'ils exercent soit beaucoup plus limitée, les filets et casiers entraînent tout de même une superficielle lors de leur mise en place ou par tassement (AFB *et al.*, 2019).

Il n'y a pas encore d'indicateurs officiels, ni consensuels, pour définir un « bon état » des fonds marins. Des propositions sont en discussion, par exemple : plafonner à 2 % la perte de l'extension naturelle d'un habitat benthique et/ou à 25 % sa dégradation. Définir de tels seuils opérationnels reste néanmoins un enjeu de recherche (Hiddink *et al.*, 2023).

**Les captures « non désirées », dites aussi « accessoires » ou « accidentelles »,** représentent environ 10 % des captures mondiales totales, soit environ 9 millions de tonnes de poissons ou autres espèces selon le dernier rapport dédié de la FAO (Pérez Roda *et al.*, 2019). Elles incluent quelque 20 millions d'animaux appartenant à des espèces vulnérables ou protégées, dont des raies et des requins (10 millions), des tortues (8,5 millions), des oiseaux (1 million), des mammifères marins (650 000) et des serpents marins (225 000) selon la revue de Gray et Kennelly (2018). Les captures de juvéniles, ainsi que les prises hors quotas ou hors droits de pêche individuels, sont aussi comptabilisées dans ces captures non désirées, car non commercialisées.

Selon ce rapport de la FAO, près de la moitié des rejets en mer proviennent des chaluts de fond. Ceux-ci rejettent environ 20 % de leurs prises, contre 10 % pour les filets mailants. Ces moyennes masquent de grands écarts : les zones côtières étant nettement plus riches en diversité biologique que la haute mer, le manque de sélectivité du chalut de fond y est beaucoup plus préjudiciable. Les taux de rejets observés pour les flottilles françaises pêchant au chalut de fond varient ainsi de 25 à 70 % en zones côtières jusqu'à des taux inférieurs à 10 % en zones plus profondes (Cloâtre *et al.*, 2022). Les impacts dépendent aussi du type de faune : les mammifères, tortues et oiseaux marins ainsi que les grands poissons sont plus vulnérables aux interactions avec les filets et les lignes.

**Les réseaux trophiques s'appauvrissent.** La baisse des populations de poissons pêchés déséquilibre la répartition entre espèces prédatrices et proies. Les poissons dits « nobles », tels que le thon, l'espadon et le maquereau (poissons pélagiques) ou le bar, le congre et la dorade royale (poissons des fonds), occupent le sommet de la chaîne trophique. Ces espèces ont un cycle reproductif plus lent que celui de leurs proies. Leur surpêche favorise l'augmentation des populations de proies, qui deviennent de nouvelles cibles de pêche. C'est le cas des poissons « fourrage » qui approvisionnent l'élevage et l'aquaculture. Ce phénomène, qualifié de « pêche vers les bas niveaux trophiques », peut se poursuivre jusqu'à ce que la pêche se concentre majoritairement sur les invertébrés, mollusques et crustacés. Cette évolution est préjudiciable non seulement pour la biodiversité fonctionnelle mais aussi pour l'activité de pêche. Elle est observée dans plusieurs pays africains où la pêche est passée des poissons prédateurs dans les années 1970-1980 aux poulpes,

puis aux crevettes, voire conduit à la colonisation des milieux par des espèces non commercialisables, comme les méduses en Namibie (une étude estime que la biomasse des méduses y a remplacé celle des sardines en 1960 ; Roux *et al.*, 2013). Au Canada, la pêche de poissons est aussi devenue minoritaire par rapport à celles des mollusques et crustacés. Plaçant l’alerte sur le volet économique, Pikitch *et al.* (2014) estiment dans une étude que deux tiers de la valeur des poissons « fourrage » au niveau mondial provient non pas de leur commercialisation, mais de leur rôle dans la chaîne alimentaire en contribuant à la valeur commerciale de la pêche de leurs prédateurs.

**La pollution plastique fait l’objet d’un traité mondial depuis 2022.** Macro- et micro-déchets sont pris en compte, du fait de leurs impacts sur la biodiversité, dans la politique européenne des pêches (Vasilakopoulos *et al.*, 2022). La pêche et l’aquaculture représentent un quart des déchets trouvés en mer du Nord, et la moitié de ceux en pleine mer (cordage, filets, etc.). La quantité de déchets observés baisse en Europe sur la dernière décennie, sans qu’on puisse expliquer cette baisse par des changements spécifiques à des pêcheries (Spedicato *et al.*, 2023).

Enfin, le changement climatique exerçant une forte pression sur la biodiversité marine, **l’empreinte carbone de la pêche** est incluse dans l’évaluation des impacts sur la biodiversité marine<sup>26</sup>. La consommation de carburant des navires de pêche est le principal facteur d’émission. Selon Quemper *et al.* (2024), ce sont les flottilles utilisant majoritairement les chaluts de fond qui émettent le plus de CO<sub>2</sub> par kilogramme de ressources halieutiques débarquées. Deux autres phénomènes perturbateurs ont été identifiés récemment. En prélevant massivement des poissons, la pêche diminue la quantité de carbone stocké dans le vivant et affecte la pompe biologique qui piège le carbone dans l’océan. Par ailleurs, le chalutage ou le dragage des fonds marins libèrent le carbone stocké dans les sédiments. La quantification de ces processus est un front de recherche actif dont les premiers résultats, très variables, ne sont pas encore stabilisés.

## I Analyse des cahiers des charges des deux labels de pêche

Seuls les cahiers des charges de MSC et de l’écocert Pêche durable ont été étudiés<sup>27</sup>. Les deux labels diffèrent dans leur fonctionnement. Pour l’écocert Pêche durable, l’unité de certification couvre un ensemble de navires identifiés nominalelement, mais pouvant utiliser plusieurs engins et avoir plusieurs populations cibles. Le label MSC certifie des pêcheries ayant une même méthode de pêche et exploitant les mêmes espèces cibles. Dans les deux cas, les pêcheries sont rattachées à une zone de pêche.

**Les modalités de certification utilisées par les deux labels divergent.** La certification MSC attribue une note à trois principes : P1 vise la durabilité des populations de poissons,

26. Les perturbations relatives au climat n’étaient pas considérées dans le corpus bibliographique sur l’impact des pratiques agricoles sur la biodiversité, bien qu’un parallèle avec le stockage/déstockage du carbone des sols puisse être établi.

27. Détail de l’analyse des cahiers des charges dans le rapport d’étude : pages 280-292 (DOI : 10.17180/ayg4-ob92).

P2 cherche à minimiser l'impact environnemental et P3 sert à assurer une gestion efficace des pêcheries. En pratique, les scores correspondent souvent au degré de certitude avec lequel l'objectif est rempli. Pour être certifiée, une pêcherie doit obtenir au moins 60 points (performance minimale acceptable) pour chacun des 28 indicateurs et une note moyenne d'au moins 80 correspondant à la « meilleure pratique mondiale » pour chacun des trois principes (100 étant le plafond). Un score inférieur à 80 oblige à prendre des mesures pour atteindre ce score ou plus, à échéance de cinq ans. Les évaluations des pêcheries sont publiées sur le site du label MSC. Dans le cas de l'écolabel Pêche durable, la certification est une validation de conformité. Le volet biodiversité n'admet aucune non-conformité, bien que les connaissances disponibles ne permettent pas toujours de statuer de manière certaine sur certains indicateurs. Les évaluations sont confidentielles.

Les deux cahiers des charges couvrent les principaux enjeux identifiés dans la section précédente (espèces cibles et co-capturées, fonds marins et espèces sensibles ou protégées non désirées). Les autres enjeux sont plus diversement traités, ce qui reflète l'état non stabilisé des connaissances disponibles. Comme le montre l'infographie 4, il y a beaucoup de similitudes dans les critères utilisés dans les deux cahiers des charges. Globalement, les préconisations portent davantage sur les « résultats » (indicateurs d'état) que sur des pratiques à mettre en œuvre, même si l'écolabel Pêche durable met plus l'accent sur les moyens que le MSC.

Les principaux éléments différenciant les deux labels sont les suivants :

- tous deux visent explicitement le bon état de la population des espèces cibles et co-capturées. Le label MSC privilégie un indicateur d'état de la biomasse des producteurs, tandis que l'écolabel Pêche durable préconise un taux d'exploitation ;
- les deux labels plaident pour que l'activité de pêche n'affecte pas l'habitat benthique de manière irréversible. L'écolabel Pêche durable évalue cet impact à partir de la distribution spatio-temporelle de la pêche, des engins employés et des caractéristiques des fonds. L'évaluation du MSC considère également les dommages « sérieux » et repose sur trois critères : l'information sur le type et la distribution des habitats dans la zone de pêche, les mesures de limitation des impacts et le niveau de l'impact lui-même ;
- tandis que l'écolabel Pêche durable cherche à minimiser les captures accidentelles d'espèces vulnérables ou protégées et à maximiser la survie des individus capturés et rejetés vivants, le label MSC considère, de nouveau, le niveau d'information, l'existence de mesures et le niveau d'impact lui-même ;
- le cahier des charges MSC prend partiellement en compte les besoins du réseau trophique de l'écosystème au travers d'indicateurs portant sur la structure et sur les fonctions de l'écosystème, d'une part, et sur l'état de la population dans le cas d'espèces cibles de bas niveau trophique, d'autre part ;
- l'écolabel Pêche durable interdit les rejets de déchets en mer et demande de trier les déchets à bord et de gérer les eaux usées. Les navires doivent aussi signaler toute perte d'engins de pêche (prérequis à l'adhésion). Ce sujet est absent du cahier des charges MSC en vigueur (version 2.01), mais figure dans sa future actualisation (version 3.1).

## Infographie 4 - Analyse des cahiers des charges

### UNE DIVERSITE DE PRISE EN COMPTE DES IMPACTS SUR LA BIODIVERSITÉ

Les trois tableaux présentent, en colonnes, les pratiques dont les impacts sur la biodiversité ont été démontrés par la littérature scientifique étudiée. En lignes figure l'échantillon de labels et de produits labellisés analysés. Les pratiques peuvent être mentionnées ou non dans les cahiers des charges, portées sur des résultats ou des moyens, être obligatoires ou non, être ambitieuses ou peu ambitieuses — l'ambition étant évaluée sans graduation, par consensus d'experts, relativement à la réglementation, aux pratiques moyennes et/ou au potentiel d'atténuation des impacts négatifs. Les critères retenus peuvent différer des indicateurs des cahiers des charges et ne suffisent pas pour des comparaisons entre labels. Les légendes varient entre l'agriculture, l'aquaculture et la pêche.

#### AGRICULTURE

Famille de pratiques	☐☐	☐☐	☐☐	⋈	⋈	⋈	+	+
Pratiques étudiées	Intégration d'habitats semi-naturels	Rotations diversifiées	Présence de prairies versus cultures	Réduction/absence de travail du sol	Absence de pesticides de synthèse	Fertilisation organique	Plantes de couverture	Cultures associées
EBV								
Taxons étudiés								
Demeter								
Agriculture biologique								
Nature & Progrès								
HVE*								
AOP Comté**								
Label Rouge bovins viande								
Bleu-Blanc-Cœur								
Rainforest Alliance								
RSPO								
RTRS								

\* HVE, version 4

\*\* AOP Comté avant la révision de 2024

#### Quantification de la pratique

- Ambitieuse et obligatoire
- Peu ambitieuse et non-obligatoire
- Ambitieuse et non-obligatoire
- Absente du cahier des charges
- Peu ambitieuse et obligatoire

#### Famille de pratiques

- ☐☐ Allocation spatio-temporelle
- ⋈ Ajout de facteurs physiques et chimiques
- ⋈ Ajout d'organismes
- Prélèvement ou destruction d'organismes

#### EBV étudiées

- Composition génétique
- Populations d'espèces
- Traits de vie des organismes
- Composition des communautés
- Fonction des écosystèmes
- Structure des écosystèmes

#### Taxons étudiés

- Lombrics
- Nématodes
- Arthropodes
- Micro-organismes
- Vertébrés (oiseaux et mammifères)
- Plantes
- Multitaxa

## AQUACULTURE

Famille de pratiques	☐ ☐ +	☐ ☐	☐ ☐	+	☐ ☐	-	-
Pratiques étudiées	Cumul de trois pratiques : implantation, espèces non indigènes et alimentation	Implantations d'infrastructures en mer	Densité des élevages	Élevage d'espèces non indigènes, gestion des échappements	Alimentation des poissons à base de végétaux	Alimentation par de la farine de poissons pêchés	Prélèvements en milieu naturel
EBV étudiées							
Aquaculture biologique							
ASC saumon*							
ASC bivalves					Sans objet	Sans objet	
Label Rouge saumon							
Label Rouge moules					Sans objet	Sans objet	

\* version antérieure à l'actualisation du cahier des charges saumon et à la mise en œuvre obligatoire du cahier des charges sur l'alimentation : ASC feed (fin 2025)

### Quantification de la pratique

- Obligation de résultats ambitieuse
- Obligation de moyens ambitieuse
- Obligation de résultats peu ambitieuse
- Obligation de moyens peu ambitieuse
- Absente du cahier des charges

## PÊCHE

Famille de pratiques	-	-	-	-	☐ ☐	☐ ☐	☐ ☐
Pratiques étudiées	Captures de stocks cibles	Captures de stocks co-capturés	Captures d'espèces (proies) déséquilibrant la chaîne trophique	Captures accidentelles d'espèces sensibles (dauphins, tortues, oiseaux...)	Abrasion des fonds marins	Abandon de matériel et rejets en mer (déchets, polluants, eaux usées)	Émission de CO <sub>2</sub>
EBV étudiées							
MSC*							
Écolabel Pêche durable							

\* version 2.0 antérieure à l'actualisation en cours (V3, publiée en 2022, mise en œuvre à partir de 2026)

### Quantification de la pratique

- Mesure de bon état (obligatoire et ambitieuse)
- Mesure visant à réduire l'impact avec objectif fixé
- Mesure visant à réduire l'impact sans obligation de résultat
- Documentation des impacts (plan d'amélioration)
- Absente du cahier des charges

# 3. Pistes méthodologiques pour quantifier l'impact des labels sur la biodiversité

## Introduction

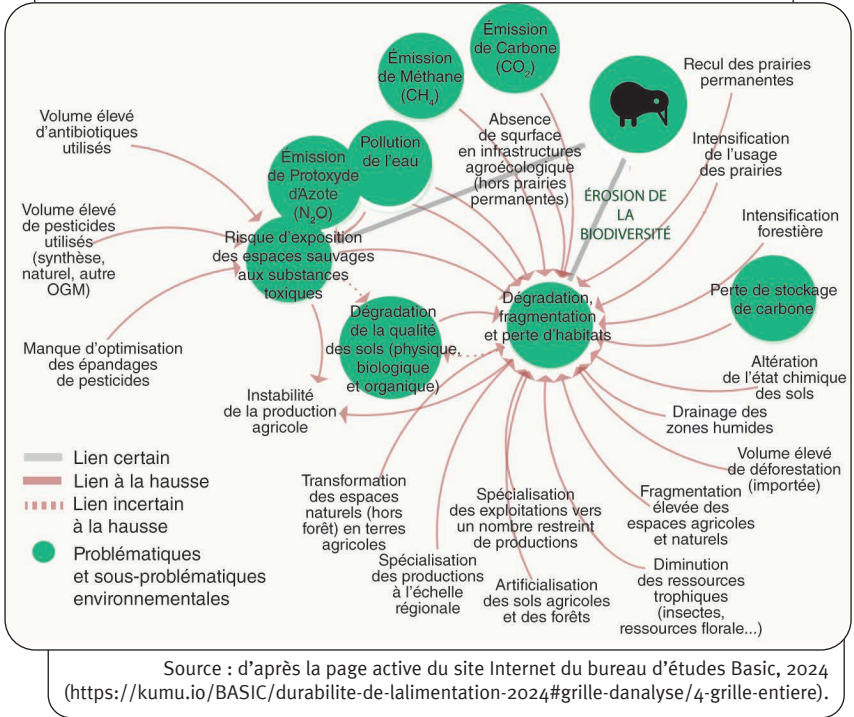
Ce chapitre propose des pistes méthodologiques permettant d'attribuer aux produits alimentaires un(e) (ou plusieurs) note(s), coût(s) ou score(s) représentant leur impact ou valeur en termes de biodiversité. Le principal objectif des méthodes de *scoring* est d'aider à la décision quand des choix dépendent de critères multiples et de natures différentes. Les sciences de la durabilité y ont logiquement presque toujours recours car ces méthodes permettent de comparer des systèmes complexes. Leur construction soulève cependant de nombreuses questions méthodologiques et épistémiques concernant, entre autres, leur gradient d'agrégation, la transparence de leur démarche calculatoire et la pondération des valeurs qui composent l'indicateur final.

Au lancement de l'étude BiodivLabel, deux méthodes illustraient l'alternative méthodologique : l'ACV préconisée par le GIS Revalim et l'approche holistique semi-quantitative proposée par le bureau d'étude Basic sur la non-durabilité de l'alimentation.

L'évaluation des labels alimentaires, réalisée par le bureau d'études Basic avec WWF et Greenpeace France, repose sur une cartographie des déterminants socioenvironnementaux de la non-durabilité de l'alimentation. L'érosion de la biodiversité est l'une des sept problématiques environnementales retenues. La grille d'analyse décrit les chemins d'impact *via* deux sous-problématiques : la dégradation, fragmentation et perte d'habitats, et les risques d'exposition des espèces sauvages à des substances toxiques (figure 3.1). Tout déterminant qui est une cause immédiate est qualifié de « direct », les facteurs de causalité pouvant représenter des états ou des pratiques. Le potentiel d'impact d'un label est évalué en prenant en considération les degrés d'influence (lien certain/incertain) et de proximité (lien direct/indirect) des mesures présentes dans le cahier des charges. Cette démarche a inspiré notre réflexion, même si la biodiversité n'est qu'un de ses volets.

L'ACV, en quantifiant la somme des impacts environnementaux accumulés pendant toute la durée de vie d'un produit, intègre les dimensions spatiale et temporelle, ce qui est un atout pour l'évaluation de filières et des impacts globaux. La prise en compte des divers déterminants et composantes de la biodiversité, dans l'ACV, a donné lieu à de nombreux travaux, d'abord en agriculture, et plus récemment pour la pêche et

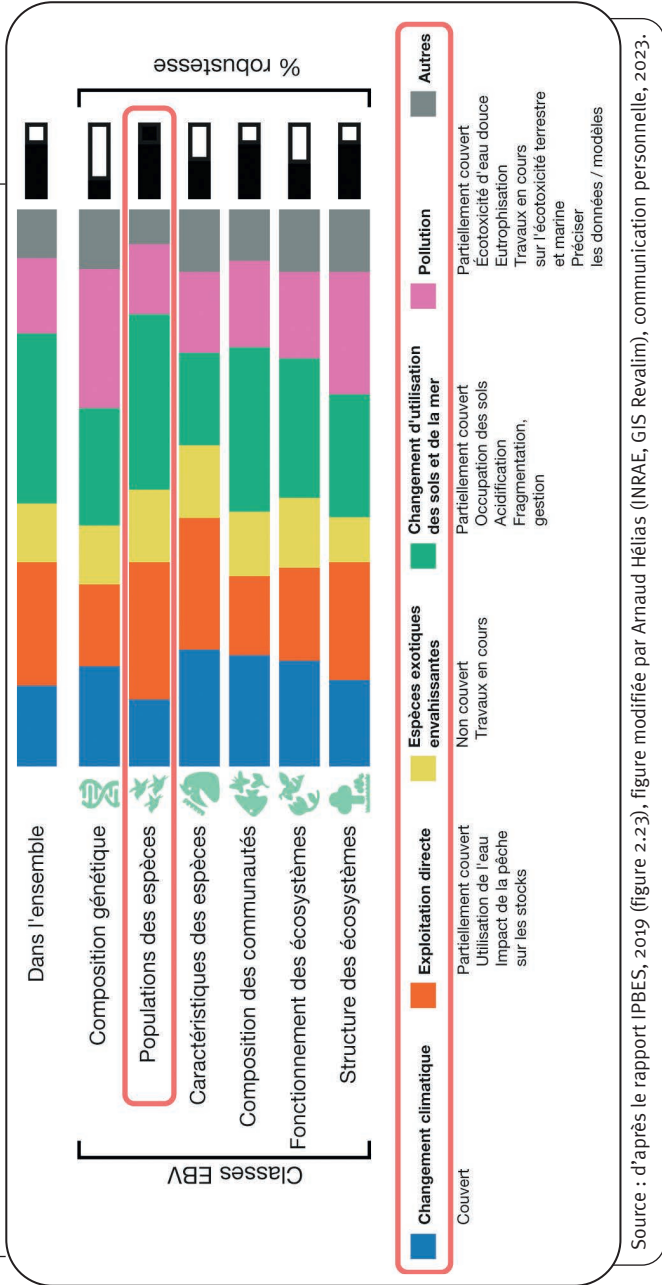
**Figure 3.1.** Représentation schématique des liens de causalité de l'érosion de la biodiversité dans la méthode du bureau d'études Basic.



l'aquaculture. S'il est théoriquement possible de modéliser les dynamiques des EBV, le manque de données, notamment locales, ne permet pas encore de caractériser l'ensemble des chemins d'impact : les ACV réalisées jusqu'à présent se concentrent principalement sur la richesse spécifique et abordent peu les dimensions structurelles et fonctionnelles de la biodiversité. Quelques travaux s'y attachent cependant (Othoniel *et al.*, 2019 ; De Luca Peña *et al.*, 2022 ; Hardaker *et al.*, 2022). Plusieurs synthèses récentes résument les principales avancées et défis méthodologiques, y compris dans la complémentarité entre méthodes ACV et hors ACV (Crenna *et al.*, 2020 ; Damiani *et al.*, 2023). Elles concluent qu'aucune méthode n'est encore capable de bien capturer à la fois la variété des pressions sur la biodiversité et la variété des écosystèmes, des groupes taxonomiques et des classes d'EBV. La figure 3.2 montre l'état d'avancement de la méthode pour approcher les déterminants de l'érosion de la biodiversité.

Certaines limites de l'ACV ont été débattues par divers acteurs agricoles et de la société civile en vue de son utilisation dans l'outil d'affichage environnemental. Les

**Figure 3-2.** Limites actuelles de l'ACV pour évaluer l'impact sur la biodiversité, par rapport aux cinq déterminants majeurs de l'érosion de la biodiversité identifiés par l'IPBES par EBV.



Source : d'après le rapport IPBES, 2019 (figure 2.2.3), figure modifiée par Arnaud Hélias (INRAE, GIS Revalim), communication personnelle, 2023.

critiques soulignent le manque de prise en compte de plusieurs dimensions de la biodiversité, le fait que l'ACV, en considérant les dommages finaux, ne rend pas pleinement compte des externalités positives des modes de production agroécologiques, et que le choix de la référence et de l'unité fonctionnelle influence considérablement les résultats. Cela conduit, dans certains cas, à une évaluation moins favorable aux systèmes agricoles extensifs lorsqu'ils sont moins productifs. En effet, l'ACV, dès lors que l'objectif d'un système est de produire une quantité d'aliment, qu'elle soit attributionnelle (c'est-à-dire « toutes choses étant égales par ailleurs ») ou conséquentielle (avec modélisation des effets induits), traduit une moindre productivité à l'hectare par une plus grande empreinte au sol. Côté marin, un indicateur de pression sur les populations des espèces exploitées a été proposé (Hélias *et al.*, 2014), mais il a également fait l'objet de controverses pendant la phase de préfiguration de l'affichage environnemental (Gaillet *et al.*, 2023). Des travaux en cours cherchent à ajouter des indicateurs sur les habitats des fonds marins (Woods *et al.*, 2019 ; Prétat *et al.*, 2021), l'idée étant d'adapter le cadre conceptuel du *land use* en *sea use*, avec les deux mêmes indicateurs : occupation, transformation. Cependant, à ce jour, les méthodes ne sont pas opérationnelles.

Ces différentes réflexions nous ont conduits à proposer trois pistes méthodologiques. Elles s'appuient sur les connaissances scientifiques synthétisées précédemment et les appliquent aux jeux de données suivants :

- des cahiers des charges agricoles pour l'indicateur intitulé Contra-BiodivLabel ;
- des données réelles des exploitations agricoles certifiées par un Siqo pour la modélisation *Biodiversity Value Increment from Agricultural Statistics* (BVIAS) ;
- des données statistiques et expertes traitées par le CSTEP.

Ces trois méthodes sont représentées dans l'infographie 5.

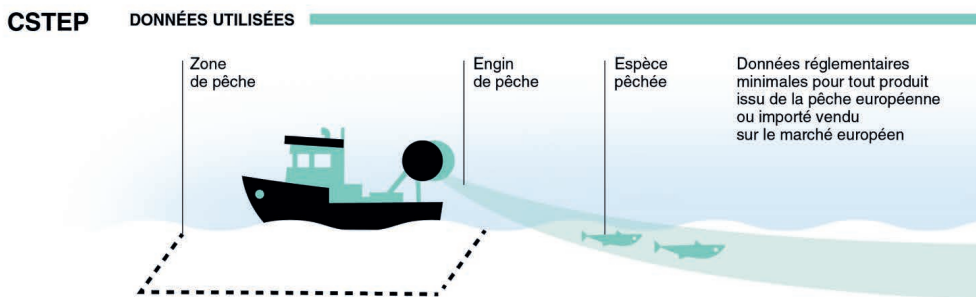
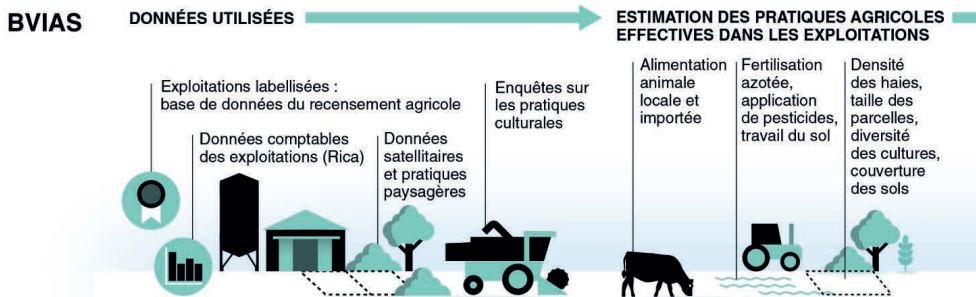
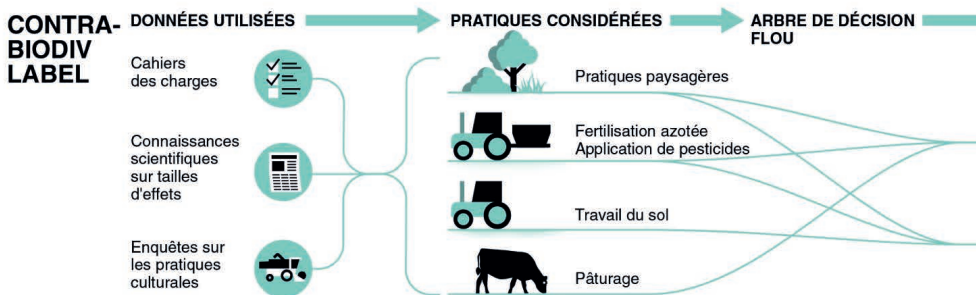
## Un indicateur prédictif d'impact sur la biodiversité à partir des cahiers des charges (méthode Contra-BiodivLabel)

### I Introduction

Cette modélisation montre qu'il est possible d'estimer l'impact des pratiques décrites dans les cahiers des charges sur la biodiversité. La preuve de concept a été faite dans le cadre de l'étude BiodivLabel sur un périmètre réduit : une EBV, la diversité taxonomique/phylogénétique (ici richesse en espèces), et un groupe d'organismes : les plantes sauvages. Le modèle a été appliqué pour les grandes cultures, pour les prairies et pour le lait, produit qui conduit à associer une valeur pour les surfaces cultivées et une autre valeur pour les prairies.

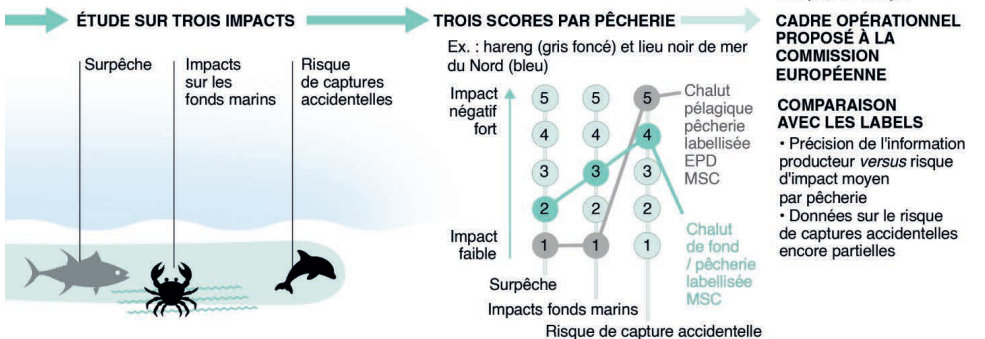
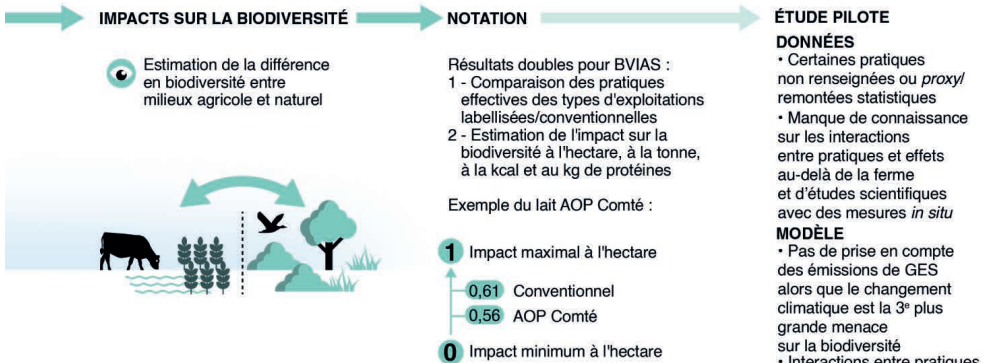
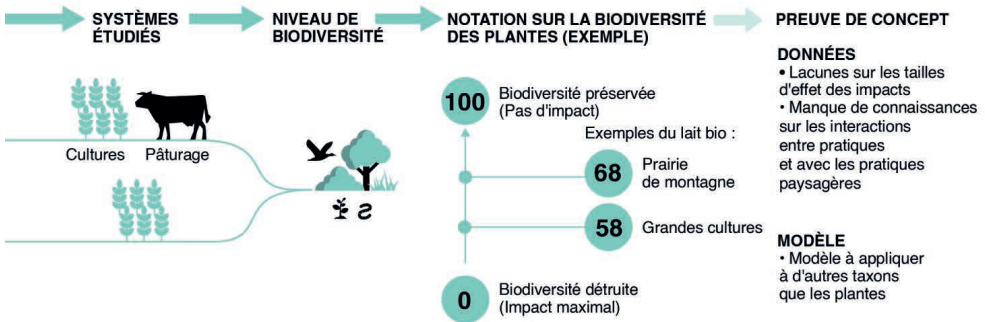
# Infographie 5 - cheminement méthodologique de trois voies pour estimer l'impact des produits alimentaires labellisés, sur la biodiversité

## PISTES MÉTHODOLOGIQUES



## RÉSULTATS

## STATUT



## I Description de la méthode

L'indicateur « Contra-BiodivLabel » évalue *ex ante* l'impact des pratiques induites par les cahiers de charges, par unité de surface. La démarche (Bockstaller *et al.*, 2017 ; voir plateforme Means<sup>28</sup>) permet de construire, de manière transparente, des arbres de décision flous, fondés sur des règles du « si... alors... » et associant la logique floue (*fuzzy logic*) pour éviter des effets de seuil aux limites des classes.

La méthode s'appuie sur les données scientifiques contenues principalement dans les méta-analyses examinées dans l'étude BiodivLabel : 57 données décrivant la diversité des plantes ont été retenues. Dans les cahiers des charges, seules les mesures liées aux variables entrant dans le calcul de l'indicateur ont été prises en compte. On distingue deux niveaux de contrainte selon que les mesures sont obligatoires, obligatoires « si applicables », interdites, ou bien recommandées ou autorisées, car leur effectivité est alors moins certaine.

Les variables renseignées vont au-delà des PFF et intègrent quelques PFM. Pour les cultures, ont été pris en compte : la surface en haie, la taille de la parcelle, le degré de diversité des cultures, l'utilisation d'herbicides de synthèse, le travail du sol (% labour), la fertilisation azotée totale et organique. Pour les prairies, les variables sont : la taille des parcelles, l'intensité de pâturage, la fertilisation azotée et les traitements médicamenteux. Lorsque la pratique n'est pas abordée dans le cahier des charges ou l'est de manière imprécise, le modèle attribue la valeur moyenne des exploitations similaires (données statistiques françaises, références scientifiques ou techniques). Si le cahier des charges impose un niveau ou un seuil minimal/maximal plus favorable que le niveau moyen, ce niveau ou seuil est pris en compte. Par exemple, l'agriculture biologique exclut les herbicides, ce qui est plus favorable que les pratiques moyennes françaises. Dans le cas où le cahier des charges est moins favorable que le niveau moyen (un seul exemple a été trouvé dans les cahiers des charges : la limite maximale de chargement animal par hectare), c'est le niveau de pratique moyen, lequel reflète les contraintes réglementaires et normes professionnelles actualisées, qui est privilégié car l'hypothèse est faite que les agriculteurs ne reviendront pas en arrière.

Les variables du paysage et des pratiques « à la parcelle » sont pondérées (tableau 3.1) à partir des tailles d'effet connues dans la littérature, sur une grille de zéro (défavorable) à 100 (favorable à la biodiversité). Quelques proxys ont été adoptés lorsque les informations manquaient : par exemple, nous avons considéré que la richesse des espèces en bord des champs cultivés était un proxy pour la végétation dans les milieux semi-naturels adjacents. Les prairies couvrent deux situations : les prairies permanentes qui sont considérées comme des milieux semi-naturels et les prairies temporaires qui s'intègrent dans les rotations de cultures et sont assimilées à des cultures pluriannuelles. Dans le cas des prairies permanentes, la principale variable est l'intensité du pâturage ou de la fauche (approchée par le chargement en animaux

28. <https://means.inrae.fr/> (consulté le 11/02/2026).

ou la fertilisation azotée). Par ailleurs, l'absence de connaissances sur les interactions entre pratiques a conduit à opter pour une équi-pondération, sauf lorsqu'elles étaient renseignées (par exemple : effet de la réduction des intrants selon le degré de complexité du paysage).

**Tableau 3.1.** Limites proposées pour la notation d'un niveau partiel (interpolation linéaire entre limites favorables et défavorables).

	Limite défavorable	Limite favorable	Commentaire
Taille des parcelles	6 ha	0 ha	(Sirami <i>et al.</i> , 2019)
Densité d'ESN	0	20 %	Proposé par García-Vega <i>et al.</i> (2024) ; Tschardtke <i>et al.</i> (2021) même s'il existe encore un effet positif au-delà de ce seuil (Sirami <i>et al.</i> , 2019)
Diversité des cultures (nombre de types)	1	10	10 = 95 <sup>e</sup> centile pour les exploitations de grandes cultures dans le Réseau d'information comptable agricole (Rica)
Utilisation d'herbicides	Niveau moyen conventionnel	Interdiction	Faute de références scientifiques
Fertilisation azotée minérale	150 kg N/ha	0	Lindner <i>et al.</i> (2019) proposent une courbe non linéaire et un seuil plus élevé mais avec une fonction linéaire, on arrive à ce seuil.
Travail du sol	Labour	Semis direct	Classes extrêmes pour les seuils et modalité intermédiaire : travail superficiel au centre (= 0,5) faute d'information supplémentaire

ha : hectare ; kg : kilogramme ; N : azote.

## ■ Résultats pour la biodiversité des plantes sauvages

La figure 3.3 synthétise les résultats sur la diversité totale des plantes sauvages associée aux systèmes de cultures et en prairie. Pour les cultures, l'absence de mesures ambitieuses et obligatoires sur la taille des parcelles, sur la diversité des cultures, sur le travail du sol sont les points faibles de l'ensemble des cahiers des charges étudiés. La biodiversité est nettement moins bien gérée à l'échelle du paysage qu'à celle de la parcelle. Seul le label Demeter se distingue sur les ESN avec des recommandations sur les familles botaniques à planter et sur la structure des sols. Les cahiers des charges des trois labels biologiques apportent une plus-value en termes de biodiversité à la parcelle. Les deux cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge (volailles fermières, porcs charcutiers, gros bovins) se focalisant sur la gestion des animaux, toutes les valeurs de l'indicateur Contra-BiodivLabel sont celles des pratiques

par défaut (moyennes françaises). La certification environnementale HVE offrant plusieurs choix entre les mesures, nous avons opté pour un scénario prudent (pessimiste) avec des mesures pourvoyeuses de points sans que les engagements obligent à de grands changements de pratiques<sup>29</sup> : le label présente dans ce cas une plus-value essentiellement du fait de la présence et de la composition diversifiée des ESN, les autres pratiques sélectionnées ne s'éloignant pas des pratiques conventionnelles.

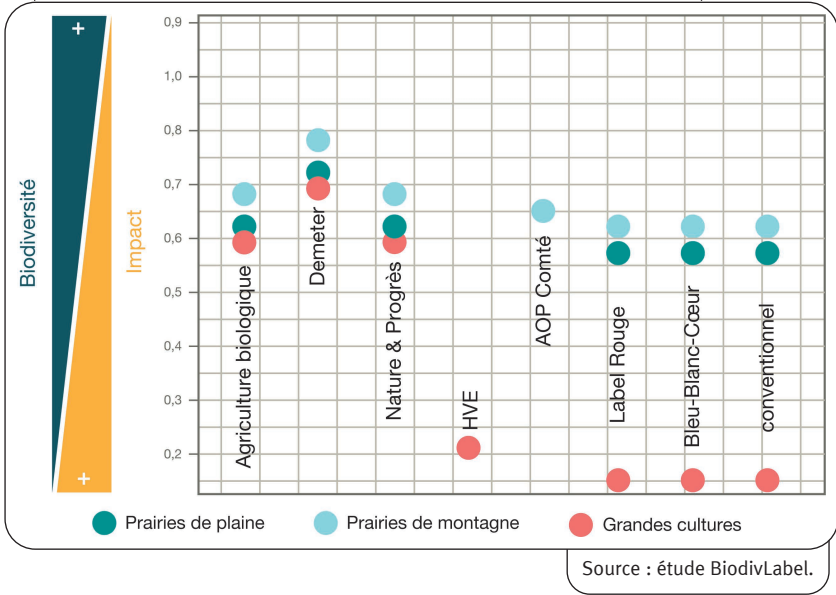
Les prairies de montagne et de plaine sont différentes, c'est pourquoi nous les avons distinguées. Parmi les labels d'élevage, Bleu-Blanc-Cœur est cité mais, son cahier des charges n'abordant pas les variables de l'indicateur Contra-BiodivLabel, son résultat équivaut à un score par défaut, qui est plus élevé en montagne qu'en plaine grâce à une gestion en moyenne plus extensive des prairies. Il en va de même pour le Label Rouge, bien que son cahier des charges autorise une densité animale élevée (jusqu'à 2 unités gros bétail [UGB]/ha) : nous n'avons pas pris en compte ce maximum qui ne représente *a priori* pas ce qui se pratique actuellement, et avons attribué le score moyen en plaine ou montagne. C'est aussi le cas de l'AOP Comté qui plafonne le chargement à 1,3 UGB/ha contre une moyenne observée en montagne à 1 UGB. En revanche, la fertilisation azotée est limitée dans l'AOP Comté à 120 kg/ha, ce qui est plus favorable que la pratique moyenne. Les trois cahiers des charges biologiques sont traités de manière identique pour la gestion des prairies : ils améliorent le score grâce à l'interdiction des engrais minéraux et à la restriction des traitements médicamenteux, dont les résidus dispersés *via* les effluents d'élevage ont des effets délétères sur la biodiversité. Les résultats montrent un gain, assez marginal, de diversité des plantes en prairies. Aucune différence entre les labels n'est observée pour la diversité des plantes présentes dans les espaces semi-naturels.

## ■ Bilan

Cette exploration méthodologique a répondu au manque de méthodes *ex ante* permettant de quantifier l'effet des pratiques issues d'un cahier des charges sur la biodiversité (à l'échelle de la parcelle). La présente proposition est une preuve de concept établie pour la diversité des plantes sauvages. Elle peut être adaptée à d'autres taxons et d'autres EBV. Elle permet de comparer l'impact potentiel des labels sur la biodiversité à partir de leurs cahiers des charges. Dans notre exploration, Bleu-Blanc-Cœur, le Label Rouge et HVE obtiennent des scores faibles, l'AOP Comté un score intermédiaire et les scores les plus élevés sont obtenus par le règlement Bio européen, par Nature & Progrès et par Demeter.

29. Scénario de mesures choisies pour le volet biodiversité du cahier des charges HVE : installation d'une ruche, réalisation de tests de qualité des sols, ESN diversifiés sur 7 % de la SAU, la moitié des parcelles de moins de 5 ha, présence d'un couvert végétal durant 12 semaines, implantation de légumineuses et « plus d'attention sur les conditions d'application des pesticides ».

**Figure 3.3.** L'indicateur Contra-BiodivLabel en grandes cultures et en prairie pour les cinq labels étudiés.



Ce travail confirme le manque de prise en compte de façon ambitieuse et obligatoire des variables paysagères dans l'ensemble des cahiers des charges étudiés : les labels pourraient trouver matière à se démarquer davantage des pratiques conventionnelles en introduisant des mesures sur les variables paysagères, dont la taille des parcelles. Une mesure comme celle de Demeter exigeant 10 % d'ESN ou une réduction de la taille unitaire des parcelles à 4 ha augmenteraient notablement le score du règlement Bio européen. Mais d'autres aspects sont à considérer, notamment le coût et le temps de travail d'implantation comme d'entretien.

Parmi les limites, la méthode ne permet pas une comparaison dans l'absolu. Dans tous les cas, durant le processus de validation, les résultats devront être comparés à des valeurs mesurées *in situ*. La méthode compare la biodiversité locale à l'hectare, sans tenir compte de l'emprise foncière associée à la production, ni des impacts des pratiques (par exemple : contaminations chimiques) en dehors des parcelles, ce qui constitue une limite importante.

Enfin, cette exploration méthodologique menée uniquement sur la diversité végétale serait à poursuivre sur les autres taxons pour lesquels nous avons suffisamment de données. L'agrégation entre taxons met en jeu les préférences des acteurs, ce qui conduirait à recueillir les choix de pondération auprès des acteurs : les protecteurs

de la nature pourraient privilégier les taxons ayant une valeur patrimoniale et les agriculteurs, des critères de diversité fonctionnelle propices dans une logique agroécologique (Rouabah *et al.*, 2014).

## Un indicateur d'impact sur la biodiversité à partir des données statistiques sur les labels agricoles (méthode BVIAS)

### I Introduction

La méthode BVIAS est un développement de la méthode de *Biodiversity Value Increment* (BVI ; Lindner *et al.*, 2019), mentionnée dans le chapitre 2 car testée dans le cadre du GIS Revalim pour la préfiguration de l'affichage environnemental. Elle est ici calibrée sur les connaissances scientifiques discutées dans l'étude et incorpore les données réelles des exploitations agricoles labellisées en France. Le modèle permet d'estimer l'impact potentiel sur la biodiversité des principaux produits alimentaires à partir de données comptables et cartographiques. Il a été appliqué aux principales productions sous Siqo pour déterminer si elles ont un impact plus faible sur la biodiversité que leurs homologues produites dans des exploitations similaires conventionnelles. Afin de couvrir un nombre de fermes plus conséquent, les AOP Comté et Morbier (proches) ont été étudiées conjointement. L'agriculture biologique en France correspond au label AB (dont certaines mesures sont plus précises que le cadre général du règlement Bio européen).

### I Méthode

La méthode BVIAS s'appuie sur un échantillon de 5 440 exploitations françaises dont 7 % sont en agriculture biologique label AB et 28 % sont enregistrées dans un autre Siqo. Cet échantillon a été obtenu en appariant différentes bases de données agricoles : celles du Rica, du recensement agricole (RA), des Siqo — constituée par l'Inao —, du registre parcellaire graphique (RPG) et de données de télédétection (Sentinel-2).

À partir de cet appariement de bases de données, nous avons estimé, pour chacune des exploitations, huit pratiques agricoles (qui ne sont pas non plus les PFF du chapitre précédent) : le travail du sol, la fertilisation azotée en quantité et en qualité (minérale ou organique), l'application de pesticides, la diversité culturale, la taille moyenne des parcelles, la densité de haies et la couverture du sol. Nous avons ensuite estimé l'impact potentiel, sur la biodiversité, des productions agricoles à partir du modèle BVI de Lindner *et al.* (2019) dans lequel nous avons entré les pratiques agricoles estimées. Le modèle a été calibré à partir d'études à grande échelle et de méta-analyses fondées sur des mesures de biodiversité *in situ*, analysées dans le cadre de l'étude BiodivLabel. Le tableau 3.2 résume l'obtention des tailles d'effet pour les pratiques retenues.

**Tableau 3.2.** Estimations des tailles d'effet utilisées dans l'étude BVIAS.

Pratiques		Modèle BVIAS
Diversité des cultures	18 %	plantes, arthropodes, oiseaux (Sirami <i>et al.</i> , 2019)
Densité d'habitats semi-naturels	20 %	oiseaux, chauve-souris, grillons (Vallé <i>et al.</i> , 2023)
Taille des parcelles	5 %	plantes, arthropodes, oiseaux (Sirami <i>et al.</i> , 2019)
Fertilisation minérale (prairies)	35 %	entomofaune (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019)
Utilisation de pesticides	35 %	invertébrés aquatiques (Beketov <i>et al.</i> , 2013)
Blé bio/blé conventionnel	30 %	arthropodes, oiseaux, plantes microorganismes (Tuck <i>et al.</i> , 2014)
Prairie bio/prairie conventionnelle	15 %	

Gain de biodiversité (%) et taxons considérés dans les cinq méta-analyses et les larges études sources.

Les productions labellisées (blé et lait AB, AOP Comté-Morbier, AOP Beurre de Charentes-Poitou, blé Label Rouge) ont été comparées aux productions non labellisées dans un contexte similaire. Pour cela, nous avons choisi, pour chaque exploitation labellisée, trois homologues conventionnelles appartenant à la même région, ayant une taille similaire, et dont les exploitants avaient des âges et des niveaux de diplôme proches.

## I Résultats

Les résultats montrent que les différences effectives entre modes de production Siqo et autres portent sur des pratiques ayant une criticité élevée (obligatoires/interdites) dans les cahiers des charges (figure 3.4).

Ces résultats soulignent l'absence de « pratiques induites » souvent évoquées pour expliquer des différences d'impacts entre modes de production. Par exemple, les données comptables confirment que les productions biologiques utilisent moins de pesticides et d'engrais minéraux, comme l'exigent les cahiers des charges. En revanche, malgré les recommandations du cahier des charges bio, les presque 700 exploitations biologiques analysées ne présentent pas de diversité culturale, ni de densité de haies supérieures à leurs homologues conventionnelles (mêmes régions, caractéristiques socioéconomiques proches). Ce résultat montre que, toutes choses étant égales par ailleurs, les pratiques recommandées dans les cahiers des charges ne suffisent pas à favoriser des changements significatifs.

L'AB, l'AOP Comté et l'AOP Morbier ont un impact plus faible par hectare sur la biodiversité. Cependant, leur rendement plus faible compense largement cet avantage lorsqu'on examine l'impact par tonne de produit, ce qui se traduit par un impact plus élevé par tonne pour le blé et le lait biologiques. La comparaison entre produits animaux et végétaux montre qu'une kilocalorie de lait a plus d'impact qu'une kilocalorie de blé, tandis que cette tendance est inversée si l'on compare un hectare de prairie et un hectare de blé. Ces résultats sont cohérents avec la littérature qui montre l'effet

déterminant du choix de l'unité fonctionnelle sur les comparaisons entre systèmes de production, d'une part, et la tension entre nécessité de diminuer la consommation de viande et nécessité de maintenir les prairies pour la biodiversité, d'autre part.

## I Bilan

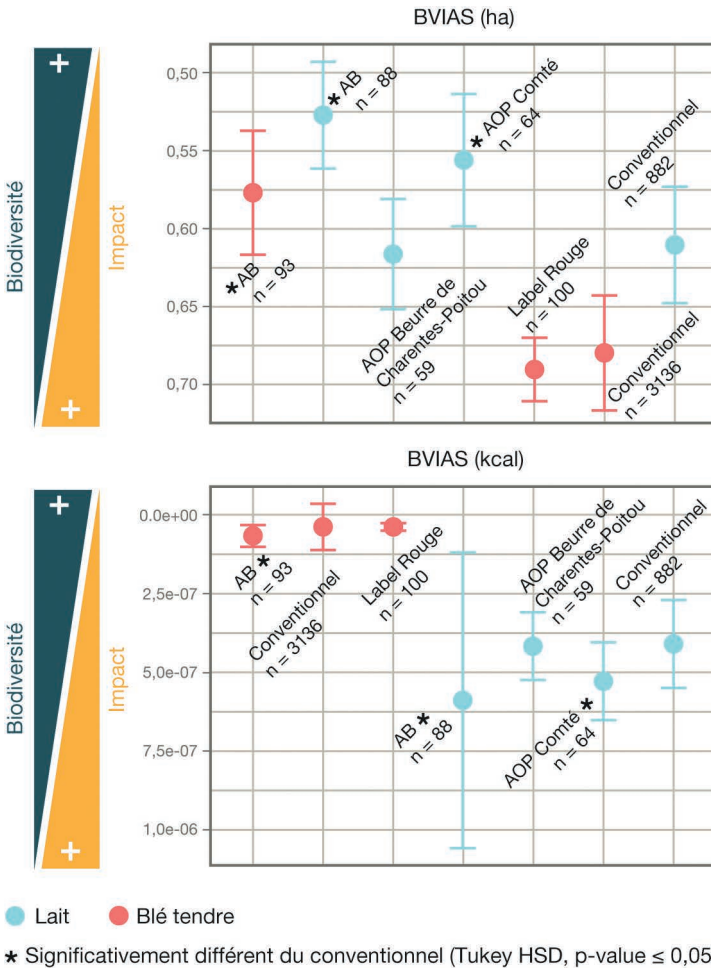
L'application de la modélisation sur les données des labels montre que la méthode BVIAS permet effectivement d'estimer les pratiques agricoles ayant un impact sur la biodiversité en se fondant sur les données comptables et cartographiques disponibles. Ce choix de données et la relative simplicité du modèle permettent de couvrir un grand nombre d'exploitations pour quantifier l'impact à la fois des productions animales et des productions végétales sur la biodiversité. La calibration du modèle sur des méta-analyses ou sur des études à grande échelle permet de renforcer sa crédibilité et sa transparence. Cela permet aussi d'envisager des améliorations du modèle dès que de nouvelles connaissances scientifiques consolidées seront disponibles.

Construite en deux étapes, la méthode permet d'estimer et de comparer les pratiques et les impacts de produits issus de modes de production différents, en l'occurrence des produits labellisés et non labellisés. Les pratiques effectives (c'est-à-dire réellement observées et observables, et non pas potentielles, prédites) appliquées dans les fermes sont estimées à partir de données relativement accessibles. Seules les interdictions ou obligations édictées dans les cahiers des charges conduisent à des différences de pratiques effectives. Les pratiques recommandées ne sont pas suffisamment mises en œuvre pour être significativement observables dans les bases de données ; le cahier des charges pourrait donc être renforcé, en rendant obligatoires certaines recommandations déjà présentes.

L'étude souligne par ailleurs le caractère crucial du choix de l'unité fonctionnelle. En effet, les exploitations AB, ainsi que celles sous AOP Comté, ont un impact moindre sur la biodiversité à l'hectare. Cet avantage local est toutefois compensé par des rendements plus faibles, ce qui se traduit par un impact plus élevé par unité de produit (tonne ou kilocalorie) pour le blé et le lait biologiques. On note également que la différence d'impact par kilocalorie entre produits animaux et produits végétaux est bien plus importante que la différence entre les versions labellisées et conventionnelles du même produit.

La méthode BVIAS présente plusieurs limites : le manque de connaissances scientifiques consolidées sur de nombreux processus écologiques restreint pour l'instant la capacité à prendre en compte ces processus dans le modèle BVIAS. Il serait également crucial de mieux prendre en considération l'effet du changement climatique et de l'utilisation de l'eau dans la quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité. Enfin, l'utilisation des données comptables pour estimer les pratiques pose également la question de la représentativité de ces données et de leur pertinence comme proxys des pratiques effectives.

**Figure 3.4.** Impact sur la biodiversité (BVIAS) par unité de surface (ha) ou de produit (t) pour certaines productions labellisées et conventionnelles.



La moyenne (point) et l'écart-type (barre) sont présentés ici ainsi que les tailles d'échantillon (n). ha : hectare ; kcal : kilocalorie. Source : étude BiodivLabel.

## Notation européenne panachant trois indicateurs de biodiversité pour les produits de la mer (approche de *scoring* CSTEP)

### I Introduction

Sur commande de la Commission européenne, le CSTEP a développé une approche de *scoring* pour l’affichage environnemental des produits de la pêche. Des experts de BiodivLabel étaient impliqués dans ce travail. Son opérationnalisation a été testée en 2024 et est en cours de développement à l’échelle de l’UE. En plus des rapports des groupes de travail CSTEP dédiés, la démarche a été publiée (Grati *et al.*, 2025). Dans cette section, l’objectif est de comparer ces résultats aux critères de certification des labels MSC et écolabel Pêche durable, soulignant les écarts entre un affichage environnemental systématique et un label.

### I Données et méthode

L’objectif était de couvrir l’ensemble des produits mis sur le marché européen, qu’ils soient pêchés en Europe ou importés. Le système de notation a été conçu pour s’adapter à la diversité des données disponibles. C’est aussi pourquoi il distingue deux niveaux selon la disponibilité des données :

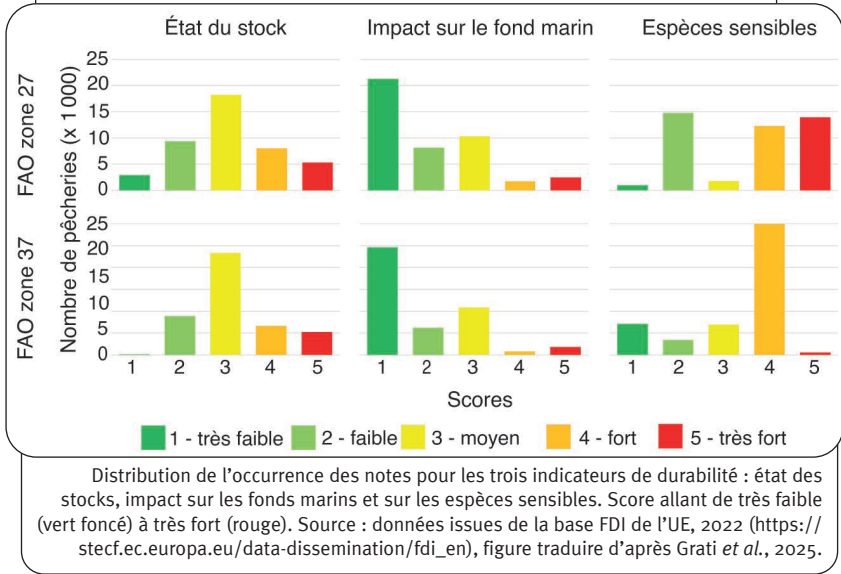
- notation de base : fondée uniquement sur les données internationales minimales obligatoires dans le cadre réglementaire européen sur l’information des consommateurs, c’est-à-dire sur l’espèce, sur la zone de capture, sur la catégorie d’engin ;
- notation avancée : des informations supplémentaires sont fournies, soit pour les pêcheries européennes mieux documentées que les produits importés, soit volontairement par les pêcheurs, par exemple : l’engin de pêche, l’identité de la flottille, etc.

Ce système s’efforce ainsi de maximiser l’utilisation de toutes les connaissances disponibles, tout en respectant la diversité de méthodes et d’approches utilisées par les organisations de gestion des pêches au niveau des grandes régions maritimes. L’essentiel des données nécessaires est public et disponible en ligne et par des *web services*. Les données et utilitaires pilotes de calcul de la méthode CSTEP sont disponibles et référencés dans les rapports afférents ou dans Grati *et al.* (2025).

L’objectif est de développer un cadre opérationnel permettant d’attribuer une note à tout produit de la pêche (et de l’aquaculture aussi, mais pour ce mode de production le processus est moins abouti) sur la base de critères environnementaux et d’indicateurs scientifiquement fondés, simples et vérifiables. Le CSTEP a développé ce système en suivant un arbre de décision fondé sur la meilleure information disponible, pour un triplet d’indicateurs de durabilité. Chaque indicateur est divisé en cinq classes allant de 1 (risque d’impact très faible) à 5 (risque d’impact très fort) pour les risques écosystémiques, et/ou de A (bon état) à E (état très dégradé) s’agissant des populations

marines. Le choix des trois indicateurs est cohérent avec l'expertise scientifique telle que décrite dans le chapitre 2.

**Figure 3.5.** Résultats de l'approche de *scoring* du CSTEP appliquée aux pêcheries européennes dans les deux zones FAO 27 (océan Atlantique Nord-Est) et FAO 37 (Méditerranée et mer Noire).



Il s'agit de :

- l'état de la ressource halieutique considérée : l'indicateur s'appuie sur le RMD, classant les populations marines en fonction de l'état de leur biomasse et de la pression de pêche qu'elles subissent. Quand cette information n'est pas disponible (notation de base), des valeurs moins précises sont utilisées, par exemple : la classification UICN ;
- l'impact sur les fonds marins : l'indicateur repose sur une double catégorisation de l'engin utilisé et des habitats estimés de l'espèce considérée. Le score final d'impact sur le fond marin combine les deux notes : la sensibilité de l'habitat et l'impact de l'engin de pêche. Pour certaines catégories, comme les chaluts, englobant des techniques de pêche différentes, la notation dite « avancée » permet par exemple de distinguer entre chalut de fond et chalut pélagique (de pleine eau), ce qui est plus précis ;
- l'impact sur les captures accidentelles d'espèces sensibles : l'indicateur attribue une note de risque d'exposition potentielle de certains groupes d'espèces sensibles aux prises accidentelles selon les types de pêches/d'engins. Sont pris en compte

les mammifères, les oiseaux de mer, les tortues marines et les élasmobranches (raies, requins) protégés ou menacés.

Les premiers résultats pour les pêcheries européennes sont présentés dans la figure 3.5.

### ■ Comparaison entre le *scoring* CSTEP et les certifications MSC et écolabel Pêche durable

La méthode CSTEP a été appliquée aux pêcheries françaises labellisées MSC ou écolabel Pêche durable afin de comparer les scores (actuellement virtuels) que ces pêcheries obtiendraient avec le score CSTEP. Une illustration des résultats figure dans le tableau 3.3.

Concernant l'état des populations marines, les résultats sont similaires, les trois approches étant largement cohérentes. On a pu observer, par exemple, que des pêcheries de sardine et de merlan bleu qui recevraient un score CSTEP moyen à la suite d'une dégradation récente de l'état de leurs populations, avaient aussi perdu leur certification MSC. Les résultats divergent en ce qui concerne les fonds marins. Cela s'explique par le fait que des pêcheries peuvent être certifiées MSC avec tous types d'engins, y compris des chaluts et dragues traînants sur le fond, alors qu'ils sont mal classés dans la notation CSTEP. C'est le cas pour les pêcheries MSC de coquille Saint-Jacques et de lieu noir qui reçoivent toutes deux un score moyen d'après le CSTEP. Il n'y a pas aujourd'hui de pêcheries chalutières de fond certifiées par l'écolabel Pêche durable. De la même manière, dans le cas des captures accidentelles d'espèces sensibles, une pêcherie de thon rouge à la palangre pourrait se voir attribuer une note CSTEP médiocre à cause du risque d'interactions avec des espèces sensibles. Ce sont donc surtout pour les impacts sur les écosystèmes que des pêcheries labellisées MSC et/ou écolabel Pêche durable pourraient recevoir un score CSTEP de risque d'impact « moyen » à « élevé ».

### ■ Bilan

La méthode du CSTEP est relativement simple à communiquer. Fondés uniquement sur des données publiques et de l'information scientifique, les scores sont compatibles avec les données réglementaires minimales (notation de base) ou optionnelles (notation avancée).

L'application concrète aux pêcheries européennes et françaises confirme que l'approche du CSTEP peut fournir un score pour la quasi-totalité des produits de la mer, issus des flottilles européennes ou importés. Elle permet une distribution des scores sur l'ensemble des valeurs. En prenant en compte de manière explicite des critères d'impact sur les fonds marins et sur les espèces sensibles, la notation CSTEP se rapproche des attentes des ONG et des consommateurs qui se montrent sensibles à la question des impacts du chalut ou aux risques de captures d'espèces sensibles.

Lorsqu'elle est appliquée aux pêcheries MSC et de l'écolabel Pêche durable, la méthode révèle la différence entre les démarches de labellisation et d'affichage environnemental.

La portée généraliste et systématique de l'affichage conduit l'approche CSTEP à évaluer le risque potentiel (approche sur les moyens), tandis que les labels privilégient une approche au cas par cas, fondée sur les résultats (le risque identifié est-il avéré compte tenu des informations disponibles ?). Ainsi, alors que le score produit un affichage environnemental relativement standardisé, les démarches de certification requièrent un système de contrôle et d'audits individualisé, complexe, chronophage et coûteux. Les deux démarches comportent un risque d'erreurs, d'approximation ou de subjectivité dans l'évaluation.

La future coexistence d'un *scoring* environnemental et d'un label causera probablement des tensions du fait des écarts d'appréciation entre les deux systèmes, en particulier sur l'usage des chaluts de fond ou sur les captures d'espèces sensibles. Le recours à des niveaux de risque moyens par engin dans la notation du CSTEP limite en effet la marge d'amélioration d'une pêche par type d'engins. Cela devrait inciter celles engagées dans des labels, et qui ont, par conséquent, déjà réalisé le travail de documentation sur l'impact de leurs pratiques, à aller vers une notation avancée, voire jusqu'aux données individuelles, de manière à ajuster l'affichage environnemental sur leurs propres données. À cet égard, le principe 3 du label MSC de suivi et gestion pourrait être un atout. Labellisées ou non, les pêcheries ambitionnant d'afficher une notation avancée (*i. e.* riche en données) seront encouragées à améliorer leurs pratiques.

## Discussion sur la quantification des impacts sur la biodiversité

### Le choix épineux de l'unité « fonctionnelle »

Le choix d'une unité fonctionnelle à laquelle rapporter la mesure de l'impact environnemental des produits alimentaires a fait l'objet de nombreux débats dans le cadre de la préfiguration de l'affichage environnemental. L'unité fonctionnelle traduit en effet la finalité attendue de l'évaluation et celle-ci n'est pas univoque du fait de la multifonctionnalité des systèmes agricoles (van der Werf *et al.*, 2020). L'alternative entre unité de surface (en hectares) ou unité de masse (en kilogrammes ou kilocalories) généralement mise en avant (figure 3.6) a montré les limites respectives des deux unités : l'approche par hectare (à la parcelle) mésestimant les autres échelles spatiales et l'approche par kilogramme accordant un poids très fort au rendement, ce qui privilégie les modes de production intensifs. Certains auteurs proposent d'allouer une partie des impacts de l'agriculture à chacun de ses services (par exemple : Boone *et al.*, 2019). Les experts de BiodivLabel ont débattu de la question, sans résoudre les oppositions méthodologiques.

Les propositions d'affichage environnemental envisagées ou testées en Europe illustrent cette complexité (Cicek *et al.*, 2024) : les systèmes fondés sur une empreinte environnementale de type ACV utilisent le kilogramme de produit consommé, les systèmes fondés sur les protocoles ISO utilisent le kilogramme de produit vendu dans les

**Tableau 3.3.** Comparaison des certifications MSC et écolabel Pêche durable avec le *scoring* CSTEP (données publiques pilotes) de pêcheries françaises : bonne adéquation sur le statut des populations marines, moindre sur les fonds marins et les captures accidentelles.

Populations marines	État des populations cibles (a) Avis scientifique	Pêcheries labellisées MSC (b) Scores MSC Certification	Pêcheries écolabel Pêche durable (c)	Scores CSTEP	
				États des stocks (d)	Fonds marins engins (e) Espèces sensibles engins (f)
Hareng Mer du Nord	Bon état	North Sea and Eastern Channel pelagic trawl herring P1: 83,3 – P2: 87,3 – P3: 89,4 (audit 2023)	France pélagique	A 1 chalut pélagique	4 ou 5 chalut pélagique
Sardine Golfe de Gascogne	Surpêché et dégradé	South Brittany purse seine sardine fishery P1: 77,7 (FAIL) – P2: 90,7 – P3: 93,4 (audit 2019) (suspendue en 2019, retirée du label en 2022)	/	C 1 senne, bolinche	4 ou 5 senne, bolinche
Coquille Saint-Jacques Manche ouest	Bon état	Baie de Saint-Brieuc scallop dredge fishery (certifiée depuis 2022) P1: 84 – P2: 83,7 – P3: 91,7 (audit 2022)	/	C 3 drague	2 drague
Merlan bleu	Surpêché	PFA, DPPO, KFO, SPSG & Compagnie des Pêches de Saint-Malo Northeast Atlantic blue whiting Pelagic Trawl P1: FAIL – P2: 87,7 – P3: FAIL (audit 2020) (arrêt certif. depuis 2021)	/	C 1 chalut pélagique	5 chalut pélagique
Lieu noir Mer du Nord	Bon état	Scapeche, Euronor and Compagnie des Pêches de Saint-Malo saithe (certifiée depuis 2010) P1: 80 – P2: 81,3 – P3: 83,5 (audit 2023)	/	B 3 chalut de fond	4 ou 5 chalut de fond

Populations marines	État des populations cibles (a) Avis scientifique	Pêcheries labellisées MSC (b) Scores MSC Certification	Pêcheries écolabel Pêche durable (c)	États des stocks (d)	Scores CSTEP Fonds marins engins (e)	Espèces sensibles engins (f)
Thon rouge Atlantique	Reconstituable, en reconstitution	/	OP Vendée palangre	D (e)	1 palangre	4 palangre
Thon rouge Méditerranée	Reconstituable, en reconstitution	SATHOAN French Mediterranean Bluefin tuna artisanal longline and handline fishery (certifiée depuis 2020) P1: 84,2 – P2: 80,7 – P3: 84,2 (audit 2024)	SATHOAN	E (e)	1 palangre, ligne à main	4 palangre, ligne à main

Principes du MSC : P1 stocks exploités durablement ; P2 impact sur les écosystèmes ; P3 gestion efficace ; score de performances entre 60 (performance minimale acceptable), 80 (meilleure pratique mondiale) et 100 (performance de pointe).

Cases en vert : score très positif (avis scientifique très favorable, scores CSTEP A ou 1) ; cases en vert clair : score positif (avis scientifique favorable, scores CSTEP B ou 2) ; cases en violet clair : score négatif (population surpêchée, scores CSTEP C ou 3) ; cases en violet foncé : score très négatif (population surpêchée et dégradée, avis scientifique défavorable ou pêcheries non certifiées, scores CSTEP D, E, ou 4, 5).

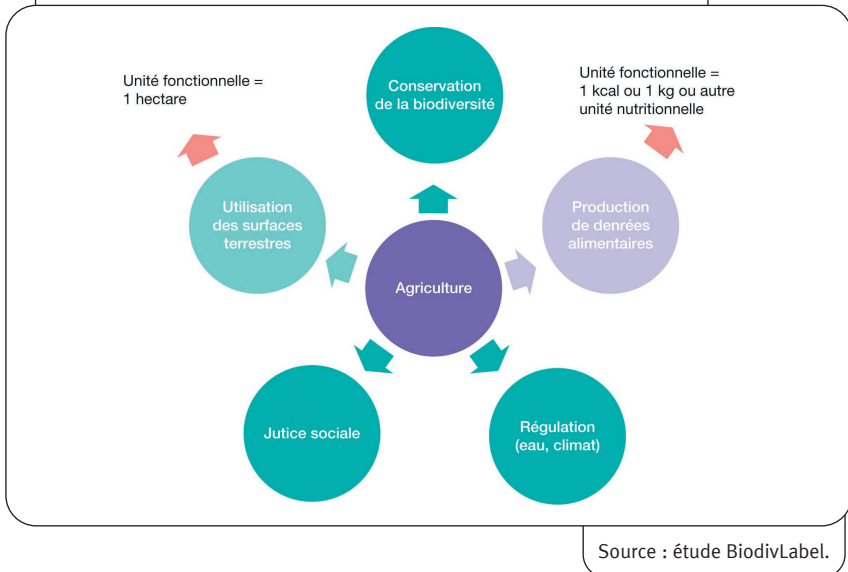
Sources : (a) D'après Vermand et Ulrich (2024) et UICN avec intégration des évaluations nationales ; (b) Rapport d'audit de pêcheries françaises certifiées ou anciennement certifiées MSC, ciblant les populations en question.  
De haut en bas : <https://fisheries.msc.org/en/fisheries/from-nord-north-sea-and-eastern-channel-pelagic-trawl-herring/@assessments>  
<https://fisheries.msc.org/en/fisheries/south-brittany-sardine-purse-seine/@assessments>  
<https://fisheries.msc.org/en/fisheries/baie-de-saint-brieuc-scallop-dredge-fishery/@assessments>  
<https://fisheries.msc.org/en/fisheries/pfa-dppo-kfo-spsg-compagnie-des-peches-st-malo-northeast-atlantic-blue-whiting-pelagic-trawl/@assessments>  
<https://fisheries.msc.org/en/fisheries/scapeche-saithe/@assessments>  
<https://fisheries.msc.org/en/fisheries/sathoan-french-mediterranean-bluefin-tuna-artisanal-longline-and-handline-fishery/@assessments> ;

(c) Pêcheries françaises certifiées écolabel Pêche durable ciblant les populations en question ; (d) Moyenne 2018-2023 – version pilote CSTEP (2024), [https://sirs.agrocampus-ouest.fr/discardless/index.php?at\\_Lversion=0](https://sirs.agrocampus-ouest.fr/discardless/index.php?at_Lversion=0) (consulté le 15/12/2025) ; (e) Système 1 : faute de données publiques, l'information sur le stock est moins précise (source UICN ou analyse de sensibilité à l'échelle d'une espèce mais pas d'une population) ; (f) Les risques d'impact sur les fonds marins et captures accidentelles sont liés aux types d'engins utilisés (données de Grati *et al.*, 2025).

Source : étude BiodivLabel.

magasins (Inoqo en Autriche), d'autres systèmes utilisent l'apport calorique quotidien en kilocalories (Beelong en Suisse) ou une unité alimentaire quotidienne (Eaternity en Suisse) ; d'autres mixent la référence au kilogramme et au système de production (Planet-score en France) ou aux limites planétaires quotidiennes (IGD au Royaume-Uni).

**Figure 3.6.** Représentation des approches multicritères : choix de l'unité fonctionnelle selon que l'on considère plutôt la gestion de l'espace ou l'alimentation.



## ■ Les processus écologiques et l'inadéquation actuelle des échelles d'évaluation

Les méthodes d'évaluation et de quantification de la biodiversité investiguées dans l'étude BiodivLabel ont mis l'accent sur la biodiversité mesurée ou estimée au sein d'une parcelle (usage de pesticides, fertilisation), du parcellaire (rotation, diversification des cultures) ou de l'exploitation (implantation des ESN). Cependant, les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité peuvent aussi être indirects, c'est-à-dire être déportés dans l'espace ou différés dans le temps. La contamination de l'ensemble des milieux par les pesticides illustre cette diffusion des effets. Les effets ne sont pas, non plus, toujours additifs. Il n'est donc pas évident de déduire l'impact d'un produit alimentaire à partir de la somme des impacts des pratiques sur la biodiversité au sein de parcelles agricoles.

Par ailleurs, les évaluations de la biodiversité se fondent généralement sur une mesure de richesse spécifique. Or c'est une variable très dépendante de l'échelle spatiale. De même, le niveau des communautés répond aux modifications de l'environnement à des échelles de temps plus longues que le niveau des populations ou des organismes. Les mesures « à la parcelle » ne peuvent alors pas prédire la richesse spécifique d'un paysage ou d'une région, et les mesures instantanées reflètent mal les dynamiques des communautés et méta-communautés (interactions entre communautés). Cela est particulièrement vrai dans des paysages fréquemment perturbés, où la présence des espèces n'est pas stable dans le milieu. Le passage du niveau « habitat », ou parcelle en milieu agricole, au niveau paysage nécessite de prendre en compte, au moins, les quatre processus écologiques suivants.

**Le nombre d'espèces dépend de la surface d'habitats considérée.** Cette relation dite « aire-espèce » peut s'expliquer par les phénomènes de perturbations aléatoires, d'extinction locale ou de colonisation. Elle montre qu'un même type d'habitats n'abrite pas le même nombre d'espèces si on effectue une mesure sur 1 mètre carré ou 10 mètres carrés. L'estimation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité qui se fonde sur des observations fines (parcelle, transects de quelques mètres carrés) est donc difficilement extrapolable aux surfaces agricoles régionales, par exemple. Quelques méthodes (Kuipers *et al.*, 2019) font varier la relation aire-espèce selon des critères (milieux, intensité des pratiques) établis à partir des cartes mondiales produites par l'UICN. D'autres études suggèrent que le nombre d'espèces croît plus que proportionnellement à la part en surfaces d'agriculture biologique (Carrié *et al.*, 2022).

**Le nombre d'espèces dans un paysage n'est pas la somme du nombre d'espèces de chacun des habitats qui le composent.** Une large étude européenne a estimé que 49 % des espèces présentes dans les paysages agricoles sont présentes uniquement dans les milieux semi-naturels de ces paysages, 25 % à la fois dans les milieux semi-naturels, cultures et prairies et 26 % uniquement dans le parcellaire agricole (Jeanneret *et al.*, 2021). Ces résultats s'expliquent par des phénomènes de coévolution des espèces avec les activités humaines. Or, la majorité des méthodes de quantification partent implicitement du principe que les espèces des milieux agricoles sont un sous-échantillon des espèces des milieux semi-naturels. Ainsi, même si les méthodes Contra-BiodivLabel et BVIAS intègrent l'effet des variables « diversité des cultures », « taille moyenne des parcelles » et « densité de milieux semi-naturels », celles-ci n'évaluent pas la biodiversité de l'ensemble des habitats qui constituent le paysage. D'autres tentatives méthodologiques de prise en compte de la biodiversité au niveau du paysage (Salca-BD) ont eu un succès limité (Klein *et al.*, 2023).

**La biodiversité des milieux semi-naturels varie selon l'intensité des pratiques dans les milieux agricoles voisins ou connectés.** Les études sur les impacts de l'agriculture sur les milieux semi-naturels sont lacunaires. L'approche ACV/PEF traite principalement des impacts indirects dans les milieux aquatiques (écotoxicité et eutrophisation), même si d'autres dimensions sont considérées (acidification, usage des terres, changement

climatique). L'expertise collective sur les impacts des pesticides sur la biodiversité et les services écosystémiques (Leenhardt *et al.*, 2022) a montré que les effets des pesticides sont sous-estimés car ils contaminent tous les milieux, y compris les aires protégées, même si l'on ne sait pas quantifier leurs effets à distance des sites de traitement, faute de données à large échelle (Leenhardt *et al.*, 2022). Des études de cas renseignent également les effets négatifs de l'intensité des pratiques agricoles sur la biodiversité de milieux adjacents (haies, bandes enherbées, forêts ; par exemple : Fried *et al.*, 2018). À l'inverse, des études documentent le gain en biodiversité lorsque la part de l'agriculture biologique s'accroît dans le paysage : + 50 % d'espèces d'abeilles dans les bandes en jachère entre un territoire ayant 5 % de surface en agriculture biologique et celui en contenant 20 % (Holzschuh *et al.*, 2008) ; + 20 % de richesse spécifique pour les plantes sauvages intra-parcellaires dans un paysage majoritairement cultivé en agriculture biologique (Henckel *et al.*, 2015). Ces résultats, pas encore consolidés, font penser que la méta-analyse de référence de Tuck *et al.* (2014) sous-estime sans doute l'impact positif de l'agriculture biologique en se fondant sur la biodiversité au niveau de la parcelle.

### **La biodiversité répond aux changements environnementaux avec un certain délai.**

Ce délai varie selon les taxons et le paysage, mais il peut être important. Une étude suédoise récente compte deux fois plus d'espèces végétales sauvages dans les fermes biologiques, 30 ans après leur conversion que juste après la conversion (Carrié *et al.*, 2022). Ce laps de temps pourrait être dû à la rémanence des pesticides, à la lente restauration des populations de pollinisateurs, ainsi qu'à la faible capacité de dispersion de certaines espèces. Or, la plupart du temps, les études sont des comparaisons synchroniques, et non diachroniques (avant/après). Comme pour le point précédent, cela conduit à penser que les effets positifs de l'agriculture biologique sont potentiellement sous-estimés, car les études comparant la biodiversité dans les parcelles biologiques et conventionnelles ne prennent pas en compte l'histoire des parcelles. Elles peuvent notamment sous-estimer le gain attribué aux rotations plus longues observées en agriculture biologique (Barbieri *et al.*, 2017 ; Beillouin *et al.*, 2021).

Ces processus écologiques ont un impact significatif sur la biodiversité. Leur non-prise en compte est donc susceptible d'influencer considérablement la quantification des impacts des modes de production agricole sur la biodiversité, conduisant à une sous-estimation des bénéfices de certains modes de production ou labels pour la biodiversité. Il faudrait donc au minimum intégrer les impacts liés aux processus écologiques connus dans la quantification des impacts des différents modes de production agricole sur la biodiversité.

### **■ En arrière-plan, la controverse *land sparing/land sharing***

La discussion sur l'unité fonctionnelle bute sur une autre controverse : l'alternative *land sparing/land sharing*. Pour revenir à ses fondements, au début des années 2000, les écologues Green *et al.* (2005) identifient deux stratégies pour lutter contre le déclin de la biodiversité tout en continuant à nourrir la population humaine en augmentation :

- intensifier la production agricole afin de libérer des surfaces qui pourront servir à préserver ou à restaurer des habitats dédiés à la conservation de la biodiversité, c'est le *land sparing* (« gestion séparée » en français) ;
- réduire l'intensité des pratiques agricoles, notamment l'usage des pesticides, pour concilier production agricole et conservation de la biodiversité au sein des parcelles, c'est le *land sharing* (« gestion partagée » en français).

Cette alternative repose sur l'hypothèse que la relation entre rendement et biodiversité par surface de production suffit pour identifier la stratégie optimale. Green *et al.* (2005), suivis par d'autres auteurs, concluent que le *land sparing* est plus efficace pour protéger la biodiversité tout en continuant à produire la même quantité de nourriture, que ce soit dans les milieux terrestres (Bateman et Balmford, 2023) ou marins (Erm *et al.*, 2023). À l'inverse, d'autres auteurs montrent l'intérêt de concilier production agricole et conservation de la biodiversité au sein des parcelles (Wurz *et al.*, 2022).

**Très polarisées, ces deux visions stratégiques ont des répercussions concrètes en matière de politiques publiques.** La stratégie du *land sparing* incite à combiner augmentation de la productivité agricole dans les zones agricoles et augmentation des aires protégées strictes. La stratégie du *land sharing* se traduit par des politiques publiques en faveur de pratiques moins intensives, agroécologiques, telles que le soutien à l'agriculture biologique ou à l'agroforesterie, et la promotion de zones Natura 2000 ou de parcs naturels régionaux. Dans le débat sur l'unité fonctionnelle pour l'affichage environnemental des produits alimentaires, l'unité de produit est considérée comme favorisant le *land sparing* (minimisation de l'impact par kilogramme d'aliment produit), tandis que l'unité de surface est considérée comme favorisant le *land sharing* (minimisation de l'impact par hectare de terre cultivée).

Ce qui est remarquable dans ce débat, c'est la stabilité du cadre conceptuel de départ malgré les nombreuses limites apportées depuis, aux niveaux écologique, agronomique, économique ou social (par exemple : Kremen, 2015). On peut retenir ici deux limites sur le plan écologique et quatre au niveau socioéconomique.

Sur le plan écologique :

- identifier la stratégie optimale à partir de la relation entre le rendement et un indicateur de biodiversité fait abstraction de la variabilité de cette relation en fonction des espèces et des EBV. Cela fait également abstraction du fait que les espèces mobiles répondent davantage à la qualité du paysage qu'à la qualité du patch d'habitats semi-naturels ou qu'à l'intensité des pratiques au sein de la parcelle (Esler, 2000). Or, la revue réalisée par Sidemo-Holm *et al.* (2021) montre que la plupart des études se rapportant au débat *land sparing/land sharing* se concentrent sur des groupes taxonomiques mobiles (oiseaux, arthropodes, mammifères) ;
- par ailleurs, le débat s'affranchit des échelles spatiales et temporelles. Certains types de paysages peuvent donc être alternativement considérés comme du *land sparing* (zones agricoles/milieux naturels) ou du *land sharing* (mosaïque paysagère). Le débat repose également sur une vision locale et statique de la biodiversité

et du rendement, qui ne prend pas en compte les dynamiques des communautés, ou les rotations culturales. Ces limites affaiblissent l'extrapolation des résultats à des niveaux d'organisation écologique supérieurs.

Sur le plan socioéconomique :

- le débat *land sparing/land sharing* occulte les dynamiques socioéconomiques associées à l'usage des terres (Meyfroidt *et al.*, 2022). Les changements d'usage des sols, l'avancée des frontières agricoles empiétant sur les forêts suivent des motifs complexes, en particulier parce que les usages sont interconnectés d'un endroit du monde à un autre. Il est donc difficile de faire l'hypothèse que l'usage d'une surface de terre est indépendant de l'usage d'autres surfaces voisines ou lointaines. C'est pourtant ce qui est fait dans la majorité des études sur ces questions ;
- le cadre conceptuel suppose aussi de pouvoir limiter les surfaces agricoles (et le niveau de consommation) afin de préserver les espaces naturels. Des travaux en économie ont montré l'irréalisme d'une telle hypothèse. Desquilbet *et al.* (2017) expliquent que l'agriculture intensive, par un effet rebond, peut augmenter la taille du marché : la hausse du rendement améliore l'efficacité du travail, ce qui permet d'exploiter de nouvelles ressources dont des terres agricoles (paradoxe de Jevons décrit par Alcott [2005]). Les pays à revenus faibles et intermédiaires sont particulièrement soumis à ces effets rebond. Et ils peinent à augmenter les superficies attribuées à la protection de la biodiversité (García *et al.*, 2020) ;
- or, l'efficacité de la stratégie *land sparing* nécessite d'accroître les surfaces des aires protégées et de garantir des niveaux de protection forts (conformément aux objectifs de la CDB : 30 % du territoire et des eaux maritimes dont 10 % en protection forte). Or c'est un objectif difficile à tenir. À titre d'exemple, environ 6 % des aires protégées terrestres au niveau mondial sont cultivées, et ce pourcentage augmente lorsque le potentiel agricole augmente (Vijay et Armsworth, 2021). Ces études invitent donc à nuancer la relation mécanique « meilleur rendement = meilleure préservation de la biodiversité » ;
- enfin, l'analyse sociologique de la littérature scientifique et des discours des acteurs explique la longévité de la controverse<sup>30</sup> par les différences de perceptions sur la place des humains dans ou en dehors de la nature ; par la séparation entre les réseaux de scientifiques qui travaillent sur le *land sparing* et ceux qui travaillent sur le *land sharing* ; et par l'intérêt des agro-industries envers les modes de production intensifs en intrants et technologies (Loconto *et al.*, 2020).

Ainsi, l'article de Loconto *et al.* montre que l'influence des agro-industries joue sur les stratégies des labels durables comme RSPO, RTRS ou Rainforest Alliance. Leurs cahiers des charges se concentrent davantage sur la préservation de zones à HCV, qui ne doivent pas être cultivées, que sur des pratiques agronomiques extensives, réduisant l'utilisation de pesticides ou favorisant la matière organique des sols, par

30. Voir : [http://landsystems-lab.earth/publication/meyfroidt\\_2024/](http://landsystems-lab.earth/publication/meyfroidt_2024/) (consulté le 11/02/2026).

exemple. En outre, le fait que ces labels ciblent des produits spécifiques encourage la monoculture plutôt qu'une agriculture multifonctionnelle plus adaptée au *land sharing*.

## I Questionnements parallèles sur la quantification des impacts de la pêche sur la biodiversité

Le choix de l'unité fonctionnelle avait jusqu'à présent fait l'objet de peu de débats scientifiques sur le volet pêche du fait du développement limité des études ACV. Le débat a émergé pendant la phase de concertation sur la construction de l'affichage environnemental pour les produits de la mer. Les enjeux d'unité se posent entre une unité de produit par kilogramme par opposition à une unité de population marine, l'alternative ressemblant au débat entre kilogramme et hectare pour l'agriculture.

On a vu que la gestion des pêches repose sur les notions de surpêche et de bon état écologique, définies par le RMD (chapitre 2). L'unité fonctionnelle est alors le « stock », c'est-à-dire la part exploitable d'une population marine (capturable par les engins de pêche). Les indicateurs de suivi des pêches n'expriment pas une valeur absolue mais une proportion entre le volume de captures et le volume total de la population présente dans la mer. À titre d'exemple, le suivi annuel de Vermard et Ulrich (2024) de l'état des 170 populations marines (69 espèces) exploitées par les pêcheries françaises et suivies scientifiquement mesure leur surpêche de la même manière pour toutes les populations quelle que soit leur part dans l'alimentation humaine : soit plus de 25 000 tonnes par an pour le merlu, pour le hareng ou pour la coquille Saint-Jacques, ou quelques kilogrammes par an seulement pour des espèces très peu pêchées (aiguillat, brosmes, grenadier, etc.).

À l'inverse, la méthode ACV développée par Hélias *et al.* (2018 ; 2023) adopte une unité fonctionnelle au kilogramme pour quantifier l'épuisement des ressources halieutiques. Usuelle dans les ACV, elle permet de respecter, entre autres, le principe d'additivité : « deux kilos consommés ont deux fois plus d'impacts qu'un kilo consommé ». Cependant, il en résulte que les populations présentant de gros volumes de capture auront un impact relatif plus faible que le même volume de captures dans une population plus petite. Cela conduit à penser qu'il est préférable de consommer un kilogramme de poisson d'une grande population que d'une plus petite, et ce, même si la grande population est davantage surpêchée. En ce sens, l'approche ACV n'est pas pleinement alignée avec les politiques mondiales de gestion de la pêche, ni avec l'approche du CSTEP, qui favoriseront toujours l'absence de surpêche.

Par ailleurs, si la notation du CSTEP fondée sur le RMD ne suit pas le principe d'additivité *stricto sensu*, ses auteurs estiment toutefois qu'il l'est implicitement car la quantité de poisson consommé n'est pas déterminée par la demande, mais par des limites réglementaires (les TAC) ensuite divisés en quotas par pêcheries. Or, ces TAC sont fixés grâce au suivi scientifique de l'état des populations marines pêchées. Une surpêche — consommation trop importante — conduit le législateur à baisser le TAC :

il y a donc une relation indirecte entre le fait de consommer un ou deux kilogrammes d'une ressource, au temps T, dans l'approche par populations marines.

Les études d'impact nécessitent une prise en compte des échelles spatiale et temporelle. Une pêche écologiquement durable implique que le niveau de pêche reste suffisamment modéré pour ne pas dégrader l'écosystème dont il dépend de manière significative, voire irréversible. Prendre en compte la temporalité est donc important : une surpêche chronique d'une population marine nombreuse dégrade progressivement son « capital naturel », même si les captures peuvent augmenter pendant une période. La morue de Terre-Neuve (Canada) est un cas emblématique : pendant plus de 500 ans, les captures ont été stables, autour de 150 000 à 200 000 tonnes par an. Puis, à partir des années 1950, la motorisation des bateaux a augmenté la puissance de pêche, les captures se sont accrues pendant plus de 20 ans, suivies par un effondrement quasi irréversible au début des années 1990. En appliquant à la morue un raisonnement simplifié de l'ACV, Poux (2023) montre que l'impact environnemental, principalement fondé sur le ratio kilogramme de morue/kilogramme de fuel, aurait donné le résultat le moins négatif au moment du pic de captures, c'est-à-dire juste avant l'effondrement de la population. Cet exemple illustre que, sans indicateurs de suivi des populations, les estimations d'impact sur l'écosystème peuvent être erronées.

Les questions spatiales en mer trouvent aussi leur pendant du débat *land sparing/land sharing* dans la controverse sur l'interdiction ou non des activités de pêche dans les aires marines protégées. Interdire revient à cloisonner l'espace marin entre zones exploitées et protégées, ce qui s'apparente à l'idée du *land sparing* ; réduire la pression de pêche partout revient à du *land sharing*. Le bénéfice attendu d'une interdiction pour la biodiversité globale dépend — comme pour l'agriculture — de l'hypothèse d'un report de l'effort de pêche en dehors des zones protégées (souvent à la périphérie). Or, des impacts négatifs accrus ont été observés à proximité des aires marines protégées.

Ainsi, les enjeux liés à l'unité fonctionnelle et aux échelles d'analyse sont également pertinents à discuter pour la quantification des impacts de la pêche, bien que les conditions de production soient très différentes. Ils le sont sans doute tout autant pour les impacts de l'aquaculture, bien que ce sujet n'ait pas pu être abordé dans l'étude BiodivLabel.

## 4. Effectivité et efficacité des engagements des labels

Ce chapitre porte l'attention sur le fonctionnement des labels afin d'appréhender l'effectivité des promesses annoncées dans les cahiers des charges et l'efficacité des labels comme instruments volontaires de régulation environnementale pour les produits alimentaires. Nous présenterons comment les labels s'assurent que les recommandations ou obligations des cahiers des charges entrent effectivement dans la routine des producteurs et comment ces garanties sont maintenues, ou pas, jusqu'au consommateur. Puis nous aborderons leurs modèles économiques, l'évolution de l'encadrement législatif et enfin les tendances qui s'amorcent dans des initiatives récentes.

### Identification des fonctions institutionnelles qui modulent la mise en œuvre des règles du label

Le logo d'un label apposé sur un produit n'est que la partie visible derrière laquelle un ensemble de règles œuvre à la réalisation des « promesses » du label. Statut, charte, règlement intérieur, référentiel, cahier des charges, plan de contrôle, protocole de certification, manuel pratique, standard de traçabilité, règlement d'usage, etc., décrivent le « design institutionnel » des labels (Marx *et al.*, 2022), c'est-à-dire l'agencement et l'organisation des instances fonctionnelles et décisionnaires du label qui interviennent à différentes étapes pour élaborer et faire respecter la conformité de ses engagements.

L'infographie 6 synthétise les principales informations développées dans cette section.

### Construction d'une grille d'analyse des designs institutionnels

Les sciences de gestion distinguent quatre fonctions stables dans le design institutionnel de tous les labels :

- **la normalisation** qui est l'activité d'élaboration du cahier des charges ou référentiel ou norme par chaque label. Dans l'étude BiodivLabel, l'expression « cahier des charges » englobe l'ensemble de ces termes. Le cahier des charges s'applique à tous les opérateurs adhérents du label et est révisé périodiquement ;
- **l'attestation** qui regroupe les modalités d'audit et de contrôle attestant de la conformité entre des pratiques avec le cahier des charges. La conformité est au cœur de la certification. Elle peut être dichotomique (oui/non) ou inclusive, c'est-à-dire inclure une gradation dans les engagements (c'est le cas du MSC) ou par

- niveau (par exemple : RSPO). Les modèles de contrôle se sont structurés selon les rôles accordés aux différentes parties prenantes de la labellisation (Loconto, 2017) ;
- **la détermination** qui assure le suivi post-audit, la gestion des cas de non-conformité et le renouvellement de la certification. Cette fonction garantit l'interprétation de ce qui est déterminant dans le label ;
  - **la traçabilité**, c'est-à-dire la mise à disposition de toute l'information nécessaire pour vérifier les engagements tout au long de la vie du produit jusqu'au consommateur final (Alliance Iseal, 2016). Plusieurs modèles de chaînes de traçabilité sont possibles, voire coexistent, pour un même label.

Les acteurs qui interviennent dans chacune de ces activités varient. Le tableau 4.1 recense les principales configurations que l'on rencontre. Il s'inspire du cadre d'analyse « *Regulator, Intermediary and Target* » proposé par Abbott *et al.* (2017) qui distingue : les régulateurs (créateurs et gestionnaires) du label (r) ; les intermédiaires (i) qui peuvent être des organismes de contrôle ou d'accréditation ; et les cibles (t pour *Target*) qui sont les producteurs (opérateurs), ainsi que les consommateurs et/ou des entreprises de transformation alimentaire.

## ■ Résultats pour les labels étudiés

**Normalisation : une gouvernance plus ou moins proche des producteurs.** La place des opérateurs dans la création du cahier des charges varie. Pour les certifications AOP/IGP et Label Rouge, les producteurs, organisés en groupements, proposent le cahier des charges et les critères de contrôle. Ce processus de normalisation endogène est encadré par le règlement européen (pour les AOP/IGP) et par le code rural et de la pêche maritime (AOP et produits Label Rouge), et le cahier des charges est homologué par l'Inao. Dans les cas de RSPO, RTRS, Nature & Progrès, Demeter et Bleu-Blanc-Cœur, les labels confient l'élaboration du cahier des charges à un comité d'experts et organisent une représentation des producteurs et des transformateurs/consommateurs destinataires dans les instances décisionnaires. Le règlement Bio européen, l'écolabel Pêche durable, HVE, Rainforest Alliance, MSC et ASC mobilisent différents comités techniques, scientifiques et consultatifs associant des représentants publics et privés qui vont participer à l'élaboration du cahier des charges. On parle alors de « normalisation participative ». Cette participation s'appuie plus ou moins sur des instances représentatives (ASC moins que MSC, par exemple). Enfin, les créateurs et destinataires du label peuvent être indépendants. La normalisation est alors exogène.

**Attestation et détermination : des modalités de contrôle plus ou moins déléguées à des tiers.** La vérification de la conformité s'organise selon deux modèles : le contrôle par tierce partie indépendante ou bien l'évaluation par seconde partie qui implique les opérateurs dans la phase de contrôle. L'analyse des différents labels a permis d'identifier sept configurations mettant en évidence une diversité d'approches et d'externalisations des activités d'attestation (contrôle) et de détermination (octroi, retrait, renouvellement de la certification) par les gestionnaires du label.

**Tableau 4.1.** Synthèse des éléments de design institutionnel des labels : fonctions et acteurs selon la grille d'identification de Abbott *et al.* (2017), avec les régulateurs (r), les intermédiaires (i) et les cibles de la certification (t).

Élément de design institutionnel	Qualification de cet élément	Description du rôle des parties prenantes du label / méthode de traçabilité
<b>Normalisation (création du label)</b> Qui crée les règles et le cahier des charges ? Et qui le renouvelle ?	Normalisation endogène	Les créateurs (r <sub>1</sub> ) et décisionnaires (r <sub>2</sub> ) de la norme sont également les destinataires de la norme (t).
	Normalisation représentative	Des représentants des destinataires de la norme (t) prennent part à son adoption mais ne sont pas inclus dans sa création.
	Normalisation participante	Des représentants des destinataires de la norme (t') sont associés au processus d'élaboration de la norme mais pas à la décision.
	Normalisation exogène	Les créateurs (r <sub>1</sub> ) et décisionnaires de la norme (r <sub>2</sub> ) sont extérieurs à son application par les destinataires de la norme (t).
<b>Attestation (types de contrôle)</b> Qui est en charge des audits et contrôles ? Qui accrédite leur qualité ?	Attestation par seconde partie	Les opérateurs impliqués dans la chaîne de commercialisation (b) ou (t) et/ou dans le processus de normalisation (r) sont impliqués dans des fonctions d'audit et de contrôle.
	Attestation par tierce partie indépendante accréditée	Les audits sont menés par un organisme de contrôle (i <sub>1</sub> ), lui-même certifié par une structure d'accréditation (i <sub>2</sub> ).
	Attestation par tierce partie indépendante non accréditée	Les audits de contrôle sont menés par un organisme de contrôle (i <sub>1</sub> ), choisi par le titulaire du label (r ou r <sub>2</sub> ), en fonction de critères qui lui sont propres.
<b>Détermination (gestion des non-conformités, renouvellement de la certification)</b> Qui est en charge du suivi des (non-) conformités aux règles du label ? Qui attribue le label ?	Détermination par seconde partie, séparée	Les activités de détermination du label sont assurées par des représentants des cibles de la norme (t'), mais organisées à l'intérieur des structures de gouvernance du label (r ou r <sub>2</sub> ) afin d'assurer une séparation des rôles.
	Détermination par tierce partie	La détermination est effectuée par les instances en charge de la normalisation du label, qui n'ont pas de relation directe avec les destinataires de la règle (r, r <sub>1</sub> ou r <sub>2</sub> ).
	Détermination par tierce partie déléguée	Une majeure partie des activités de détermination est déléguée par le gestionnaire du label à un intermédiaire (souvent l'organisme de contrôle, i <sub>1</sub> ).

Élément de design institutionnel	Qualification de cet élément	Description du rôle des parties prenantes du label / méthode de traçabilité
<b>Traçabilité (chaîne de transmission des attributs)</b> Quel est le modèle de traçabilité jusqu'au consommateur final ?	Traçabilité intégrale	Identité préservée : le produit est physiquement séparé tout au long de la chaîne de production, son origine est conservée et documentée jusqu'au consommateur final.  Identité ségréguée : le mélange de produits du même label est autorisé. Ils restent séparés physiquement des flux des autres produits.
	Traçabilité partielle	Bilan de masse à l'échelle du lot : le mélange avec un ratio minoritaire de produits non certifiés est permis. Ce ratio constant est tracé.
	Traçabilité découplée	Bilan de masse à des échelles plus larges (sites, groupement d'achats) : la proportion de produits certifiés devient minoritaire.  Achat de crédits : le produit et le certificat sont dissociés. Le produit certifié est vendu sur les marchés classiques. Mais le fait d'avoir été produit selon le cahier des charges ouvre un crédit que le titulaire du label vend sur une plateforme dématérialisée.
	<p>r : organisme public ; r<sub>1</sub> : créateur du cahier des charges ; r<sub>2</sub> : décisionnaire, i<sub>1</sub> : organisme de contrôle ; i<sub>2</sub> : les structures d'accréditation ; t : opérateurs/producteurs ; t' : acheteur, consommateur ; b : industriel ou commerçant dans la chaîne de valeur. Source : étude BiodivLabel.</p>	

Concernant le contrôle, le modèle de certification par tierce partie est le plus couramment utilisé. Il fait appel à un organisme certificateur indépendant qui vérifie la conformité aux exigences du label (audit). Des nuances existent à l'intérieur de ce modèle, selon un gradient d'institutionnalisation et de standardisation de la pratique de contrôle : fort si l'organisme certificateur est accrédité ISO 17 065 (modèle dominant dans les standards privés de durabilité) ou moins fort si l'organisme certificateur est choisi directement par le titulaire du label. L'UE a statué pour une certification par tierce partie indépendante pour les labels publics volontaires, alignant ses réglementations sur les normes ISO. Les labels MSC, ASC et RSPO utilisent un système d'accréditation non-ISO *via* l'Assurance Service International. D'autres, comme le label Demeter, choisissent d'agréer directement leurs organismes certificateurs. Le second modèle d'attestation, appelé SPG, implique les acteurs de la chaîne de production et de distribution dans le processus d'audit et de certification. Ce système, qui favorise la proximité avec les réalités du terrain et permet une adaptation aux spécificités locales, est celui de Nature & Progrès.

Si certains labels gèrent en interne la décision finale d'attribution du label (modèle classique), ils sont de plus en plus nombreux à externaliser cette fonction à des organismes certificateurs. Cette externalisation de la gestion de la certification permet une standardisation et une certaine économie d'échelle. Elle s'observe notamment

sur des labels à destination de chaînes de valeur globales (par exemple : MSC, ASC) et de filières de commodités agricoles (par exemple : RTRS, RSPO). Certaines certifications environnementales publiques sont également gérées sur ce modèle (par exemple : HVE).

Cette standardisation des pratiques de contrôle s'est progressivement organisée, à l'international, autour de l'Alliance Iseal et de son référentiel commun (en anglais, *assurance code*) qui promeut le contrôle par tierce partie. Cependant, on observe récemment l'affirmation de modèles alternatifs par seconde partie et des variations apportées au modèle classique, en réponse aux enjeux de rentabilité et de flexibilité dictés par les logiques de fonctionnement des chaînes globales de valeur alimentaires.

**Traçabilité : modalités de transmission des attributs du label.** Trois configurations coexistent (tableau 4.1). La traçabilité est intégrale lorsque les produits certifiés sont transportés, transformés et commercialisés séparément des produits conventionnels. La transparence est maximale et l'identité « physique » du produit est préservée tout au long de la chaîne. La traçabilité est partielle lorsque la ségrégation des produits labellisés autorise le mélange des lots entre des produits certifiés similaires. La traçabilité physique du produit diminue.

Le modèle dit de « bilan de masse » — largement utilisé dans les marchés du thé, café, soja, huile de palme, etc. — mélange les produits certifiés et conventionnels selon des proportions variables. Si le mélange se fait au niveau d'un lot, la proportion de produits labellisés est généralement élevée : la traçabilité reste partielle. Elle est découplée lorsque le modèle de traçabilité dissocie la certification et le produit physique, soit parce que le bilan de masse n'assure pas un ratio majoritaire de produits labellisés, soit parce qu'on est dans un système de crédits (*book and claim*) où le lien au produit se perd complètement. Cette option récente est prisée lorsque les opérateurs veulent tenir des engagements de durabilité mais ne veulent, ou ne peuvent, pas changer la structure des marchés. Les produits labellisés sont alors vendus indistinctement sur le marché agroalimentaire classique. Le consommateur n'a pas la garantie de manger le produit certifié, mais il est assuré qu'une quantité identique à celle qu'il achète a été produite selon les règles du label. Parallèlement, le fait d'avoir été produit selon le cahier des charges ouvre un crédit que le titulaire du label vend sur une plateforme dématérialisée. La création de crédits biodiversité, à l'instar des crédits carbone, était au cœur des discussions de la COP 16 CDB en novembre 2024.

### **■ Propositions d'attributs institutionnels en mesure d'assurer la conformité aux règles et l'adhésion des producteurs et pêcheurs aux bonnes pratiques**

Au-delà des bénéfices attendus grâce au cahier des charges, l'efficacité du label dépend, d'une part, de sa capacité à faire adopter des règles par de nombreux opérateurs et, d'autre part, de sa capacité à accompagner l'intégration des exigences, dans

les routines productives des opérateurs sans qu'ils se découragent ou contournent les règles, même s'ils ne parviennent pas à obtenir les résultats souhaités.

Dans cette optique, Nava et Tampe (2023) proposent de considérer la démarche de labellisation de manière dynamique : à la phase d'entrée dans la démarche de labellisation, succède la phase d'intégration. Ces deux moments, difficilement dissociables, présentent des risques de découplage règles/pratiques ou fins/moyens qui peuvent se traduire par un manque d'adhésion, par un manque d'appropriation des objectifs et règles du label, ou par une inadéquation entre les règles et leur contexte d'application.

Les deux auteurs identifient trois sources de tensions susceptibles de peser dans cette balance bénéfique/risque : 1) la relation de proximité à la source de la règle (c'est-à-dire aux créateurs du cahier des charges), 2) la place laissée à l'autonomie lors de l'application du cahier des charges et 3) les sources d'interprétation dans l'appropriation des recommandations et prescriptions. Ces sources de tensions correspondent à trois dimensions du design institutionnel des labels que nous avons identifiées : la normalisation, l'attestation et la détermination. Les designs institutionnels révèlent comment les labels arbitrent ces tensions. Certains attributs des designs institutionnels prennent, plus facilement que d'autres, en charge ces tensions, et peuvent limiter les risques de découplage sans avoir recours à des mesures additionnelles.

## I Résultats pour les labels étudiés

La page de gauche de l'infographie 6 décrit ces tensions et positionne les 13 labels étudiés à chaque étape.

**Balance bénéfique/risque de la proximité à la source de la règle.** Lorsque la création du cahier des charges est endogène, la création et l'adoption de la norme sont entre les mains des mêmes personnes. L'intégration des règles sera alors *a priori* bonne. Cependant, il peut y avoir un risque que le cahier des charges n'intègre pas de fortes contraintes que ses créateurs s'imposeraient à eux-mêmes, et soit donc peu exigeant sur certains changements de pratiques. Concernant la dynamique d'adhésion, il peut être difficile d'entrer dans un groupe auto-constitué, en revanche les liens d'adhésion sont *a priori* forts. À l'inverse, dans une normalisation exogène, l'adhésion est facilitée par les gages de reconnaissance d'un cahier des charges extérieur aux opérateurs ; en revanche, les producteurs doivent trouver les procédures et techniques qui leur permettront d'adapter les préconisations du label à leur contexte local.

Dans notre échantillon, la majorité des labels se situe dans des configurations intermédiaires qui associent titulaires du label, gestionnaires de la norme et opérateurs selon des formats plus ou moins participatifs ou représentatifs. Ces configurations semblent à même d'absorber la tension entre adoption et intégration des règles, alors que les normalisations endogène et exogène nécessitent des mécanismes additionnels pour équilibrer ou compenser les risques. Par exemple, l'AOP Comté et les produits Label Rouge qui ont une normalisation endogène limitent le risque par une validation légale

de la norme par la puissance publique. Les labels adossés à un cahier des charges international vont, eux, devoir décliner leur référentiel par régions et types de production. C'est le cas, par exemple, d'ASC dont le référentiel s'appuie sur le Code de bonnes pratiques de pêche durable de la FAO (l'article 9 couvre l'aquaculture).

**Balance bénéfique/risque dans l'application et la gestion des écarts à la norme.** La gestion du cahier des charges dans le temps peut offrir plus ou moins de latitude aux opérateurs. La variété des designs traduit l'arbitrage difficile de cette question. D'un côté, un label qui s'adresse potentiellement à un grand nombre d'opérateurs a besoin d'une forte formalisation des règles et d'une standardisation des contrôles. De l'autre, l'appropriation effective du cahier des charges dans les routines des opérateurs plaide pour une dose d'autonomie dans la phase d'appropriation et d'adaptation des pratiques au contexte spécifique de l'opérateur. Le recours à une tierce partie indépendante garante de l'autonomie de la certification est de plus en plus exigé. Il est néanmoins de plus en plus discuté par les acteurs et dans les travaux de recherche.

Ce modèle a en effet favorisé l'émergence d'intermédiaires privés — les organismes de contrôle — qui, en vérifiant régulièrement les pratiques des opérateurs, assurent une médiation entre ces opérateurs et les titulaires du label. Ce faisant, ils induisent une distanciation entre les titulaires du label et les opérateurs qui peut se traduire par une conformité apparente, sans transformation réelle des pratiques. La diversité des stratégies d'accréditation observée — ISO, non-ISO, accréditation déléguée, non-accréditation, etc. — montre la recherche de manières de faire pour moduler ce risque en permettant une souplesse dans l'interprétation des règles (loyauté à l'esprit du label) et en alliant aux opérations de contrôle une forme d'apprentissage collectif des critères de conformité.

**Seule la traçabilité intégrale garantit l'origine et la certification du produit consommé.**

La traçabilité jusqu'au consommateur est peu traitée dans la littérature scientifique. Hinkes et Peter (2020) l'expliquent par le fait que les travaux sur les labels reposent sur le postulat que le consommateur étant mieux informé grâce au logo du label, ses achats encouragent, en retour, la production des produits labellisés. Les modèles de traçabilité se sont pourtant beaucoup diversifiés depuis le début des années 2000. Parmi les trois modalités présentées plus haut (tableau 4.1), seule la traçabilité intégrale garantit au consommateur l'origine du produit.

En effet, les échanges sur les marchés mondiaux (soja, huile de palme, cacao, café, thé, poisson, etc.) ne se prêtent pas bien aux modèles de traçabilité intégrale ou partielle parce qu'ils nécessitent une segmentation des filières et des volumes, par cahier des charges, à toutes les étapes du stockage, du transport et de la transformation. Cela met à mal les économies d'échelle des modèles commerciaux agroalimentaires globaux (Amiel *et al.*, 2019). C'est pourquoi la traçabilité découplée est généralement privilégiée. En contrepartie, le consommateur n'a pas la garantie que ce qu'il mange soit issu d'une production certifiée.

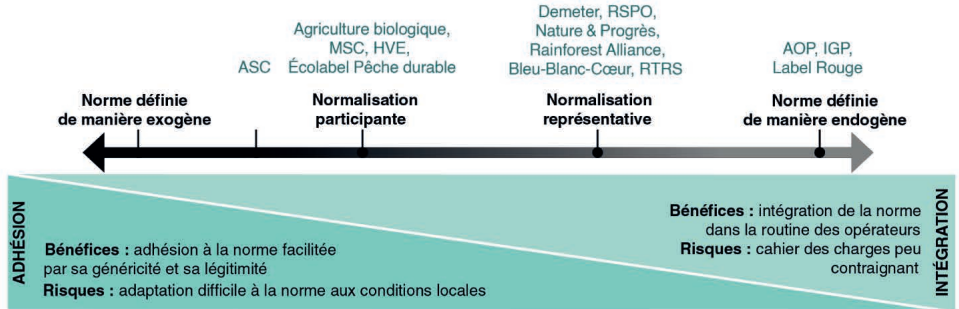
## Infographie 6 - Tenir les promesses : le design institutionnel des labels

### DÉMARCHE DE LABELLISATION : UN PROCESSUS DYNAMIQUE

Les labels doivent arbitrer des tensions entre adhésion et intégration de changements de pratiques par les cibles du label. Les modalités d'organisation et de relations entre les créateurs (régulateurs), intermédiaires (auditeurs) et opérateurs des filières (cibles) déterminent la manière de gérer ces tensions. Cela peut être illustré par une balance bénéfice/risque.

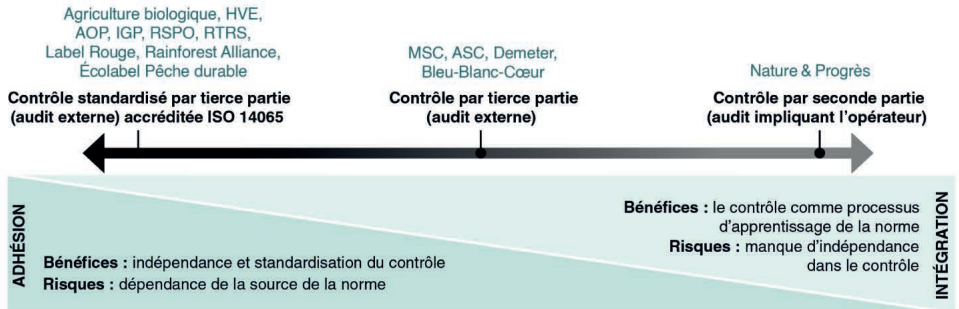
#### NORMALISATION : création du cahier des charges

Les opérateurs sont plus ou moins impliqués.



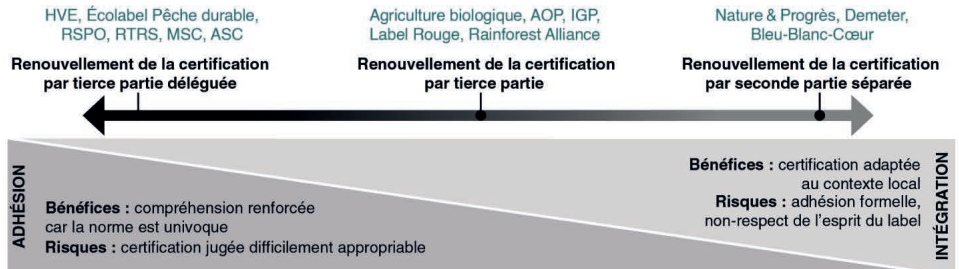
#### ATTESTATION : audits

Les modèles de contrôle offrent une marge d'agentivité aux opérateurs.

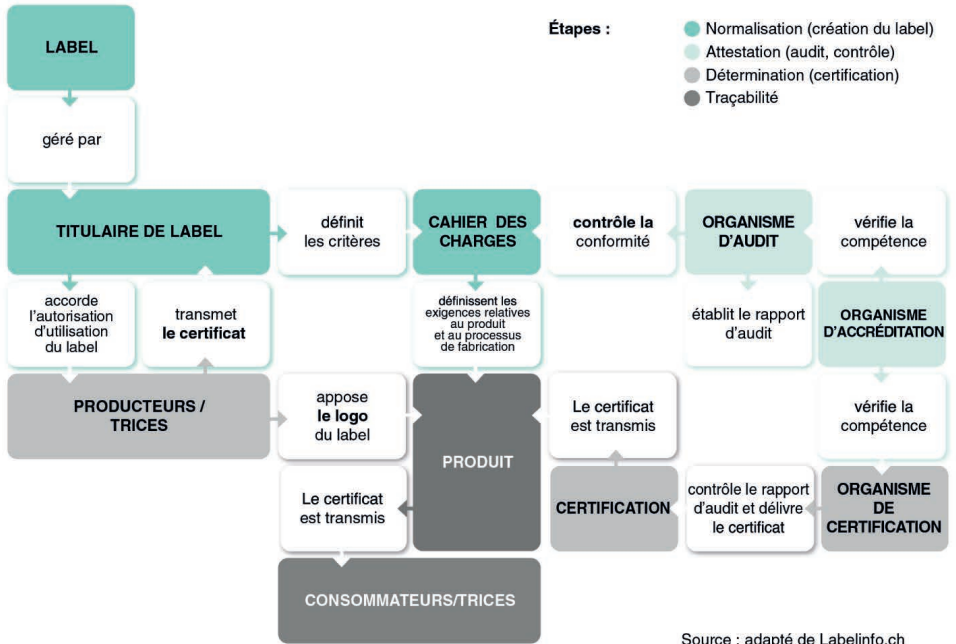


#### DÉTERMINATION : certification

La gestion de la conformité et le renouvellement de la certification offrent une marge d'interprétation de la norme plus ou moins univoque ou flexible.



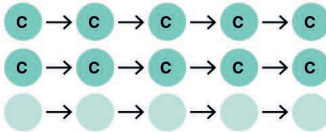
## ÉTAPES ET FONCTIONS DU DESIGN INSTITUTIONNEL



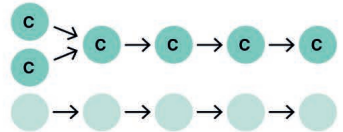
Source : adapté de Labelinfo.ch

## LES DIFFÉRENTES CHAÎNES DE TRAÇABILITÉ

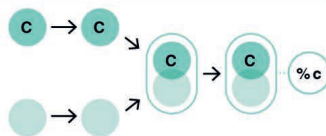
Identité préservée



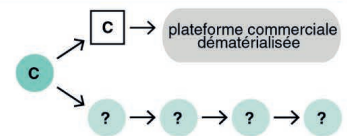
Identité ségréguée



Bilan de masse



Achat de crédits (Book and claim)



● C Produit certifié   ● Produit non certifié   ? Produits sans certificat, ou statut peu clair de la certification   □ C Certificat   ● % C Mélange de produit

Source : Loconto, 2017.

D'autres problèmes découlent d'une traçabilité découplée. Le risque de fraude augmente : création de faux certificats, fraude dans les registres, etc. (Heron *et al.*, 2018). Par ailleurs, le partage des responsabilités entre les plateformes qui administrent l'échange de crédits et les labels n'est pas clair : l'organisation RSPO est-elle, par exemple, responsable des certificats de durabilité échangés sur GreenPalm – organisation privée qui administre le système d'achat/vente de crédits – ou pas ? Mais surtout, en créant une opportunité marchande pour des certificats de durabilité, les acteurs économiques et les pouvoirs publics se détournent de l'objectif premier de développer des (nouvelles) filières durables. Une étude indique même que le découplage de la certification et du produit aurait tendance à réduire la quantité de soja produite selon des critères « zéro déforestation » (Mol et Oosterveer, 2015). C'est pourquoi nous avons gradué la robustesse de la traçabilité selon les critères de transparence et de crédibilité (tableau 4.2).

Le tableau synthétique 4.2 offre une vue d'ensemble des designs institutionnels des labels au regard des niveaux de risque de découplage assumés aux phases d'adhésion ou d'intégration du label. Plus les couleurs sont denses, plus les labels devront mettre en place des mesures additionnelles pour limiter certains risques de découplage. Au contraire, les couleurs pâles traduisent des approches plus équilibrées entre risques.

**Tableau 4.2.** Comparaison des stratégies de gestion des risques de découplage dans les labels.

Design institutionnel	Dem	AB	N&P	HVE	Comté	LR	BBC	RA	RSPO	RTRS	ASC	MSC	EPD
Normalisation	light purple	light blue	light purple	light blue	medium purple	medium purple	light purple	light purple	light purple	light purple	medium blue	medium blue	medium blue
Attestation	dark grey	medium blue	medium purple	medium blue	medium blue	medium blue	dark grey	medium blue	medium blue	medium blue	dark grey	dark grey	medium blue
Détermination	medium purple	dark grey	medium purple	medium blue	dark grey	dark grey	medium purple	dark grey	medium blue	medium blue	medium blue	medium blue	medium blue
Traçabilité	medium purple	medium purple	medium purple	medium purple	medium purple	medium purple	medium purple	light blue	medium blue	medium blue	medium blue	medium purple	medium purple

Un profil entièrement vert indique une stratégie inclusive tournée vers l'adhésion, mais un risque plus fort de non-respect du cahier des charges. Un profil entièrement pourpre indique une stratégie qui cherche à garantir l'intégration du cahier des charges dans les routines productives des opérateurs mais est moins inclusive. Un profil diversifié de couleurs et des couleurs plutôt pâles révèlent une gestion nuancée des risques.  
 Source : étude BiodivLabel.

**Enfin, les exigences accrues en termes de transparence** font écho à au moins trois réflexions issues de l'analyse des cahiers des charges et du design institutionnel des labels. La première concerne la traçabilité dont nous avons montré qu'elle doit être intégrale pour garantir l'origine et le mode de production du produit ; ce qui suppose de revoir profondément l'organisation des filières. La deuxième aborde l'accès aux informations : seule une minorité des labels étudiés publie en libre accès les rapports d'audits, sur leur site web (par exemple : MSC et ASC). Cette transparence, utile pour expertiser

les labels, est mise en avant par les labels privés. Ce n'est en effet pas le cas des labels publics car la norme ISO garantit la confidentialité des données des opérateurs. La troisième réflexion souligne la difficulté d'évaluer les labels du fait des révisions fréquentes de leurs cahiers des charges. Ces actualisations créditent leur bonne volonté à s'améliorer en continu, mais complique toute évaluation un peu lourde, celle-ci étant soit déjà, soit prochainement, caduque. La moitié de notre échantillon de labels (6 sur 13) a modifié son cahier des charges au cours des deux dernières années ou s'apprête à le faire, la période de transition/consultation pouvant être longue (par exemple : 2022-2026 pour le MSC).

## Démarches récentes favorables à la biodiversité

Après avoir étudié un échantillon de labels bien installés dans les systèmes agricoles et alimentaires, il nous a semblé utile d'explorer quelques initiatives récentes qui ciblent davantage la biodiversité et proposent de nouvelles formes d'organisation et d'insertion dans les marchés alimentaires. Ces initiatives émergent souvent hors des cadres préexistants de la labellisation, lesquels semblent d'ailleurs peu réactifs aux incitations politiques d'introduire des critères de biodiversité dans leurs cahiers des charges (Di Lauro, 2023).

### Valoriser des aliments dont la production est favorable à la biodiversité

Les exemples ci-dessous illustrent la variété des initiatives valorisant un approvisionnement plus favorable à la biodiversité et les enjeux de leurs modèles socioéconomiques.

**La filière Biodiversités maraîchines**<sup>31</sup> lancée en 2020 par l'Association pour la valorisation de la race bovine maraîchine et des prairies humides, par deux magasins Biocoop locaux et par la Ligue de protection des oiseaux de Vendée, soutient des modes d'élevage respectueux de la biodiversité sauvage et domestique, impliquant la race locale rustique maraîchine. En 2025, 20 exploitations, certifiées sous label AB ou Nature & Progrès, 17 restaurants, 10 cantines et des particuliers acheteurs en vente directe font vivre cette filière dans la région de Châteauneuf en Vendée. Le cahier des charges<sup>32</sup> spécifie des pratiques telles que l'inondation des prairies au printemps, le développement des haies bocagères, le retour vers la prairie naturelle, le pâturage de roseaux et autres végétations atypiques en élevage. Leur adoption n'est pas obligatoire mais un dispositif nommé « Dialogue permanent pour la Nature<sup>33</sup> », inspiré du SPG de Nature & Progrès, accompagne les projets d'élevage.

31. <https://vendee.lpo.fr/la-micro-filiere-biodiversites-maraichines/> (consulté le 11/02/2026).

32. <https://vendee.lpo.fr/dialogue-permanent-pour-la-nature> (consulté le 11/02/2026).

33. <https://www.ifoam.bio/en/ifoam-family-standards-o> (consulté le 30/04/2025).

**Le « Bar de Ligne de la Pointe de Bretagne »** est un label créé en 1993 pour différencier le bar pêché du bar d'aquaculture, importé de manière croissante de Grèce et de Turquie. Positionné comme un signe de qualité issu de la pêche artisanale locale, il impose de pêcher à la ligne, ce qui est moins impactant sur la biodiversité marine, et interdit — ce qui est rare — les captures pendant la période de frai du bar. La démarche, au début rentable, a permis que certains patrons pêcheurs allègent leur pression de pêche sur les stocks de bar (Charles et Boude, 2004). Cependant, en 30 ans, le bar de ligne a acquis une notoriété indépendamment du label, lequel a alors perdu de son intérêt économique. De plus, l'absence de régulation des pêches sur le bar a mené à sa surpêche, avec des chaluts, dans la zone incluant la pointe bretonne, montrant les limites de l'initiative, y compris pour la biodiversité si elle n'est pas accompagnée politiquement.

**L'entreprise Poiscaille** vend depuis 2014 des produits de la mer fournis par 200 pêcheurs côtiers à quelque 20 000 abonnés dans une logique de circuit court *via* la vente en ligne (Daurès *et al.*, 2022). Les engagements excluent les engins de pêche les plus préjudiciables pour la biodiversité comme les chaluts et dragues. L'offre promeut une diversité d'espèces (109 espèces proposées), même si 80 % des volumes concernent 14 espèces. La situation économique de Poiscaille reste fragile dans un contexte où le consentement à payer pour des systèmes alimentaires alternatifs est instable (Witter *et al.*, 2021).

**Le label Bee Friendly** a été créé par des syndicats apicoles européens en 2014. Le cahier des charges interdit les pesticides toxiques pour les pollinisateurs, encourage la présence de biodiversité sur les exploitations ainsi que les liens entre les mondes agricole et apicole. En 10 ans, plus de 2 000 agriculteurs ont été accompagnés sur une trentaine de filières par une équipe d'agronomes, car la particularité de ce projet est de proposer un volet développement agricole. Le label s'adresse aux agriculteurs mais aussi aux acteurs industriels, à la grande distribution et à certains magasins bio spécialisés. Malgré une reconnaissance de ses bonnes pratiques par les pouvoirs publics dans le plan pollinisateurs (2021), la pérennisation du projet n'est pas assurée.

**L'association Demain la Terre** a été créée par une dizaine d'entreprises productrices et metteuses en marché de fruits et légumes. Elle est à l'origine des labels « Sans résidu de pesticide détecté » ou « Cultivés sans pesticide de synthèse ». Demain la Terre représente environ 2 % de la production française, grâce à des accords-cadres avec des supermarchés, la restauration collective et des grossistes. Elle regroupe 23 entreprises et 450 producteurs (données de 2021). En 2015, le ministère de l'Agriculture a reconnu l'équivalence entre ce label et le niveau 2 de la certification environnementale, lui permettant de recevoir des aides du 2<sup>e</sup> pilier de la Pac. En 2018, Demain la terre s'est associée avec les labels Bleu-Blanc-Cœur, Blé de nos campagnes et Vignerons en développement durable pour lancer l'initiative « Troisième voie ». Un autre collectif, Nouveaux Champs (créé en 2017), occupe le même créneau avec son label « Zéro résidu de pesticides »<sup>34</sup>.

34. <https://www.nouveaux-champs.fr/demarches/> (consulté le 30/01/2026).

**Au niveau international, Produits de Jardins-Forêts (PJF)** a été fondé en 2012 par le Réseau international de foresterie analogue<sup>35</sup> présent au Sri Lanka, en Équateur et au Costa Rica. Connue en anglais sous le nom de Forest Garden Product, cette certification agrège des pratiques biologiques (PJF est membre de la fédération internationale des mouvements de l'agriculture biologique) et sylvicoles qui imitent les fonctions écologiques et la structure architecturale d'une forêt primaire. La certification utilise des indicateurs sur la flore et la faune, sur la santé des sols, et des critères de maturité et fonctions écologiques, ainsi qu'un rapport équilibré entre la biomasse et la biodiversité. En 2025, une seule entreprise française utilise la norme PJF : Guyapí, qui collabore avec la communauté Sateré Mawé au Brésil et est également membre de la plateforme Commerce équitable France<sup>36</sup>.

**L'Union for Ethical Bio Trade (UEBT)** (UEBT, 2007) est une association issue d'une initiative des Nations unies, entre la Convention pour la diversité biologique (CBD) et la Conférence des Nations unies sur le commerce et le développement. Sa mission est de « régénérer la nature et d'assurer un meilleur avenir pour les hommes grâce à l'approvisionnement éthique d'ingrédients issus de la biodiversité » (UEBT, 2020)<sup>37</sup>. L'UEBT se concentre sur les plantes, sur les champignons ou sur les organismes microbiens qui peuvent être consommés comme herbes et épices ou utilisés à des fins médicinales ou cosmétiques. L'association travaille en lien avec des communautés locales et privilégie une démarche d'amélioration continue, avec différents labels qualificatifs selon l'ambition<sup>38</sup>. En 2024 a été introduit un niveau *regenerative* pour permettre aux opérateurs de déclarer leurs pratiques en agriculture régénératrice<sup>39</sup>. Depuis 2021, une collaboration avec Rainforest Alliance permet l'affichage du logo Rainforest Alliance sur les tisanes et les épices de l'UEBT.

**Bluenumbr® (B#ID)** est une société d'utilité publique du Delaware (États-Unis) qui fournit des services pour le respect des droits sur les données écosystémiques et pour lutter contre la déforestation<sup>40</sup>. Elle attribue une identité numérique, B#ID, semblable à un code-barres aux personnes, aux organisations ou aux lieux afin de garantir leur traçabilité sur les marchés internationaux (Loconto, 2024). Environ 18 000 producteurs et 11 000 localités détiennent une B#ID. C'est dans le secteur de l'huile de palme que les B#ID sont le plus utilisées pour garantir l'origine et la certification RSPO de petits exploitants agricoles. Cette démarche accompagne notamment les producteurs et les

35. La foresterie analogue (*analog forestry* en anglais) allie des objectifs de production sylvicole et de restauration des écosystèmes naturels. Le réseau international de foresterie analogue promeut les modes de subsistance des communautés forestières (<https://analogforestrynetwork.org/>, consulté le 30/04/2025).

36. <https://www.guayapi.com/notre-demarche/> (consulté le 30/04/2025).

37. UEBT. La « Norme BioCommerce Éthique » de l'UEBT : <https://static1.squarespace.com/static/58bfcf22994ca36885f063e/t/6400a90deba3e21e652bd48c/1677764878989/UEBT-FinalStandard-French.pdf> (consulté le 11/02/2026).

38. <https://static1.squarespace.com/static/58bfcf22994ca36885f063e/t/6527a738227fd50603736e4a/1697097560261/About+UEBT+Programmes.pdf> (consulté le 30/04/2025).

39. <https://uebt.org/about-uebt> (consulté le 30/04/2025).

40. <https://bluenumbr.org/> (consulté le 30/04/2025).

entreprises exportatrices pour qu'ils se conforment à la réglementation européenne « Zéro déforestation importée ».

**La Fondation Slow Food** pour la biodiversité s'inspire des actions de préservation de la biodiversité sauvage pour répertorier des produits agricoles et alimentaires « menacés d'extinction » qui sont « sauvés » par la branche Sentinelle de la Fondation. En 2025, 685 « sentinelles », dont 25 en France, protègent des races, semences et produits transformés. Ces initiatives ne sont pas des labels de qualité ou d'origine, mais peuvent être un levier d'action pour en créer.

## ■ Des démarches territoriales soutenues par des acteurs publics et privés

Trois démarches illustrent la tendance de territorialisation et de responsabilisation des collectivités locales.

**Biovallée®** est un projet de territoire pionnier qui a fait de la vallée de la Drôme un cas d'étude exemplaire en matière de préservation et de valorisation des ressources naturelles. La démarche entamée dans les années 1970 s'est progressivement transformée en une marque, puis en un « bio district ». La marque Biovallée® symbolise la démarche globale. Chaque partenaire s'engage à respecter des objectifs tels que réduire de moitié sa consommation d'énergie, produire de l'énergie renouvelable, acheter et produire des produits locaux et biologiques, promouvoir la finance éthique. Un système de notation des engagements permet de certifier le statut de membres de la marque Biovallée®.

**Le projet « Dijon alimentation durable 2030 »** porté par la métropole (Nicklaus, 2021) comporte une composante forte sur la biodiversité des sols. Un des objectifs consiste à élaborer un référentiel territorial de la qualité écologique des sols de l'aire urbaine (3 500 kilomètres carrés). Le tableau de bord des indicateurs est le plus complet jamais appliqué à ce jour à cette échelle : 600 sites, 50 indicateurs opérationnels couvrant la diversité de l'ensemble des organismes du sol. La collecte de données et les analyses impliquent les citoyens, les agriculteurs et une dizaine de laboratoires publics ou privés. L'intention est d'objectiver l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité tellurique et de vérifier l'adéquation entre usages et qualité écologique des sols dans la gestion du foncier. À terme, la biodiversité du sol pourrait être intégrée dans la conception d'un futur label durable et donc contribuer à motiver une transformation alimentaire et écologique des territoires.

**« Certified Evaluation Tool for Agriculture Resource Analysis of Natural Farming » (Inde)** : officiellement lancée en 2018, la plateforme du Système alimentaire durable pour l'agriculture naturelle (en anglais, Sustainable Food Systems Platform for Natural Farming [SuSPNF]) est une approche innovante de certification. L'agriculture naturelle repose sur les principes de la médecine ayurvédique et de l'agriculture biodynamique : elle exclut l'achat d'intrants exogènes. Le système de certification comporte

trois paliers (étoiles). Pour s'engager, il suffit d'apprendre et d'appliquer des pratiques agricoles naturelles. Les trois étoiles sont atteintes quand l'agriculteur est autonome. Quelque 135 000 agriculteurs adhèrent au SuSPNF. Le design institutionnel est original : il s'agit d'une auto-certification (Vashishat *et al.*, 2024) avec un système de gestion de la qualité et des données en ligne, auquel tout citoyen a accès et grâce auquel il peut aussi dénoncer une non-conformité. Le gouvernement de l'État de l'Himachal Pradesh, partenaire de l'initiative, a créé des marchés publics spécifiques afin d'accorder des prix préférentiels aux produits certifiés.

## I Bilan

Ces quelques exemples, loin d'être exhaustifs, montrent une volonté de dépasser une certaine standardisation des labels et de mieux intégrer la spécificité des contextes et des savoirs locaux. Ils reposent sur des formes de gouvernance plus participatives, mobilisant à la fois des producteurs, des consommateurs et des acteurs des filières autour de valeurs partagées sur la biodiversité. Ils ouvrent souvent sur des cadres plus inclusifs et plus évolutifs.

## Contexte économique et législatif instable

L'efficacité des labels passe aussi par leur insertion économique et par la place qui leur est accordée législativement et politiquement dans le système alimentaire afin d'assurer la viabilité des entreprises, les fermes agricoles, aquacoles et pêcheries et, à l'autre bout de la chaîne de valeur, d'assurer l'accès des consommateurs à des produits sains et durables. Cette place est actuellement questionnée et fragilisée par un contexte économique tendu et par un repli politique en matière d'engagements environnementaux. Sans être au cœur de l'étude, l'éclairage qui suit apporte des éléments de contextualisation.

## I Des modèles économiques qui orientent l'identité des labels

Nous nous sommes limités à repérer quelques points clés des modèles économiques des deux labels les plus étudiés : l'agriculture biologique et MSC.

**En agriculture biologique, la viabilité repose sur un prix premium et une moindre dépendance aux intrants.** Le développement des produits bio dans le monde est un fait majeur des années 2000. Leur consommation a été multipliée par cinq sur les 20 dernières années. En France, les ventes atteignent environ 6 % du panier des ménages. Les consommations européennes les plus élevées, localisées en Autriche et au Danemark, se situent respectivement à 11 et 12 % du panier alimentaire (Commission européenne, 2023). Les motivations des consommateurs bio sont relativement homogènes : elles mélangent une sensibilité aux enjeux environnementaux, aux risques nutritionnels, à la qualité, à la naturalité et à la proximité relative entre producteurs

et consommateurs (Katt et Meixner, 2020). La contraction des marchés depuis 2020 s'explique principalement par la contrainte des prix élevés dans un contexte inflationniste et la perte de pouvoir d'achat (Melovic *et al.*, 2020). Elle pèse sur les nouvelles conversions, qui se sont effondrées en France depuis trois ans (Agence bio)<sup>41</sup>. La mise en retrait du Pacte vert européen (*European Green Deal*) et de sa stratégie qui faisait de l'expansion de l'agriculture biologique une priorité pour l'agriculture européenne freine aussi la dynamique du secteur. De plus, alors que, dans la grande majorité des pays européens, les agriculteurs bio touchent plus de subventions que leurs homologues par unité de travail agricole, ce n'est pas le cas en France, en grandes cultures notamment<sup>42</sup>. Le soutien public est pourtant jugé crucial pour inciter à la conversion et au maintien de l'agriculture biologique (Casolani *et al.*, 2021).

Sur le long terme, les bénéfices des agriculteurs bio sont en moyenne plus élevés que ceux de leurs homologues conventionnels, grâce à des prix de vente plus élevés, à une plus grande part de la valeur captée dans la chaîne de commercialisation et à des coûts de production inférieurs. Les charges en intrants chimiques sont logiquement réduites. Les besoins en main-d'œuvre sont en revanche supérieurs (+ 20 % en moyenne ; Hilal *et al.*, 2021).

La revue de littérature de Crowder et Reganold (2015) constitue le premier article de référence sur l'économie mondiale de l'agriculture biologique. Elle souligne que la rentabilité dépend de l'adéquation des pratiques : l'agriculture biologique est ainsi bien plus intéressante, d'un point de vue économique, en polyculture-élevage qu'en monoculture (Crowder et Reganold, 2015). La perspective d'expansion des surfaces biologiques a concentré les critiques sur son niveau de productivité. Les rendements bio sont en effet notablement moindres qu'en agriculture conventionnelle dans les pays où l'agriculture est intensive en intrants. Le différentiel atteint 50% en blé en France, mais se réduit à l'échelle du monde, (environ 20-25 %) et peut même s'inverser dans les pays du Sud (café, maïs).

**Le MSC : pas de prix premium, mais des débouchés stables.** Sur les 600 pêcheries certifiées MSC dans le monde, 14 sont françaises. Elles représentent 22 % du volume national de pêche (y compris outre-mer). Les analyses dans différents pays et de différentes filières ne montrent pas de premium tarifaire pour les pêcheurs certifiés, d'autant que les écolabels marins sont peu connus (Sigurdsson *et al.*, 2022). Le MSC offre en revanche un avantage non tarifaire aux pêcheurs : l'accès à des débouchés, notamment d'exportation ou dédiés à certaines enseignes GMS (Anderson *et al.*, 2021). Cet avantage peut contribuer à la stabilité économique des pêcheries (Tulaeva *et al.*, 2023). Ce positionnement commercial du MSC induit que ses pêcheries appartiennent plutôt à la pêche industrielle qui approvisionne les centrales d'achat et le marché

41. <https://www.agencebio.org/wp-content/uploads/2024/06/Livret-chiffres-BIO-2023-PRESSE-2023-210x297-.pdf> (consulté le 30/04/2025).

42. Commission européenne « A decade of growth », [https://agriculture.ec.europa.eu/document/download/dfo1a3c7-cofb-48f1-8eca-ce452ea4b8c2\\_en?filename=agri-market-brief-20-organic-farming-eu\\_en.pdf](https://agriculture.ec.europa.eu/document/download/dfo1a3c7-cofb-48f1-8eca-ce452ea4b8c2_en?filename=agri-market-brief-20-organic-farming-eu_en.pdf) (consulté le 30/04/2025).

international. Ce fait est renforcé par le coût de l'adhésion qui s'avère dissuasif pour les pêcheries artisanales. En revanche, pour celles qui ont les moyens, les contraintes du cahier des charges MSC peuvent devenir des outils d'aide à la gestion (Travaille *et al.*, 2019) et les conseils apportés par les équipes du MSC peuvent renforcer les performances techniques et économiques des pêcheries labellisées (Anderson *et al.*, 2021). Ces bénéfices indirects seraient plus marqués dans les pays qui ne disposent pas de politiques publiques des pêches (Grantham *et al.*, 2022).

Par ailleurs, les marchés du poisson sont mondiaux et peu transparents (Asche *et al.*, 2015), ce qui rend difficile leur analyse. De plus, nous n'avons pas trouvé de synthèse sur la contribution spécifique du MSC. On peut noter qu'une hausse de prix du poisson labellisé n'est pas toujours profitable car elle peut se traduire par des baisses de ventes comme l'ont montré quelques études, par exemple, pour le saumon danois (Ankamah-Yeboah *et al.*, 2020).

### ■ L'encadrement des allégations environnementales en construction

À cheval entre le droit de la consommation et le droit de l'alimentation, l'intérêt d'une information environnementale explicite et systématique sur les denrées alimentaires a pris forme ces dernières années, en cohérence avec le Pacte vert européen publié en 2020 par la Commission européenne. Le contexte de crise nutritionnelle et écologique incite, d'une part, les consommateurs à devenir « responsables » (Ilieva, 2022) et, d'autre part, plusieurs initiatives législatives cherchent à les prémunir contre des informations trompeuses. La Cour des comptes européenne (2024) explicite ainsi que :

*« Le droit des consommateurs à une information complète et précise sur les denrées alimentaires est devenu de plus en plus important ces dernières années, avec un intérêt croissant pour la santé et le bien-être, la durabilité et la transparence. »*

**Plusieurs révisions législatives sont en cours.** La directive 2005/29 sur les allégations environnementales a été actualisée en février 2024. Les « allégations » apposées sur une denrée alimentaire couvrent des informations de natures diverses qui, lorsqu'elles portent sur des dimensions environnementales, sont difficilement appréciables directement sur le produit. En complément, le projet de directive « Green Claims » (UE, 2024) renforce les dispositions de lutte contre l'écoblanchiment (*greenwashing* en anglais). Il précise que les engagements environnementaux doivent être objectivés et vérifiables (Bernheim-Desvaux, 2024) : les « performances environnementales futures sans engagements clairs, objectifs, accessibles au public et vérifiables » seraient proscrites et l'engagement « régulièrement vérifié par un tiers expert indépendant » (article 1).

La Commission a ainsi proposé en 2023<sup>43</sup> (texte encore en discussion avec le Conseil de l'Union européenne et le Parlement européen) que les allégations environnementales

43. [https://publications.europa.eu/resource/cellar/cbafec2-c94e-11ed-a05c-01aa75ed71a1.0015.03/DOC\\_1](https://publications.europa.eu/resource/cellar/cbafec2-c94e-11ed-a05c-01aa75ed71a1.0015.03/DOC_1) (consulté le 30/04/2025).

fassent dorénavant l'objet d'un contrôle préalable indépendant et « reposent sur des preuves scientifiques reconnues ». Les qualificatifs vagues comme « vert », « durable » ou « respectueux de la nature » seraient exclus à moins qu'ils reposent sur des preuves tangibles et vérifiables démontrant une performance environnementale supérieure. Ce faisant, la proposition de la Commission renverse la charge de la preuve qui reposerait *ex ante* sur l'annonceur. L'introduction de ces restrictions dans le droit de l'Union européenne et le contrôle *ex ante* pourraient conduire à réduire le nombre de labels environnementaux, comme cela a été le cas pour les allégations nutritionnelles et de santé à la suite de l'adoption du règlement n° 1924/2006.

En France, la loi Climat et résilience renforce aussi la répression des pratiques commerciales fallacieuses ayant trait à une information ou à un aspect environnemental (article L. 121-2). Deux contentieux peuvent illustrer le renforcement de la réglementation. Ils concernent le climat, pas la biodiversité : un contentieux Nespresso a été lancé en 2022 pour abus sur la promesse de neutralité carbone et de production durable justifiées par le seul caractère recyclable des capsules en aluminium et l'engagement de planter des arbres (compensation carbone)<sup>44</sup> ; et la campagne promotionnelle de l'interprofession bovine (Interbev) qui avançait que, « en matière de changement climatique, l'agriculture n'est pas le problème, mais la solution », a été jugée déontologiquement abusive et devant être relativisée au regard des connaissances sur les modes de production agricoles<sup>45</sup>.

**Instruire l'outil d'affichage environnemental.** À l'instar des limites mentionnées dans la présente étude, la Commission a reconnu les limites des méthodes PEF ou ACV :

*« Même si les méthodes d'empreinte environnementale sont utiles aux entreprises pour déterminer les domaines dans lesquels celles-ci devraient améliorer leur incidence et leur performance environnementales, et même si ces méthodes permettent d'étayer de manière adéquate certaines allégations concernant plusieurs catégories de produits, elles ne couvrent pas encore toutes les catégories d'incidence pertinentes pour tous les types de produits, par exemple, en ce qui concerne la pêche marine : la durabilité du stock halieutique visé ; en ce qui concerne les produits alimentaires et agricoles : la biodiversité et la protection de la nature au niveau des exploitations ainsi que les différentes pratiques agricoles [...], et peuvent donc donner un aperçu incomplet des qualités environnementales d'un produit dans le cadre des allégations écologiques. »*

Le gouvernement français a intégré ces critiques dans sa proposition mise en consultation publique mi-2025. Déjà perceptibles pendant la phrase d'expérimentation, des résistances contre le projet d'un affichage environnemental public et systémique sur les produits alimentaires sont prévisibles. L'expérience de la mise en place du Nutri-Score donne à voir les pressions et obstacles à lever (Gérard *et al.*, 2022). La nouvelle Stratégie nationale 2025-2030 pour l'alimentation, la nutrition et le climat, mise en

44. Dans une décision en date du 20 mars 2024, la cour d'appel de Paris a jugé l'action de la Confédération consommation, logement et cadre de vie (CLCV) recevable car non prescrite (répertoire général n° 22/10771).

45. Avis publié le 2 avril 2024 Interbev — 997/24 Plaintes fondées.

consultation le 4 avril 2025, confirme le déploiement de l'affichage environnemental sur les produits alimentaires, mais contrairement à la loi Climat et résilience, sous une forme volontaire et non obligatoire (comme le Nutri-Score). L'agenda, qui prévoyait initialement une mise en œuvre dès 2024, apparaît incertain.

# Conclusion

## Principaux acquis de l'étude

**L'étude clarifie l'état des connaissances sur l'impact des labels sur la biodiversité.** Les impacts des pratiques de production ont été identifiés en utilisant le cadre des variables essentielles de biodiversité (EBV). Ce cadre conceptuel s'articule avec d'autres ensembles de variables utilisés à l'échelle internationale pour décrire les changements dans les socio-systèmes globaux. Il est également adapté aux approches gestionnaires et juridiques de l'environnement et, en France, au Code de l'environnement incluant l'affichage environnemental des biens et des services. Ce cadre étant récent (2013), les littératures académique et grise y font encore peu référence. Il a donc fallu assigner les résultats étudiés à telle ou telle EBV. Cela s'est avéré opérationnel pour structurer le travail d'analyse systématique. Il en ressort que les travaux sur les impacts des pratiques de production sur la biodiversité ne documentent que certaines EBV, en particulier la diversité taxonomique et l'abondance des espèces, dans la classe « Composition des communautés ». Cette observation invite les scientifiques et les acteurs à s'attacher autant que possible à l'ensemble des EBV.

La littérature scientifique est généralement trop limitée pour conclure sur les impacts des labels sur la biodiversité, à l'exception de l'agriculture biologique et du label MSC pour la pêche. Les observations directes au niveau des parcelles et l'analyse des cahiers des charges attestent de l'effet positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité par rapport à l'agriculture conventionnelle. Le label MSC apporte surtout des garanties de non-surpêche et de bonne gestion, tandis que l'évaluation des impacts sur les écosystèmes marins reste en débat. Pour l'aquaculture, la littérature est restreinte. Les exigences des cahiers des charges varient beaucoup et sont peu souvent ambitieuses sur les pratiques défavorables.

La très grande majorité des labels étudiés mentionnent explicitement des objectifs environnementaux. Néanmoins, l'analyse des cahiers des charges n'apporte qu'un éclairage partiel des pratiques ayant un impact sur la biodiversité. L'approche analytique des mesures limitant les pratiques défavorables (aquaculture, pêche) ou encourageant les pratiques favorables (agriculture) a rendu visibles les forces et faiblesses par pratique étudiée, mais elle ne suffit pas pour des comparaisons entre labels. Les mesures obligatoires structurent généralement la cohérence et l'ambition d'un cahier des charges, et sont les seules pratiques que le label garantit. L'irréversibilité des dommages n'est que rarement mentionnée ; les labels pour la pêche l'abordent par exemple pour les fonds marins.

L'efficacité d'un label ne dépend pas seulement de son cahier des charges mais est également tributaire de son attractivité économique et de son design institutionnel,

qui est une dimension souvent oubliée. La multiplicité des modes de fonctionnement des labels illustre la dynamique sur ce volet. Les labels doivent en effet gérer des tensions : d'un côté, assurer une adhésion et un respect des règles du cahier des charges et de l'autre, permettre des marges d'adaptation pour réduire des risques de découplage entre les moyens mis en œuvre et les résultats.

**L'étude apporte plusieurs contributions sur le plan méthodologique.** Elle propose une typologie des pratiques en fonction de leurs effets sur les processus écologiques, sous forme de schémas adaptés pour des écosystèmes soit façonnés par les humains (agroécosystèmes), soit naturels (écosystèmes marins soumis à la pêche), soit entre les deux (écosystèmes de production aquacole en milieu naturel).

Alors que le suivi scientifique des pêches a établi un cadre pour analyser les impacts sur la biodiversité marine, il a fallu définir une méthode pour classer les pratiques agricoles selon le niveau de confiance de leur impact sur plusieurs dimensions de la biodiversité. Ces niveaux de confiance pourront d'ailleurs s'élever et s'étendre à d'autres pratiques, à mesure que les connaissances progresseront.

L'étude BiodivLabel fournit des pistes méthodologiques originales d'estimation des impacts des modes de production sur la biodiversité, qui peuvent contribuer à la discussion sur la construction de l'affichage environnemental. Elles montrent l'intérêt des bases de données publiques sur les pratiques agricoles et de pêche pour renseigner les outils de quantification des impacts. Ces bases de données devraient être mieux documentées, y compris aux échelles écosystémiques, et spatiales et temporelles larges, actuellement trop peu considérées.

L'étude pose également les bases méthodologiques permettant d'inclure les caractéristiques du design institutionnel des labels dans les critères d'évaluation des impacts des produits labellisés, les garanties organisationnelles pouvant moduler l'évaluation faite sur la seule base des cahiers des charges.

**L'étude fournit des éléments pour favoriser la prise en compte de la biodiversité dans les labels et dans les politiques publiques.** La comparaison des approches dans les domaines marin et terrestre suggère que les labels gagneraient, en termes d'impacts sur la biodiversité, à employer conjointement des indicateurs de moyens et de résultats, et à considérer deux niveaux de gestion : la gestion individuelle à l'échelle du producteur ou de la pêcherie, et la gestion collective à l'échelle du territoire, de l'écorégion ou de la zone maritime.

Les cahiers des charges pourraient s'étoffer pour inclure les mesures identifiées par les travaux scientifiques comme favorables à la biodiversité mais rarement prises en compte. La grille d'analyse du design institutionnel pourrait inciter les labels à faire évoluer leurs règles de fonctionnement pour une prise en compte plus effective de la dimension biodiversité.

En matière de traçabilité, la ségrégation des filières labellisées devrait être encouragée car elle seule garantit que le consommateur mange réellement les produits certifiés.

Les marchés de crédits qui découplent la traçabilité physique des produits et la certification des producteurs comportent des risques de dérive.

Enfin, l'inscription de la biodiversité dans les conditions de soutien public aux modes de production serait une conséquence des éléments de connaissance et de réflexion produits par l'étude.

## **Principales lacunes, limites et incertitudes mises en évidence**

On note le manque de données de suivi de la biodiversité *in situ*, alors qu'elles sont indispensables pour évaluer la qualité des modèles de prédiction des impacts.

Des lacunes sur l'impact des pratiques sur la biodiversité ont également été constatées, particulièrement dans le cas de l'aquaculture. En agriculture et dans la pêche, il existe des études de grande envergure, méta-analyses ou rapports synthétiques mais, dans ces corpus, la couverture des EBV reste partielle et celle des taxons, inégale. De plus, ces synthèses ne permettent pas d'analyser les interactions entre pratiques, alors qu'elles sont capitales pour traiter d'assemblages de pratiques dans des modes de production. Ces constats appellent à examiner les articles primaires qui vont plus loin dans cette analyse des interactions, et à entamer de nouvelles recherches.

L'examen des cahiers des charges a montré le niveau souvent assez générique des documents de base, l'hétérogénéité des engagements et la faible explicitation de la cohérence des mesures entre elles. Cela limite la capacité à évaluer pleinement l'impact des labels sur la biodiversité en se fondant uniquement sur les cahiers des charges. Une analyse plus fine de l'ensemble de la documentation pourrait moduler l'appréciation « globale » des cahiers des charges.

L'évaluation de l'impact au niveau des parcelles agricoles, telle que nous l'avons abordée dans l'étude BiodivLabel, ne fournit qu'une information partielle. De fait, plusieurs processus écologiques au-delà de l'échelle parcellaire ont des effets majeurs sur la biodiversité et sont insuffisamment pris en compte dans les méthodes de quantification actuellement existantes.

L'étude BiodivLabel ne permet pas de trancher sur l'unité fonctionnelle la plus appropriée pour évaluer l'impact des produits labellisés sur la biodiversité. Toutefois, la complexité de l'évaluation et les angles morts des méthodes existantes ne sauraient en aucun cas justifier l'inaction face à l'effondrement de la biodiversité.

Ainsi, l'étude BiodivLabel ne représente pas un guide d'achat et ne vise pas à une comparaison des labels, mais elle fournit des clés d'analyse et de compréhension de l'impact des labels sur la biodiversité. Il appartient à présent aux pouvoirs publics, aux scientifiques, aux gestionnaires de labels et aux autres acteurs de s'emparer de ses enseignements.

# Liste des sigles et abréviations

**AB** : Agriculture biologique, label français, dans les figures et tableaux

**ACV** : Analyse du cycle de vie

**Ademe** : Agence de la transition écologique, anciennement Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

**Anses** : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

**AOC** : Appellation d'origine contrôlée

**AOP** : Appellation d'origine protégée

**ASC** : Aquaculture Stewardship Council

**Basic** : Bureau d'analyse sociétale pour une information citoyenne

**BBC** : Bleu-Blanc-Cœur, dans les figures et tableaux

**BCAE** : Bonnes conditions agricoles et environnementales

**Bio** : Règlement Bio européen, dans les figures et tableaux

**BVI** : *Biodiversity Value Increment*

**BVIAS** : *Biodiversity Value Increment from Agricultural Statistics*

**CDB** : Convention sur la diversité biologique

**Comté** : AOP Comté, dans les figures et tableaux

**COP** : Conférence des parties

**CSTEP** : Comité scientifique, technique et économique pour la pêche (voir STECF, en anglais)

**DCP** : Dispositif dérivant de concentration de poissons

**DCSMM** : Directive-cadre stratégie pour le milieu marin

**Dem** : Demeter, dans les figures et tableaux

**EBV** : *Essential biodiversity variables* (en français, variables essentielles de biodiversité)

**EPD** : Écolabel Pêche durable, dans les figures et tableaux

**ESN** : Élément semi-naturel

**EU** : Europe

**FAO** : Food and Agriculture Organization of the United Nations (en français, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture)

**FSC** : Forest Stewardship Council

**GEO-BON** : Group on Earth Observation – Biodiversity Observation Network

**GIS** : Groupement d'intérêt scientifique

**GIZ** : Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (en français, Agence de coopération internationale)

**HCV** : *High conservation value* (en français, haute valeur de conservation)

**HVE** : Haute Valeur Environnementale

**Ifoam** : International Federation of Organic Agriculture Movements

**Ifremer** : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

**IGP** : Indication géographique protégée

**Inao** : Institut national des appellations d'origine

**INRAE** : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

**IPBES** : Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (en français, Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques)

**Iseal** : International Social and Environmental Accreditation and Labelling Alliance (en français, Association globale des standards environnementaux et sociaux, appelée Alliance Iseal dans le texte)

**ISO** : International Organization for Standardization (en français, Organisation internationale de normalisation)

**ITC** : International Trade Center

**JRC** : Joint Research Center (en français, Centre commun de recherche de la Commission européenne)

**LR** : Label Rouge, dans les figures et tableaux

**MSC** : Marine Stewardship Council

**N&P** : Nature & Progrès, dans les figures et tableaux

**OFB** : Office français de la biodiversité

**ONG** : Organisation non gouvernementale

**Pac** : Politique agricole commune

**PCP** : Politique commune de la pêche

**PEF** : *Product environmental footprint*

**PFF** : Pratique favorable avec un degré de confiance fort, dans le texte

**PFM** : Pratique favorable avec un degré de confiance modéré, dans le texte

**Pico** : *Population, intervention, comparator, outcomes* (en français, « population, intervention, comparaison, résultats »)

**PJF** : Produits de Jardins-Forêts

**RA** : Rainforest Alliance, dans les figures et tableaux

**Rica** : Réseau d'information comptable agricole

**RMD** : Rendement maximum durable (en anglais, *maximum sustainable yield* [MSY])

**RSPO** : Roundtable on Sustainable Palm Oil

**RTRS** : Round Table on Responsible Soy

**Salca-BD** : *Swiss Agricultural Life Cycle Assessment - BioDiversity*

**SAN** : *Sustainable Agriculture Network*

**Siqo** : Signe d'identification de la qualité et de l'origine

**SPG** : Système participatif de garantie

**SSCT** : *Sustainability standards comparison tool*

**STECF** : Scientific, Technical and Economic support to the Common Fisheries Policy (voir CSTEP, en français)

**SuSPNF** : Sustainable Food Systems Platform for Natural Farming (en français, Système alimentaire durable pour l'agriculture naturelle)

**TAC** : Totaux admissibles de captures

**UE** : Union européenne

**UEBT** : Union for Ethical Bio Trade

**UGB** : Unité gros bétail

**UICN** : Union internationale pour la conservation de la nature

**WoS** : Web of Science

**WWF** : World Wildlife Fund (en français, Fonds mondial pour la nature)

# Références bibliographiques

- Abbott K. W., Levi-faur D., Snidal D., 2017. Theorizing regulatory intermediaries: The RIT model. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 670 (1), 14-35. <https://doi.org/10.1177/0002716216688272>
- Actionaid, FAIRe, BioConsommateurs, 2020. *La boussole des labels*, 16 p. <https://admin.actionaid.fr/uploads/downloadFile/511/Boussole-des-labels-WEB.pdf>
- AFB, MNHN, ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté alimentaire, ministère de la Transition écologique et solidaire, 2019. *Habitats benthiques et activités de pêche professionnelle dans les sites Natura 2000 : Méthodologie d'évaluation des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des sites*. Paris, ministère de la Transition écologique et solidaire, service de la Direction de l'eau et de la biodiversité, 69 p. [https://www.natura2000.fr/sites/default/files/methodologie-habitats-peche-n2000\\_201911\\_vf.pdf](https://www.natura2000.fr/sites/default/files/methodologie-habitats-peche-n2000_201911_vf.pdf)
- Alcott B., 2005. Jevons' paradox. *Ecological Economics*, 54 (1), 9-21. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.03.020>
- Alliance Iseal, 2016. Chain of custody: Models and definitions. *A reference document for sustainability standards systems, and to complement Iseal's Sustainability Claims Good Practice Guide*. Version, 1, 21 p. [https://www.isealliance.org/sites/default/files/resource/2022-11/Chain-of-Custody-Models-and-Definitions\\_ISEAL\\_09-2016.pdf](https://www.isealliance.org/sites/default/files/resource/2022-11/Chain-of-Custody-Models-and-Definitions_ISEAL_09-2016.pdf)
- Amiel F., Laurans Y., Muller A., 2019. Les chaînes de valeur agricole au défi de la biodiversité : l'exemple du cacao-chocolat. Paris, Iddri, étude n° 05/19, 44 p. [https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Etude/201910-ST0519-cacao\\_o\\_o.pdf](https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Etude/201910-ST0519-cacao_o_o.pdf)
- Anderson C. M., Himes-Cornell A., Pita C., Arton A., Favret M., Averill D., Stohs S., Longo C. S., 2021. Social and economic outcomes of fisheries certification: Characterizing pathways of change in canned fish markets. *Frontiers in Marine Science*, 8, 16. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.791085>
- Ankamah-Yeboah I., Asche F., Bronnmann J., Nielsen M., Nielsen R., 2020. Consumer preference heterogeneity and preference segmentation: The case of ecolabeled salmon in Danish retail sales. *Marine Resource Economics*, 35 (2), 159-176. <https://doi.org/10.1086/708508>
- Arton A., Leiman A., Petrokofsky G., Toonen H., Longo C. S., 2020. What do we know about the impacts of the Marine Stewardship Council seafood ecolabelling program? A systematic map. *Environmental Evidence*, 9 (1), 20. <https://doi.org/10.1186/s13750-020-0188-9>
- Asche F., Larsen T. A., Smith M. D., Sogn-Grundtvåg G., Young J. A., 2015. Pricing of eco-labels with retailer heterogeneity. *Food Policy*, 53, 82-93. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.04.004>
- Assemat B., Lobjoit Y., Bellancourt A., 2023. *Accompagnement du consommateur vers une alimentation saine et durable : scores alimentaires et autres formes de communication*. Paris, ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté alimentaire, Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAAER), rapport n° 21085, 54 p. <https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/291590.pdf>
- Auld G., Renckens S., Cashore B., 2015. Transnational private governance between the logics of empowerment and control. *Regulation & Governance*, 9 (2), 108-124. <https://doi.org/10.1111/rego.12075>
- Azhar B., Saadun N., Puan C. L., Kamarudin N., Aziz N., Nurhidayu S., Fischer J., 2015. Promoting landscape heterogeneity to improve the biodiversity benefits of certified palm oil production: Evidence from Peninsular Malaysia. *Global Ecology and Conservation*, 3, 553-561. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.009>
- Babin C., Espagnol S., Aubin J., 2023. *Effects of agricultural practices on biodiversity. A review*. <https://hal.science/hal-04465927>
- Barbieri P., Pellerin S., Nesme T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Scientific Reports*, 7, 10. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Basic, Alliot C., Feige-Muller M., Mc Adams-Marin D., Gissingier Alice B. G., Segré H., 2021. *Étude de démarches de durabilité dans le domaine alimentaire : rapport d'analyse transverse*. Paris, WWF-Greenpeace-Basic, 56 p. [https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-02/GREENPEACE\\_WWF\\_Basic\\_RAPPORT\\_TRANSVERSE\\_2022.pdf](https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-02/GREENPEACE_WWF_Basic_RAPPORT_TRANSVERSE_2022.pdf)
- Bateman I., Balmford A., 2023. Current conservation policies risk accelerating biodiversity loss. *Nature*, 618 (7966), 671-674. <https://doi.org/10.1038/d41586-023-01979-x>

- Baumgartner U., Nguyen T. H., 2017. Organic certification for shrimp value chains in Ca Mau, Vietnam: a means for improvement or an end in itself?. *Environment Development and Sustainability*, 19 (3), 987-1002. <https://doi.org/10.1007/s10668-016-9781-z>
- Beillouin D., Ben-Ari T., Malézieux E., Seufert V., Makowski D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19), 4697-4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Beketov M. A., Kefford B. J., Schäfer R. B., Liess M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (27), 11039-11043. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110>
- Bengtsson J., Ahnstrom J., Weibull A. C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2), 261-269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bernheim-Desvaux S., 2024. La nouvelle directive permettant de donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition écologique. *Contrats Concurrence Consommation*, 6, juin, comm. 103.
- Besson Y., 2011. *Les fondateurs de l'agriculture biologique. Albert Howard, Rudolf Steiner, Maria & Hans Müller, Hans Peter Rush, Masanobu Fukuoka*. Paris, Le Sang de la Terre, 775 p.
- Billows S., Carter E., Déplade M.-O., Mazenc L., Nguyen G., Purseigle F., Royer A., Loconto A. M., 2024. Reconquer and divide: Comparative standard-setting strategies among producer organizations. *Agriculture and Human Values*, 42, 1395-1410. <https://doi.org/10.1007/s10460-024-10671-3>
- Bockstaller C., Beauchet S., Manneville V., Amiaud B., Botreau R., 2017. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environmental Modelling & Software*, 97, 130-144. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.011>
- Bombardier J., Miaux L., 2024. Allégations environnementales ou « green claims » : cadre légal et évolutions à venir. *Droit rural*, n° 2, février, étude 6.
- Bonfanti J., Langridge J., Avadí A., Casajus N., Chaudhary A., Damour G., Estrada-Carmona N., Jones S. K., Makowski D., Mitchell M., Seppelt R., Beillouin D., 2024. Global review of meta-analyses reveals key data gaps in agricultural impact studies on biodiversity in croplands. *bioRxiv*, 2024.04.19.590051. <https://doi.org/10.1101/2024.04.19.590051>
- Boone L., Roldán-Ruiz I., Van Linden V., Muylle H., Dewulf J., 2019. Environmental sustainability of conventional and organic farming: Accounting for ecosystem services in life cycle assessment. *Science of the Total Environment*, 695, 10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133841>
- Borneo futures for RSPO, Meijaard E., Ancrenaz M., van Balen B., 2020. *Biodiversity impact of RSPO certification. An assessment of good practices*. Kuala Lumpur: Roundtable on Sustainable Palm Oil, 59 p. <https://www.evidensia.eco/resources/1223/download>
- Brimont L., Saujot M., 2021. Rêvéler les visions derrière l'affichage environnemental pour construire un compromis politique. Paris, Iddri, étude n° 08/21, 44 p. [https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Etude/202110-ST0821-AE\\_1.pdf](https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Etude/202110-ST0821-AE_1.pdf)
- Callon M., Méadel C., Rabeharisoa V., 2002. The economy of qualities. *Economy and Society*, 31 (2), 194-217. <https://doi.org/10.1080/03085140220123126>
- Canals L. M. I., Bauer C., Depestele J., Dubreuil A., Knuchel R. F., Gaillard G., Michelsen O., Müller-Wenk R., Rydgren B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12 (1), 5-15. <https://doi.org/10.1065/lca2006.05.250>
- Carlson K. M., Heilmayr R., Gibbs H. K., Noojipady P., Burns D. N., Morton D. C., Walker N. F., Paoli G. D., Kremen C., 2018. Effect of oil palm sustainability certification on deforestation and fire in Indonesia. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (1), 121-126. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704728114>
- Caron A., Angeon V., AgroParisTech, Cemagref, 2010. *La biodiversité comme nouveau référentiel de justification des indications géographiques : l'exemple de deux AOP fromagères du Massif central*. Aubière, AgroParisTech, programme Diva 2 – rapport de fin de contrat, numéro de contrat : 000 1057, 62 p. [https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0084/Temis-0084051/19885\\_Rapport.pdf](https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0084/Temis-0084051/19885_Rapport.pdf)
- Carré R., Ekroos J., Smith H. G., 2022. Turnover and nestedness drive plant diversity benefits of organic farming from local to landscape scales. *Ecological Applications*, 32 (4), 15. <https://doi.org/10.1002/eap.2576>
- Casolani N., Nissi E., Giampaolo A., Liberatore L., 2021. Evaluating the effects of European support measures for Italian organic farms. *Land Use Policy*, 102, 8. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105225>

- Cavrois A., 2009. *Biodiversité & signes de reconnaissance agricoles*. Paris, Comité français de l'UICN, 173 p. [https://uicn.fr/wp-content/uploads/2016/06/Rapport\\_Biodiversite\\_signes\\_reconnaissance\\_agricoles.pdf](https://uicn.fr/wp-content/uploads/2016/06/Rapport_Biodiversite_signes_reconnaissance_agricoles.pdf)
- Charles E., Boude J.-P., 2004. Exploitation d'une ressource naturelle et politique de valorisation par des signes de qualité. *Économies et Sociétés*, tome XXXVIII, 89-112.
- Christel A., Maron P. A., Ranjard L., 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (6), 4603-4625. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01302-y>
- Cicek S., Boone K., Broekema R., 2024. *State of the art analysis of LCA-based ecolabelling schemes in Europe*. Wageningen (Pays-Bas), Wageningen Economic Research, Report 2024, 54 p. <https://doi.org/10.18174/680057>
- Cloâtre T., Scavinner M., Sagan J., Dubroca L., Billet N., 2022. Captures et rejets des métiers de pêche français. Résultats des observations à bord des navires de pêche professionnelle en 2020. *ObsMer*. 373 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00772/88406/94068.pdf>
- Cour des comptes européenne, 2024. *Rapport spécial 23/204 : Étiquetage des denrées alimentaires dans l'UE – Des consommateurs parfois dérouterés par la masse d'informations*. Office des publications de l'Union européenne, 64 p. [https://www.eca.europa.eu/ECAPublications/SR-2024-23/SR-2024-23\\_FR.pdf](https://www.eca.europa.eu/ECAPublications/SR-2024-23/SR-2024-23_FR.pdf)
- Cozim-Melges F., Ripoll-Bosch R., Veen G. F., Oggiano P., Bianchi F. J. J. A., van der Putten W. H., van Zanten H. H. E., 2024. Farming practices to enhance biodiversity across biomes: a systematic review. *Npj Biodiversity*, 3 (1), 1. <https://doi.org/10.1038/s44185-023-00034-2>
- Crenna E., Marques A., La Notte A., Sala S., 2020. Biodiversity assessment of value chains: State of the art and emerging challenges. *Environmental Science & Technology*, 54 (16), 9715-9728. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05153>
- Crowder D. W., Reganold J. P., 2015. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (24), 7611-7616. <https://doi.org/10.1073/pnas.1423674112>
- Damiani M., Sinkko T., Caldeira C., Tosches D., Robuchon M., Sala S., 2023. Critical review of methods and models for biodiversity impact assessment and their applicability in the LCA context. *Environmental Impact Assessment Review*, 101, 11. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107134>
- Daurès F., Guyader O., Le Grand C., 2022. Prospects on new marketing channels promoting sustainable, fresh and ethical small-scale fishing in France: the POISCAILLE model. *4WSCF – 4<sup>th</sup> World Small-Scale Fisheries Congress. September 2022*. Malta.
- De Luca Peña L. V., Taelman S. E., Préat N., Boone L., Van der Biest K., Custódio M., Lucas S. H., Everaert G., Dewulf J., 2022. Towards a comprehensive sustainability methodology to assess anthropogenic impacts on ecosystems: Review of the integration of life cycle assessment, environmental risk assessment and ecosystem services assessment. *Science of the Total Environment*, 808, 152125, 17 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152125>
- Desquilbet M., Dorin B., Couvet D., 2017. Land sharing vs land sparing to conserve biodiversity: How agricultural markets make the difference. *Environmental Modeling & Assessment*, 22 (3), 185-200. <https://doi.org/10.1007/s10666-016-9531-5>
- Di Lauro A., 2023. Articuler nature et culture : le modèle juridique des AOP et IGP face au changement climatique, à la durabilité et aux droits bioculturels. *Journal international de bioéthique et d'éthique des sciences*, in Bodiguel L., Di Lauro A. (dir), dossier spécial « L'alimentation entre éthique, science et innovation », 79-99.
- Di Marco P., Petochi T., Marino G., Priori A., Finioia M., Tomassetti P., Porrello S., Giorgi G., Lupi P., Bonelli A., Parisi G., Poli B., Di Marco P., Petochi T., Marino G., Priori A., Finioia M. G., Tomassetti P., Porrello S., Giorgi G., Lupi P., Bonelli A., Parisi G., Poli B. M., 2017. Insights into organic farming of European sea bass *Dicentrarchus labrax* and gilthead sea bream *Sparus aurata* through the assessment of environmental impact, growth performance, fish welfare and product quality. *Aquaculture*, 471, 92-105. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.01.012>
- Donnars C., Tibi A., Caillaud M. A., Dashkina R., Girard A., Leenhardt S., Lelievre V., Le Perchech S., Paresys L., Richard G., 2021. *Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études en éclairage des politiques et du débat publics* (version 2 – novembre 2021), INRAE DEPE, 63 p. <https://doi.org/10.15454/tkna-4w25>
- Erm P., Balmford A., Holden M. H., 2023. The biodiversity benefits of marine protected areas in well-regulated fisheries. *Biological Conservation*, 284, 9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110049>
- Esler D., 2000. Applying metapopulation theory to conservation of migratory birds. *Conservation Biology*, 14 (2), 366-372. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98147.x>

- European Commission, 2021. Inception impact assessment. Sustainable food system framework initiative. *Ares (2021) 5902055*. Brussels. 9 p. [https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/13174-Sustainable-EU-food-system-new-initiative\\_en](https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/13174-Sustainable-EU-food-system-new-initiative_en)
- FAO, 2024. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action*. Rome, FAO (The State of World Fisheries and Aquaculture (Sofia), n° 2024), 264 p. <https://doi.org/10.4060/cd0683en>
- Fransen L., 2015. The politics of meta-governance in transnational private sustainability governance. *Policy Sciences*, 48 (3), 293-317. <https://doi.org/10.1007/s11077-015-9219-8>
- Fried G., Villers A., Porcher E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 261, 33-44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021>
- Gaillet G., Asselin A.-C., Wermeille A., Sayari, 2023. *Affichage environnemental et produits de la mer*. Angers, Ademe, collection « Expertises », 64 p. <https://affichage-environmental.ademe.fr/sites/default/files/2024-02/AFFICHAGE%20ENVIRONNEMENTAL-%20GT%20MER%20%281%29.pdf>
- García V., Gaspard F., Kastner T., Meyfroidt P., 2020. Agricultural intensification and land use change: assessing country-level induced intensification, land sparing and rebound effect. *Environmental Research Letters*, 15 (8), 11. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8b14>
- García-Vega D., Dumas P., Prudhomme R., Kremen C., Aubert P.-M., 2024. A safe agricultural space for biodiversity. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 8, 19. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2024.1328800>
- Gatti R. C., Liang J. J., Velichevskaia A., Zhou M., 2019. Sustainable palm oil may not be so sustainable. *Science of the Total Environment*, 652, 48-51. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.222>
- Gérard M., Kaval A., Malingre V., 2022. Étiquetage nutritionnel en Europe : une bataille explosive, entre nationalismes, lobbying et menaces. *Le Monde*, 26 décembre.
- Gilman E., Roda A., Huntington T., Kennelly S., Suuronen P., Chaloupka M., Medley P., 2020. Benchmarking global fisheries discards. *Scientific Reports*, 10 (1), 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71021-x>
- Grantham A., Pandan M. R., Roxas S., Hitchcock B., 2022. Overcoming catch data collection challenges and traceability implementation barriers in a sustainable, small-scale fishery. *Sustainability*, 14 (3), 16. <https://doi.org/10.3390/su14031179>
- Grati F., Druon J.-N., Gascuel D., Absil C., Bastardie F., Bonanomi S., Fabi G., Glemarec G., Guitton J., Hornborg S., Iriondo A., Jung A., Kalogirou S., Veli D. L., Lloret J., Maravelias C., Moutopoulos D. K., Raid T., Rindorf A., Sala A., Scanu M., Scarcella G., Tičina V., Ulrich C., Lucchetti A., 2025. Fisheries performance indicators for assessing the ecological sustainability of wild-caught seafood products in Europe. *Environmental and Sustainability Indicators*, 26, 100632, 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100632>
- Gray C. A., Kennelly S. J., 2018. Bycatches of endangered, threatened and protected species in marine fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28 (3), 521-541. <https://doi.org/10.1007/s11160-018-9520-7>
- Green R. E., Cornell S. J., Scharlemann J. P. W., Balmford A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307 (5709), 550-555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Grenz J., Angnes G., 2020. *Wirkungsanalyse: Nachhaltigkeit der Schweizer Soja-Importe. Eine Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt*. Berner Fachhochschule Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften Forschungsfeld Nachhaltigkeit und Ökosystem, 89 p. <https://arbor.bfh.ch/13849/1/wirkungsanalyse-nachhaltigkeit-der-schweizer-soja-importe.pdf>
- Hardaker A., Styles D., Williams P., Chadwick D., Dandy N., 2022. A framework for integrating ecosystem services as endpoint impacts in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 370, 11. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133450>
- Hélias A., Langlois J., Fréon P., 2014. Improvement of the characterization factor for biotic-resource depletion of fisheries. 9. *International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*, San Francisco (États-Unis), 533-538. <https://hal.inrae.fr/hal-02743483v1>
- Hélias A., Langlois J., Fréon P., 2018. Fisheries in life cycle assessment: Operational factors for biotic resources depletion. *Fish and Fisheries*, 19 (6), 951-963. <https://doi.org/10.1111/faf.12299>
- Hélias A., Stanford-Clark C., Bach V., 2023. A new impact pathway towards ecosystem quality in life cycle assessment: characterisation factors for fisheries. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 28 (4), 367-379. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02136-2>

- Henckel L., Börger L., Meiss H., Gaba S., Bretagnolle V., 2015. Organic fields sustain weed metacommunity dynamics in farmland landscapes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1808), 9. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0002>
- Heron T., Prado P., West C., 2018. Global value chains and the governance of “embedded” food commodities: The case of soy. *Global Policy*, 9, 29-37. <https://doi.org/10.1111/1758-5899.12611>
- Hiddink J. G., Valanko S., Delargy A. J., van Denderen P. D., 2023. Setting thresholds for good ecosystem state in marine seabed systems and beyond. *Ices Journal of Marine Science*, 80 (4), 698-709. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsado35>
- Hilal M., Leedon G., Dubois de Labarre M., Antonioli F., Boehm M., Péter C., Donati M., Drut M., Ferrer-Pérez H., Gauvrit L., Gil J. M., Gkatsikos A., Gołaś M., Hoang V., Knutsen Steinnes K., Lilavanichakul A., Malak-Rawlikowska A., Mattas K., Napasintuwong O., Nguyen A., Ristic B., Schaer B., Tomić Maksan M., Brečić R., Török Á., Vittersø G., Bellassen V., 2021. Organic and geographical indication certifications' contributions to employment and education. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 19 (2), 161-176. <https://doi.org/10.1515/jafo-2019-0042>
- Hinkes C., Peter G., 2020. Traceability matters: A conceptual framework for deforestation-free supply chains applied to soy certification. *Sustainability Accounting Management and Policy Journal*, 11 (7), 1159-1187. <https://doi.org/10.1108/sampj-04-2019-0145>
- Holzschuh A., Steffan-Dewenter I., Tscharntke T., 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117 (3), 354-361. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>
- Hughell D., Newsom D., 2013. *Impacts of Rainforest Alliance certification on coffee farms in Colombia*. New York, Rainforest Alliance, 22 p. <https://www.rainforest-alliance.org/wp-content/uploads/2021/07/cenicafe-report.pdf>
- Ilieva E., 2022. Le consommateur responsable, in Cordet M. (coord.), *Le droit européen de la consommation au XXI<sup>e</sup> siècle – État des lieux et perspectives*. Bruxelles (Belgique), Bruylant, p. 131.
- IPBES, Brondizio E. S., Settele J., Diaz S., Ngo H. T., 2019. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn (Germany), IPBES secretariat, 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Islam M. S., 2008. From pond to plate: Towards a twin-driven commodity chain in Bangladesh shrimp aquaculture. *Food Policy*, 33 (3), 209-223. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2007.10.002>
- Jeanneret P., Lüscher G., Schneider M. K., Pointereau P., Arndorfer M., Bailey D., Balázs K., Báldi A., Choisis J.-P., Dennis P., Diaz M., Eiter S., Elek Z., Fjellstad W., Frank T., Friedel J. K., Geizendorffer I. R., Gillingham P., Gomiero T., Jerkovich G., Jongman R. H. G., Kainz M., Kovács-Hostyánszki A., Moreno G., Nascimbene J., Oschatz M. L., Paoletti M. G., Sarthou J.-P., Siebrecht N., Sommaggio D., Wolfrum S., Herzog F., 2021. An increase in food production in Europe could dramatically affect farmland biodiversity. *Communications Earth & Environment*, 2 (1), 8. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00256-x>
- Jones S. T., Allison E. H., Kroetz K., Ota Y., Jardine S. L., 2023. *Enrollment, retention, and inclusivity of Marine Stewardship Council (MSC) eco-labelling certifications*. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105734>
- Journal officiel de la République française n° 0196, 2021. Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets. *JORF* n° 0196 du 24 août 2021. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>
- Katt F., Meixner O., 2020. A systematic review of drivers influencing consumer willingness to pay for organic food. *Trends in Food Science & Technology*, 100, 374-388. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2020.04.029>
- Klein N., Herzog F., Jeanneret P., Kay S., 2023. Validating farmland biodiversity life cycle assessment at the landscape scale. *Environmental Science & Technology*, 57 (25), 9184-9193. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09677>
- Komar O., 2012. *Are Rainforest Alliance certified coffee plantations bird-friendly? Final Technical Report*. San Salvador, SalvaNatura Fundacion Ecologica, 76 p. [https://www.researchgate.net/publication/319929251\\_Are\\_Rainforest\\_Alliance\\_Certified\\_coffee\\_plantations\\_bird-friendly/link/59c1deba0f7e9b21a8266788/download](https://www.researchgate.net/publication/319929251_Are_Rainforest_Alliance_Certified_coffee_plantations_bird-friendly/link/59c1deba0f7e9b21a8266788/download)
- Kremen C., 2015. *Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation*. Oxford, Blackwell Science Publishing (*Year in Ecology and Conservation Biology*). <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Kuipers K. J. J., May R. F., Graae B. J., Verones F., 2019. Reviewing the potential for including habitat fragmentation to improve life cycle impact assessments for land use impacts on biodiversity. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24 (12), 2206-2219. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01647-1>

- Lambert H., Cornish A., Waley D., 2024. The value of regulating stocking densities in aquaculture must not be dismissed: a reply to Saraiva *et al.* 2022. *Frontiers in Veterinary Science*, 10, 5. <https://doi.org/10.3389/fvets.2023.1335667>
- Lamine C., Bellon S., 2009. Conversion to organic farming: a multidimensional research object at the crossroads of agricultural and social sciences. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1), 97-112. <https://doi.org/10.1051/agro:2008007>
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.-P., Trommetter M., 2008. *Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport d'expertise scientifique collective*. Paris, INRA, 637 p. <https://doi.org/10.15454/g9of-6x43>
- Leenhardt S., Mamy L., Pesce S., Sanchez W., Achard A. L., Amichot M., Artigas J., Aviron S., Barthélémy C., Beaudouin R., Bedos C., Bérard A., Bery P., Bertrand C., Bertrand C., Betoulle S., Bureau-Point È., Charles S., Chaumot A., Chauvel B., Coeurdassier M., Corio-Costet M.-F., Coutellec M.-A., Crouzet O., Doussan I., Fabure J., Fritsch C., Gallai N., Gonzalez P., Gouy V., Hedde M., Langlais A., Le Bellec F., Leboulanger C., Le Gall M., Le Perche S., Margoum C., Martin-Laurent F., Mongruel R., Morin S., Mougín C., Munaron D., Neliou S., Pélois C., Rault M., Sabater S., Stachowski-Haberhorn S., Sucre E., Thomas M., Tournebise J., 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse de l'expertise scientifique collective*. INRAE-Ifremer, 136 p. <https://doi.org/10.17180/gfkj-e861>
- Lees S., Melnychuk M. C., McElroy D. J., Longo C., 2022. *MSC Monitoring and Evaluation. Technical Report 2022*. Londres (Royaume-Uni), Marine Stewardship Council, 74 p. [https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/what-we-are-doing/monitoring-and-evaluation-documents/msc-monitoring-and-evaluation-technical-report-2022.pdf?sfvrsn=da7cfdc2\\_14](https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/what-we-are-doing/monitoring-and-evaluation-documents/msc-monitoring-and-evaluation-technical-report-2022.pdf?sfvrsn=da7cfdc2_14)
- Lemeilleur S., Allaire G., 2018. Système participatif de garantie dans les labels du mouvement de l'agriculture biologique. Une réappropriation des communs intellectuels. *Économie rurale*, 365 (3), 7-27. <https://doi.org/10.4000/economierurale.5813>
- Lemeilleur S., N'Dao Y., Ruf F., 2015. The productivist rationality behind a sustainable certification process: evidence from the Rainforest Alliance in the Ivorian cocoa sector. *International Journal of Sustainable Development*, 18 (4), 310-328. <https://doi.org/10.1504/ijisd.2015.072661>
- Lindner J. P., Fehrenbach H., Winter L., Bischoff M., Bloemer J., Knuepfer E., 2019. Valuing biodiversity in life cycle impact assessment. *Sustainability*, 11 (20), 24. <https://doi.org/10.3390/su11205628>
- Lindner J. P., Koch P., Fehrenbach H., Buerck S., 2022. *Bringing the Biodiversity Value Increment method to Agribalyse*. Paris, Ademe, 60 p. <https://doc.agribalyse.fr/documentation-en/agribalyse-data/documentation#biodiversity-bvi-method-and-agribalyse>
- Loconto A., 2017. Models of assurance: Diversity and standardization of modes of intermediation. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 670 (1), 112-132. <https://doi.org/10.1177/0002716217692517>
- Loconto A., 2024. "Planting Seeds" for "Good Growth": Anthropocenic performances of responsibility, in Loconto A. M., Constance D. H. (eds), *AgriFood Transitions in the Anthropocene. Challenges, Contested Knowledge, and the Need for Change*. Londres (Royaume-Uni), Sage Ltd, 265-289.
- Loconto A., Desquilbet M., Moreau T., Couvet D., Dorin B., 2020. The land sparing-land sharing controversy: Tracing the politics of knowledge. *Land Use Policy*, 96, 13. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.014>
- Loconto A., Hatanaka M., 2018. Participatory guarantee systems: Alternative ways of defining, measuring, and assessing "sustainability". *Sociologia Ruralis*, 58 (2), 412-432. <https://doi.org/10.1111/soru.12187>
- Makowski D., Catarino R., Chen M., Bosco S., Montero-Castaño A., Pérez-Soba M., Schievano A., Tamburini G., 2023. Synthesising results of meta-analyses to inform policy: a comparison of fast-track methods. *Environmental Evidence*, 12 (1), 14. <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00309-y>
- Marx A., Depoorter C., Vanhaecht R., 2022. Voluntary Sustainability Standards: State of the Art and Future Research. *Standards*, 2 (1), 14-31. <https://doi.org/10.3390/standards2010002>
- Maxwell S., Fuller R. A., Brooks T. M., Watson J. E. M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536 (7615), 143-145. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- Melovic B., Cirovic D., Dudic B., Vulic T. B., Gregus M., 2020. The analysis of marketing factors influencing consumers' preferences and acceptance of organic food products-recommendations for the optimization of the offer in a developing market. *Foods*, 9 (3), 25. <https://doi.org/10.3390/foods9030259>
- Methley A. M., Campbell S., Chew-Graham C., McNally R., Cheraghi-Sohi S., 2014. Pico, Picos and Spider: a comparison study of specificity and sensitivity in three search tools for qualitative systematic reviews. *BMC Health Services Research*, 14, 10. <https://doi.org/10.1186/s12913-014-0579-0>

- Meyfroidt P., de Bremond A., Ryan C. M., Archer E., Aspinall R., Chhabra A., Camara G., Corbera E., DeFries R., Diaz S., Dong J. W., Ellis E. C., Erb K. H., Fisher J. A., Garrett R. D., Golubiewski N. E., Grau H. R., Grove J. M., Haberl H., Heinemann A., Hostert P., Jobbagy E. G., Kerr S., Kuemmerle T., Lambin E. F., Lavorel S., Lele S., Mertz O., Messerli P., Metternicht G., Munroe D. K., Nagendra H., Nielsen J. O., Ojima D. S., Parker D. C., Pascual U., Porter J. R., Ramankutty N., Reenberg A., Chowdhury R. R., Seto K. C., Seufert V., Shibata H., Thomson A., Turner I. B. L., Urabe J., Veldkamp T., Verburg P. H., Zeleke G., zu Ermgassen E., 2022. Ten facts about land systems for sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119 (7), 12. <https://doi.org/10.1073/pnas.2109217118>
- Mol A. P. J., Oosterveer P., 2015. Certification of markets, markets of certificates: Tracing sustainability in global agro-food value chains. *Sustainability*, 7 (9), 12258-12278. <https://doi.org/10.3390/su70912258>
- Muller-Lindenlauf M., Deittert C., Kopke U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livestock Science*, 128 (1-3), 140-148. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.013>
- Nava L., Tampe M., 2023. The challenge of implementing voluntary sustainability standards: A dynamic framework on the tension between adherence and adaptation. *Business Ethics Quarterly*, 33 (2), 296-326. <https://doi.org/10.1017/beq.2022.1>
- Navarro L. M., Fernández N., Guerra C., Guralnick R., Kissling W. D., Londoño M. C., Muller-Karger F., Turak E., Balvanera P., Costello M. J., Delavaud A., El Serafy G. Y., Ferrier S., Geizendorffer I., Geller G. N., Jetz W., Kim E. S., Kim H., Martin C. S., McGeoch M. A., Mwampamba T. H., Nel J. L., Nicholson E., Pettorelli N., Schaeppman M. E., Skidmore A., Pinto I. S., Vergara S., Vihervaara P., Xu H. G., Yahara T., Gill M., Pereira H. M., 2017. Monitoring biodiversity change through effective global coordination. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 29, 158-169. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.02.005>
- Nemecek T., Dubois D., Huguenin-Elie O., Gaillard G., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104 (3), 217-232. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.10.002>
- Nicklaus S., 2021. Dijon, Alimentation durable 2030 Territoire d'innovation. *Point d'échange bilatéral*, France, 2021-11-18. <https://hal.inrae.fr/hal-04192240>
- OFB, 2022. *Évaluation des performances environnementales de la certification haute valeur environnementale (HVE). Rapport final*. Paris, OFB, 135 p. [https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb\\_recherche\\_oai/OUVRE\\_DOC/49972?fic=doc00073300.pdf](https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/49972?fic=doc00073300.pdf)
- Ollerton J., Erenler H., Edwards M., Crockett R., 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science*, 346 (6215), 1360-1362. <https://doi.org/10.1126/science.1257259>
- Ollivier G., Bellon S., 2013. Dynamiques paradigmatiques des agricultures écologisées dans les communautés scientifiques internationales. *Natures Sciences Société*, 21 (2), 166-181. <https://doi.org/10.1051/nss/2013093>
- Ospar, 2023. Fish Thematic Assessment. *Ospar, 2023: Quality Status Report 2023*. Londres, Ospar Commission. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/thematic-assessments/fish/>
- Othoniel B., Rugani B., Heijungs R., Beyer M., Machwitz M., Post P., 2019. An improved life cycle impact assessment principle for assessing the impact of land use on ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 693, 15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.180>
- Pereira H. M., Ferrier S., Walters M., Geller G. N., Jongman R. H. G., Scholes R. J., Bruford M. W., Brummitt N., Butchart S. H. M., Cardoso A. C., Coops N. C., Dulloo E., Faith D. P., Freyhof J., Gregory R. D., Heip C., Höft R., Hurr G., Jetz W., Karp D. S., McGeoch M. A., Obura D., Onoda Y., Pettorelli N., Reyers B., Sayre R., Scharlemann J. P. W., Stuart S. N., Turak E., Walpole M., Wegmann M., 2013. Essential biodiversity variables. *Science*, 339 (6117), 277-278. <https://doi.org/10.1126/science.1229931>
- Pérez Roda M. A., Gilman E., Huntington T., Kennelly S. J., Suuronen P., Chaloupka M., Medley P., 2019. *A third assessment of global marine fisheries discards*. Roma, FAO, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 633, 78 p. <https://www.fao.org/3/ca2905en/ca2905en.pdf>
- Pikitch E. K., Rountos K. J., Essington T. E., Santora C., Pauly D., Watson R., Sumaila U. R., Boersma P. D., Boyd I. L., Conover D. O., Cury P., Heppell S. S., Houde E. D., Mangel M., Plagányi É., Sainsbury K., Steneck R. S., Geers T. M., Gownaris N., Munch S. B., 2014. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. *Fish and Fisheries*, 15 (1), 43-64. <https://doi.org/10.1111/faf.12004>
- Ponte S., 2014. "Roundtabling" sustainability: Lessons from the biofuel industry. *Geoforum*, 54, 261-271. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.07.008>

- Poux X., 2023. Alimentation : les enjeux de l'affichage environnemental, ou ce que la morue nous enseigne. *The Conversation*. <https://theconversation.com/alimentation-les-enjeux-de-laffichage-environnemental-ou-ce-que-la-morue-nous-enseigne-202574>
- Préat N., Lefaible N., Alvarenga R. A. F., Taelman S. E., Dewulf J., 2021. Development of a life cycle impact assessment framework accounting for biodiversity in deep seafloor ecosystems: A case study on the Clarion Clipperton fracture zone. *Science of the Total Environment*, 770, 15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144747>
- Prechsl U. E., Wittwer R., van der Heijden M. G. A., Luscher G., Jeanneret P., Nemecek T., 2017. Assessing the environmental impacts of cropping systems and cover crops: Life cycle assessment of FAST, a long-term arable farming field experiment. *Agricultural Systems*, 157, 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.011>
- Quemper F., Levrel H., Le Bras Q., Mouillard R., Gascuel D., 2024. Évaluation des performances environnementales, économiques et sociales des flottilles de pêche françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est. Rapport du programme TransiPêche : Scénarios de transition écologique et sociale des pêches françaises. Rennes, L'Institut Agro Rennes-Angers, Les publications du Pôle halieutique, mer et littoral de l'Institut Agro n° 55, 117 p. <https://halieutique.institut-agro-rennes-angers.fr/files/fichiers/pdf/performances.pdf>
- Raimbault B., Soutjis B., 2024. Effets politiques du calcul, effets calculatoires de l'action publique. Le cas de l'affichage environnemental dans le secteur alimentaire en France. *Gouvernement et action publique*, 13 (4), 31-54. <https://shs.cairn.info/revue-gouvernement-et-action-publique-2024-4-page-31?lang=fr>
- Restrepo V., Murua H., Justel A., Koehler H., 2024. *Tuna Fisheries' Impacts on Non-Tuna Species and Other Environmental Aspects: 2024 Summary*. Pittsburgh, PA, (États-Unis), International Seafood Sustainability Foundation, International Seafood Sustainability Foundation Technical Report 2024-03Rev, 43 p. <https://www.iss-foundation.org/downloads/36876/?tmstvt=1717487329>
- Richardson K., Steffen W., Lucht W., Bendtsen J., Cornell S., Donges J., Drüke M., Fetzer I., Bala G., von Bloh W., Feulner G., Fiedler S., Gerten D., Gleeson T., Hofmann M., Huiskamp W., Kumm M., Mohan C., Nogués-Bravo D., Petri S., Porkka M., Rahmstorf S., Schaphoff S., Thonicke K., Tobian A., Virkki V., Wang-Erlandsson L., Weber L., Rockström J., 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9 (37), 16. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>
- Rigal S., Dakos V., Alonso H., Aunins A., Benko Z., Brotons L., Chodkiewicz T., Chylarecki P., de Carli E., del Moral J. C., Domsa C., Escandell V., Fontaine B., Foppen R., Gregory R., Harris S., Herrando S., Husby M., Ieronymidis C., Jiguet F., Kennedy J., Kľivanová A., Kmecl P., Kuczynski L., Kurlavicius P., Kállás J. A., Lehikoinen A., Lindström Å., Lorrillière R., Moshoj C., Nellis R., Noble D., Eskildsen D. P., Paquet J.-Y., Péliésié M., Pladevall C., Portolou D., Reif J., Schmid H., Seaman B., Szabo Z. D., Szép T., Florenzano G. T., Teufelbauer N., Trautmann S., van Turnhout C., Vermouzek Z., Vikstrom T., Vorisek P., Weiserbs A., Devicor V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 120 (21), 9. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Rouabah A., Lasserre-Joulin F., Amiaud B., Plantureux S., 2014. Emergent effects of ground beetles size diversity on the strength of prey suppression. *Ecological Entomology*, 39 (1), 47-57. <https://doi.org/10.1111/een.12064>
- Roux J.-P., van der Lingen C. D., Gibbons M. J., Moroff N. E., Shannon L. J., Smith A. D. M., Cury P. M., 2013. Jellyfication of marine ecosystems as a likely consequence of overfishing small pelagic fishes: lessons from the Benguela. *Bulletin of Marine Science*, 89 (1), 249-284. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1145>
- Sánchez-Bayo F., Wyckhuys K. A. G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Sanyé Mengual E., Boschiero M., Leite J., Casanato C., Fiorese G., Mancini L., Sinkko T., Wollgast J., Listorti G., Sala S., 2024. Sustainability labelling in the EU food sector: current status and coverage of sustainability aspects. Luxembourg, Office of the European Union Publications, JRC134427. <https://doi.org/10.2760/90191>
- Schmidt J., De Rosa M., 2020. Certified palm oil reduces greenhouse gas emissions compared to non-certified. *Journal of Cleaner Production*, 277, 12. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124045>
- Sidemo-Holm W., Ekroos J., Smith H. G., 2021. Land sharing versus land sparing-What outcomes are compared between which land uses?. *Conservation Science and Practice*, 3 (11), 11. <https://doi.org/10.1111/csp2.530>
- Sigurdsson V., Larsen N. M., Pálsdóttir R. G., Folwarczny M., Menon R. G. V., Fagerstrom A., 2022. Increasing the effectiveness of ecological food signaling: Comparing sustainability tags with eco-labels. *Journal of Business Research*, 139, 1099-1110. <https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2021.10.052>

- Sirami C., Gross N., Baillo A. B., Bertrand C., Carrié R., Hass A., Henckel L., Miguet P., Vuillot C., Alignier A., Girard J., Batáry P., Clough Y., Violle C., Giral D., Bota G., Badenhausser I., Lefebvre G., Gauffre B., Vialatte A., Calatayud F., Gil-Tena A., Tischendorf L., Mitchell S., Lindsay K., Georges R., Hilaire S., Recasens J., Solé-Senan X. O., Robleño I., Bosch J., Barrientos J. A., Ricarte A., Marcos-García M. A., Miñano J., Mathevet R., Gibon A., Baudry J., Balent G., Poulin B., Burel F., Tschamtké T., Bretagnolle V., Siriwardena G., Ouin A., Brotons L., Martin J.-L., Fahrig L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116 (33), 16442-16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smith O. M., Cohen A. L., Reganold J. P., Jones M. S., Orpet R. J., Taylor J. M., Thurman J. H., Cornell K. A., Olsson R. L., Ge Y., Kennedy C. M., Crowder D. W., 2020. Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (6), 2870-2878. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906909117>
- Smith O. M., Cohen A. L., Rieser C. J., Davis A. G., Taylor J. M., Adesanya A. W., Jones M. S., Meier A. R., Reganold J. P., Orpet R. J., Northfield T. D., Crowder D. W., 2019. Organic farming provides reliable environmental benefits but increases variability in crop yields: A global meta-analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3, 10. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Spedicato M.-T., Rindorf A., Anastasopoulou K., Basurko O. C., Batts L., Berg C. W., Biondi M., Carbonara P., Casagrandi R., Depestele J., Dewitte B., Goienetxea I., Jacobsen N. S., Kavadas S., Maina I., Mari L., Melia P., Moriarty M., Politikos D., Romagnoni G., Ruiz I., Russel J., Vassilopoulou C., Zupa W., Reid D., 2023. *SEAwise Report on the pressure induced by fisheries related litter on key species groups*. Technical University of Denmark, 82 p. <https://doi.org/10.11583/DTU.23284649>
- Stanton R., Morrissey C., Clark R., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 254, 244-254. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- STECF, Gras M., Pierucci A., Mantopoulou Palouka D., Kupschus S., Konrad C., 2024. Monitoring the Performance of the Common Fisheries Policy (STECF-Adhoc-24-01). Luxembourg, Publications Office of the European Union, JRC Report n° 137731, JRC137731, 105 p. <https://doi.org/10.2760/547228>
- Stephenson S., Johnson A. F., 2023. *On The Hook, External Review of the Marine Stewardship Council, No.1*. Londres (Royaume-Uni), On The Hook, 79 p. [https://onthehook.org.uk/wp-content/uploads/2023/07/MarFishEco\\_On-the-Hook-External-Review-of-MSC\\_June\\_23\\_FINAL-2.pdf](https://onthehook.org.uk/wp-content/uploads/2023/07/MarFishEco_On-the-Hook-External-Review-of-MSC_June_23_FINAL-2.pdf)
- Stokes A., Bocuquého G., Carrere P., Salazar R. C., Deonchat M., Garcia L., Gardarin A., Gary C., Gaucherel C., Gueye M., Hedde M., Lescouret F., Mao Z., Quérou N., Rudi G., Salles J.-M., Soubeyran R., Subervie J., Vialatte A., Vinatier F., Thomas M., 2023. Services provided by multifunctional agroecosystems: Questions, obstacles and solutions. *Ecological Engineering*, 191, 18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106949>
- Temple A., Skerrett D., Howarth P., Pearce J., Mangi S., 2022. Illegal, unregulated and unreported fishing impacts: A systematic review of evidence and proposed future agenda. *Marine Policy*, 139, 8. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105033>
- Tidåker P., Potter H. K., Carlsson G., Rööös E., 2021. Towards sustainable consumption of legumes: How origin, processing and transport affect the environmental impact of pulses. *Sustainable Production and Consumption*, 27, 496-508. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.01.017>
- Trusty M. F., 2012. Environmental improvement of seafood through certification and ecolabelling: theory and analysis. *Fish and Fisheries*, 13 (1), 1-13. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00404.x>
- Travaille K. L. T., Lindley J., Kendrick G. A., Crowder L. B., Clifton J., 2019. The market for sustainable seafood drives transformative change in fishery social-ecological systems. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 57, 8. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.05.003>
- Tschamtké T., Grass I., Wanger T. C., Westphal C., Batary P., 2021. Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (10), 919-930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tuck S. L., Winqvist C., Mota F., Ahnstrom J., Turnbull L. A., Bengtsson J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3), 746-755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tulaeva S., Tysiachniouk M., Pappila M., Tynkkynen M., 2023. Marine stewardship council certification in Finland and Russia: Global standards and local practices. *Sustainability*, 15 (5), 20. <https://doi.org/10.3390/su15054063>

- Tuomisto H. L., Hodge I. D., Riordan P., Macdonald D. W., 2012. Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems*, 108, 42-49. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.01.004>
- Tyser L., Kolarova M., Tulacka O., Hamouz P., 2021. Weed vegetation in conventional and organic farming in West Bohemia (Czech Republic). *Plant Soil and Environment*, 67 (7), 376-382. <https://doi.org/10.17221/6/2021-pse>
- UE, 2024. Directive (UE) 2024/825 du Parlement européen et du Conseil du 28 février 2024 modifiant les directives 2005/29/CE et 2011/83/UE pour donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition verte grâce à une meilleure protection contre les pratiques déloyales et grâce à une meilleure information (texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *Journal officiel série L*, 2024/825, 6.3.2024. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32024L0825>
- Vallé C., Le Viol I., Kerbiriou C., Bas Y., Jiguet F., Princé K., 2023. Farmland biodiversity benefits from small woody features. *Biological Conservation*, 286, 11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110262>
- Van der Meulen B. M. J., Van der Velde M., Szajkowska A., Verbruggen R., 2008. *European food law handbook*. Wageningen (Pays-Bas), Wageningen Academic Publishers (European Institute for Food Law series, n° 2), 632 p.
- van der Werf H. M. G., Knudsen M. T., Cederberg C., 2020. Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3 (6), 419-425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- Vashishat R., Sharma S., Chandel R., Dev I., Chauhan G., Divyanshu, Gupta A., Gupta M., Laishram C., 2024. Sustainable agriculture made easy: Cetara-NF's self-certification. *Journal of Agriculture and Food Research*, 18, 10. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101404>
- Vasilakopoulos P., Palialexis A., Boschetti S., Cardoso A., Druon J., Konrad C., Kotta M., Magliozzi C., Palma M., Piroddi C., Ruiz L., Salas Herrero F., Stips A., Tornero V., Hanke G., 2022. *Marine strategy framework directive – Thresholds for MSFD criteria: state of play and next steps*. Luxembourg, Publications Office of the European Union, JRC Report n° 128344, (EUR 31131 EN), 47 p. <https://doi.org/10.2760/640026>
- Vermard Y., Ulrich C., 2024. *Bilan 2023 du statut des ressources halieutiques débarquées par la pêche française hexagonale en 2022*. Brest, Ifremer, 42 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00877/98852/>
- Vijay V., Armsworth P. R., 2021. Pervasive cropland in protected areas highlight trade-offs between conservation and food security. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118 (4), 7. <https://doi.org/10.1073/pnas.2010121118>
- Westgren R. E., 1999. Delivering food safety, food quality, and sustainable production practices: The Label Rouge poultry system in France. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (5), 1107-1111. <https://doi.org/10.2307/1244092>
- Witter A., Murray G., Sumaila U. R., 2021. Consumer seafood preferences related to alternative food networks and their value chains. *Marine Policy*, 131, 11. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104694>
- Woods J. S., Rodder G., Veronesi F., 2019. An effect factor approach for quantifying the entanglement impact on marine species of macroplastic debris within life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 99, 61-66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.018>
- Wurz A., Tschantke T., Martin D. A., Osen K., Rakotomalala A., Raveloaritiana E., Andrianisaina F., Dröge S., Fulgence T. R., Soazafy M. R., Andriafanomezantsoa R., Andrianarimisa A., Babarezoto F. S., Barkmann J., Hänke H., Hölscher D., Kreft H., Rakouth B., Guerrero-Ramírez N. R., Ranarijaona H. L. T., Randriamanantena R., Ratsoavina F. M., Ravaomanarivo L. H. R., Grass I., 2022. Win-win opportunities combining high yields with high multi-taxa biodiversity in tropical agroforestry. *Nature Communications*, 13 (1), 13. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30866-8>
- WWF, 2024. *Rapport Planète Vivante 2024 – Un système en péril*, WWF, Gland, Suisse, 94 p.

# Liste des auteurs et autres contributeurs

## Composition du collectif de travail

Nom, affiliation, ville, *domaine d'expertise ou d'activité*

### Coordination méthodologique et scientifique

Clara Ulrich, Ifremer, Nantes, *halieutique, politique européenne des pêches*  
Françoise Lescourret, INRAE, Avignon, *agroécologie, services écosystémiques, modélisation*  
Olivier Le Gall, INRAE, Bordeaux, *agroécologie, intégrité scientifique*  
Catherine Donnars, INRAE, Paris, *coordination de l'étude*

### Comité d'experts

Valentin Bellassen, INRAE, Dijon, *impact économique et environnemental de la production et de la consommation alimentaires*  
Claire Bernard-Mongin, Cirad, Montpellier, *sciences de gestion, labels, durabilité*  
Cécile Chéron-Bessou, Cirad, Montpellier, *ACV, cultures tropicales*  
Luc Bodiguel, CNRS, Nantes, *droit de l'environnement, biodiversité*  
Christian Bockstaller, INRAE, Colmar, *approche multicritère, indicateurs environnementaux*  
Claire Cerdan, Cirad, Montpellier, *géographie, labels*  
Fabienne Daures, Ifremer, Plouzané, *économie des filières de pêche*  
Alessandra Di Lauro, Université de Pise, Italie, *droit dans le secteur agroalimentaire, labels*  
Anne Farruggia, INRAE, Saint-Laurent-de-la-Prée, *élevage, écologie des prairies*  
Colin Fontaine, CNRS-MNHN, Paris, *écologie, réseaux d'interactions entre espèces*  
Marine Friant-Perrot, Nantes université, Nantes, *droit de l'alimentation, information aux consommateurs*  
Guillaume Fried, Anses, Montpellier, *botanique, flore des agrosystèmes, plantes exotiques*  
Didier Gascuel, Institut Agro, Rennes, *halieutique, écologie marine*  
Sarah Huet, INRAE, Dijon, *modélisation, évaluation environnementale*

Thierry Laugier, Ifremer, Montpellier-Sète, *écologie, aquaculture*

Harold Levrel, AgroParisTech (puis MNHN), Paris, *économie écologique, agriculture et pêche*

Allison Loconto, INRAE, Marne-la-Vallée, *sociologie des labels, indicateurs de biodiversité*

Sterenn Lucas, Institut Agro, Rennes, *économie de la consommation*

Pierre-Alain Maron, INRAE, Dijon, *écologie des communautés microbiennes du sol*

Anne Mérot, INRAE, Montpellier, *agronomie, vigne*

Emmanuelle Porcher, MNHN, Paris, *écologie des communautés, macro-écologie, pollinisateurs*

Adrien Rusch, INRAE, Bordeaux, *agroécologie, fonctions des écosystèmes*

Clélia Sirami, INRAE, Auzeville-Tolosane, *écologie des paysages, indicateurs de biodiversité*

Fabrice Vinatier, INRAE, Montpellier, *écohydrologie, agroécologie, modélisation*

Marie Savina-Rolland, Ifremer, Lorient, *halieutique, dynamique des populations*

Jose-Luis Zambonino-Infante, Ifremer, Plouzané, *physiologie et nutrition des poissons, aquaculture*

## Scientifiques ayant contribué ponctuellement au rapport d'étude

Ludovic Arnaud, INRAE, Toulouse ; Pascal Bach, IRD ; Damien Beillouin, Cirad ; Abdoul Diallo, INRAE, Dijon ; Ainhoa Ihasusta, CNRS, Toulouse ; Julie Regolo, INRAE, Toulouse ; Bénédicte Roche, INRAE, Saint-Laurent-de-la-Prée

## Équipe-projet

**Analyse des cahiers des charges des labels :** Clémence Morant, INRAE, Paris (2<sup>e</sup> année du projet) et Coline Capron, INRAE, Paris (1<sup>ère</sup> année du projet)

**Documentation :** Morgane Le Gall, Ifremer, Plouzané ; Sophie Le Perchec, INRAE, Rennes ; Megan Quimbre, Ifremer, Plouzané, *constitution du corpus et analyse bibliométrique*

**Design graphique :** Jérémy Barrault, graphiste indépendant, *infographies des doubles pages* ; Sacha Desbourdes, INRAE, Orléans, *autres figures*

**Appui à la conduite du projet :** Kim Girard, INRAE, Paris, *gestion administrative et communication* ; Sandrine Gobet, INRAE, Paris, *gestion administrative* ; Claire-Mary Puyfoulhoux, INRAE, Paris, *communication* ; Isabelle Savini, INRAE, *appui éditorial*

## Comité de suivi de l'étude

**Membres :** Ademe, Direction Bioéconomie et énergies renouvelables (Audrey Rimbaud, Vincent Colomb) ; ministère en charge de l'agriculture, Direction générale de la performance économique et environnementale des entreprises (Léa de Martini), Centre d'études et de prospective (Johann Gremont) ; ministère en charge de l'écologie, Commissariat général au développement durable (Valérie To, Noémie Quéré, Catherine Conil) ; Ifremer, Direction générale, Appui aux politiques publiques (Olivier Le Pivert) ; INRAE, Directions scientifiques (Louis-Georges Soler puis Sophie Nicklaus, Thierry Caquet, Cécile Detang-Dessendre) et Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (Guy Richard)

**Membres invités :** Direction générale des affaires maritimes, de la pêche et de l'aquaculture (Yas Farjad) ; INAO (Jacques Gautier) ; OFB, Direction de l'appui aux stratégies pour la biodiversité (Antoine Villar) ; ministère en charge de la recherche, Direction générale pour la recherche et l'innovation (Philip Roche)

## Comités consultatifs

**Organisations concernées par la problématique de l'étude :** Adépale, Association des instituts techniques agricoles, Association nationale des industries alimentaires, Basic, Caisse des dépôts et consignations biodiversité, Chambres d'agriculture France, Comité national des interprofessions des Vins à appellation d'origine et indication géographique, Comité interprofessionnel des produits de l'aquaculture, Coopération agricole, Confédération des industries de traitement des produits des pêches maritimes et de l'aquaculture, France Filière Pêche, France nature environnement, Institut du développement durable et des relations internationales, représentation française de l'IPBES, Inter-céréales, Interprofession des fruits et légumes, Interprofession de l'élevage bovin, Ligue pour la protection des oiseaux, Noé, Paysans de nature, Syndicat des entreprises agroalimentaires bio, Union fédérale des consommateurs Que-choisir, Union internationale pour la conservation de la Nature (France), Union du mareyage français, World Wildlife Fund France


**Labels et initiatives locales :** Agence Bio, ASC France, Bee Friendly, Citoyens et compagnie, Comité national Inao des AOP laitières, agroalimentaires et forestières, Commerce équitable France, Demeter, Dijon Métropole, Fédération nationale de l'agriculture biologique, Institut national de l'agriculture biologique, Label Rouge (Fédélis, Fil Rouge, Sylaporc, Synalaf), MSC, Nature & Progrès, Rainforest Alliance, RSPO, RTRS

**Cet ouvrage est tiré du rapport d'étude :**

Clara Ulrich (coord.), Françoise Lescourret (coord.), Olivier Le Gall (coord.), Ludovic Arnaud, Pascal Bach, Damien Beillouin, Valentin Bellassen, Claire Bernard-Mongin, Christian Bockstaller, Luc Bodiguel, Coline Capron, Claire Cerdan, Cécile Chéron-Bessou, Fabienne Daurès, Abdoul Diallo, Alessandra Di Lauro, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Marine Friant-Perrot, Guillaume Fried, Didier Gascuel, Sarah Huet, Thierry Laugier, Morgane Le Gall, Sophie Le Perhec, Harold Levrel, Ainhoa Ihasusta, Allison Loconto, Sterenn Lucas, Pierre-Alain Maron, Clémence Morant, Anne Mérot, Emmanuelle Porcher, Mégan Quimbre, Julie Regolo, Bénédicte Roche Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Fabrice Vinatier, José-Luis Zambonino-Infante, Catherine Donnars (2025). *Agriculture, aquaculture et pêche : impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité*. Rapport d'étude, INRAE-Ifremer (France), 2025, 581 p. DOI 10.17180/ayg4-ob92 ; (hal-05143887)

## Remerciements

Les auteurs remercient les scientifiques ayant contribué ponctuellement au rapport et les relecteurs externes du rapport et de la synthèse de l'étude, les membres du comité de suivi réunissant les commanditaires et d'autres services de l'État concernés, dont l'Inao et l'OFB, les membres d'organisations professionnelles et de la société civile et les labels ayant été consultés durant l'étude, ainsi que les graphistes et l'équipe de la Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études ayant collaboré au projet.

Visuel de couverture : pictogrammes de Jérémy Barrault (tous droits réservés),  
composition d'Inès de Pinel de la Taule  
Coordination éditoriale : Aude Boufflet  
Édition : Eline Susset  
Mise en page intérieure :  **EliLoCom**  
Mise en page de la couverture : Marie-Pierre Charbit  
Infographie : Jérémy Barrault, pour les infographies doubles pages (tous droits réservés),  
et Sacha Desbourdes

Dépôt légal : mars 2026

Achévé d'imprimer



La loi Climat et résilience de 2021 propose la mise en place d'un affichage environnemental sur les produits alimentaires afin d'informer les consommateurs de l'impact de leurs achats sur les écosystèmes. Parmi ces impacts, ceux sur la biodiversité sont toutefois difficiles à appréhender de manière synthétique. Cet ouvrage documente ce volet biodiversité, en se focalisant sur les pratiques de production d'un échantillon de labels alimentaires couvrant des produits issus de l'agriculture, de l'aquaculture et de la pêche.

Il reprend les principaux enseignements d'une étude réalisée par un comité scientifique pluridisciplinaire à la demande des ministères en charge de la transition écologique, de l'agriculture et de l'alimentation ainsi que l'Ademe. L'échantillon étudié illustre la diversité des labels: publics ou privés, nationaux ou internationaux, transversaux (l'agriculture biologique, par exemple) ou spécialisés dans une filière (soja, poisson, etc.).

La littérature scientifique liant labels et impacts sur la biodiversité sauvage ne concernant que peu de cas de figures, les auteurs proposent une démarche qui passe par l'analyse des pratiques identifiées dans les cahiers des charges. Et au-delà, ils s'intéressent au design institutionnel des labels (référentiel, contrôle, accréditation, traçabilité) ainsi qu'au contexte réglementaire et socioéconomique qui contribuent à garantir l'effectivité de leurs engagements. Enfin, trois pistes méthodologiques sont explorées pour quantifier les impacts sur la biodiversité, en vue d'une application dans l'affichage environnemental.

Cette analyse s'adresse aux décideurs et aux collectivités territoriales, aux professionnels des milieux agricoles, aquacoles et marins ainsi qu'à toute personne intéressée par les systèmes alimentaires et leurs impacts sur l'environnement.

**Clara Ulrich**, chercheure, coordonne les expertises halieutiques à l'Ifremer, après avoir mené au Danemark des travaux en appui aux politiques publiques de la pêche.

**Françoise Lescourret**, directrice de recherche INRAE, est spécialiste en agroécologie, modélisation des systèmes horticoles et en étude des services écosystémiques.

**Olivier Le Gall**, directeur de recherche INRAE, spécialisé en agroécologie, a récemment contribué à la mise en place de l'Office français de l'intégrité scientifique.

**Catherine Donnars** coordonne des expertises au sein de la Direction à l'expertise scientifique, la prospective et les études (DEPE) à INRAE.

éditions  
**Quæ**

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE  
[www.quae.com](http://www.quae.com)



23 €

ISBN: 978-2-7592-4217-7



9 782759 242177

ISSN: 2115-1229  
Réf.: 03040