

# LIGNES DIRECTRICES POUR L'ÉLABORATION D'UN INDICATEUR DE BIODIVERSITÉ DES HABITATS AGRICOLES PROPRE À L'OCDE

---

DOCUMENTS DE L'OCDE SUR  
L'ALIMENTATION, L'AGRICULTURE  
ET LA PÊCHE

Juillet 2023 n°201



## Lignes directrices pour l'élaboration d'un Indicateur de biodiversité des habitats agricoles propre à l'OCDE

Ulrike Bayr, NIBIO ; Kelly Cobourn, OCDE ; Petra Dieker, Thünen Institute ;  
Wendy Fjellstad, NIBIO ; Felix Herzog, Agroscope ; Jussi Lankoski, OCDE

La moitié des terres habitables de la planète étant utilisée pour l'agriculture, la surveillance de la biodiversité des terres agricoles est essentielle pour atteindre les objectifs de la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique (CDB). Ce document vise à faire progresser la surveillance de la biodiversité agricole dans les pays de l'OCDE en étudiant les initiatives nationales actuelles et en proposant des lignes directrices pour l'élaboration d'un indicateur fondé sur l'habitat. L'approche proposée fournit un cadre flexible et pragmatique pour harmoniser les rapports des programmes nationaux tout en tenant compte de la diversité des facteurs contextuels d'un pays à l'autre, notamment les systèmes agricoles, le climat, les conditions biophysiques et les pools d'espèces. Afin de faciliter la mise en œuvre de l'indicateur à court terme, il est prévu trois niveaux de notification, qui dépendent de la disponibilité des données, de sorte que tous les pays peuvent participer, qu'ils disposent de ressources limitées en matière de données ou qu'ils soient déjà dotés de programmes de surveillance.

**Mots-clés :** Agriculture, indicateur agroenvironnemental, services écosystémiques, occupation des sols, surveillance

**Codes JEL :** Q15, Q18, Q24, Q57

### Remerciements

Ce travail a bénéficié des commentaires des délégués de l'OCDE et des experts en biodiversité présents lors de l'Atelier de l'OCDE sur l'élaboration d'un indicateur de biodiversité agricole spécifique à l'habitat, qui s'est tenu en août 2022, ainsi que de Guillaume Gruère, Ben Henderson, Katia Karousakis, Roger Martini, Julia Nielson et Will Symes. Martina Abderrahmane (OCDE) a apporté son concours à la rédaction et à la mise en page.

## Table des matières

Résumé .....	3
1. Introduction .....	4
1.1. Pourquoi surveiller la biodiversité agricole ? .....	4
1.2. Qu'est-ce que la biodiversité agricole ? .....	5
1.3. Qu'est-ce qu'un habitat agricole ? .....	6
1.4. Cartographie des habitats agricoles et évaluation de la qualité de l'habitat.....	6
2. État des lieux de la surveillance de la biodiversité agricole .....	7
2.1. Travaux antérieurs de l'OCDE .....	7
2.2. Initiatives nationales actuelles .....	8
2.3. Initiatives actuelles de surveillance de la biodiversité agricole dans le monde .....	15
2.4. Techniques et technologies de surveillance émergentes.....	17
3. Méthodes de surveillance fondées sur l'habitat .....	18
3.1. De la collecte des données à la cartographie de l'habitat .....	18
3.2. De la cartographie à la surveillance.....	18
3.3. Échantillonnage.....	19
3.4. Fréquence de la saisie des données et des rapports.....	19
4. Types d'analyses et indicateurs .....	20
4.1. Diversité génétique .....	20
4.2. Diversité des espèces.....	20
4.3. Diversité fonctionnelle.....	21
4.4. Diversité des habitats.....	21
4.5. Variables essentielles de biodiversité.....	22
4.6. Un indice composite.....	22
5. L'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles proposé par l'OCDE .....	23
5.1. Un indicateur pragmatique applicable à court terme .....	25
5.2. Définitions et meilleures pratiques pour le calcul de l'indice .....	26
5.3. Un système de niveaux pour refléter la disponibilité des données.....	27
5.4. Évolution des données et des méthodes dans le temps .....	28
5.5. Classification hiérarchique de l'habitat agricole.....	28
5.6. Plan d'action suggéré pour l'avenir.....	29
Références .....	31
Annexe A. Résumé de l'atelier de l'OCDE des 24 et 25 août 2022 .....	39

## Graphiques

Graphique 2.1. Cadre de référence pour les indicateurs d'agrobiodiversité de l'OCDE .....	9
---	---

## Tableaux

Tableau 2.1. Vue d'ensemble des types d'habitats agricoles reconnus dans les politiques nationales (P) et faisant l'objet d'une surveillance (S) dans les pays de l'OCDE .....	10
Tableau 2.2. Surveillance des espèces dans les pays de l'OCDE .....	11
Tableau 2.3. Programmes actuels de surveillance fondée sur l'habitat dans les pays de l'OCDE .....	12
Tableau 2.4. Compendium des données disponibles des programmes de surveillance de l'habitat dans les pays de l'OCDE .....	14

## Messages clés

- Ce rapport présente une vue d'ensemble de l'état de la surveillance de la biodiversité agricole dans les pays de l'OCDE, examine les initiatives internationales de surveillance de la biodiversité agricole, explore les méthodes de surveillance fondées sur l'habitat et les indicateurs potentiels, et propose un Indicateur de biodiversité des habitats agricoles propre à l'OCDE.
- Afin d'accompagner les pays de l'OCDE, qui se sont massivement engagés à préserver et à améliorer les conditions de la biodiversité, il est essentiel d'élaborer un indicateur qui permette de suivre l'évolution de la biodiversité dans le temps de manière plus détaillée que les indicateurs agroenvironnementaux (IAE) de l'OCDE ne l'autorisent actuellement, dans la mesure où ils se résument à l'indice des oiseaux des milieux agricoles pour un sous-ensemble de pays membres.
- Ce document vise à faire progresser la surveillance de la biodiversité dans l'agriculture grâce à un indicateur complémentaire fondé sur l'habitat. Les habitats sont un indicateur important de la biodiversité car ils décrivent l'environnement dans lequel vivent divers animaux et plantes ainsi que les ressources disponibles pour leur survie. En outre, la surveillance des habitats présente des avantages pratiques, tels que la possibilité d'utiliser la télédétection et l'imagerie aérienne pour suivre l'évolution de la biodiversité dans le temps au niveau du paysage.
- L'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles proposé par l'OCDE dépend de la réalisation de quatre étapes dans chaque pays membre : 1) définir les types d'habitats agricoles à surveiller ; 2) classer chaque type d'habitat en fonction de sa valeur pour la biodiversité ; 3) calculer la proportion d'habitats agricoles dans chaque classe de valeur ; 4) calculer une valeur indice fondée sur les parts d'habitats dans les différentes classes de valeur.
- La mise en œuvre de l'indicateur proposé sera facilitée à court terme par une approche à trois niveaux qui tient compte des différences entre les pays en matière de disponibilité des données. Le niveau III (disponibilité limitée des données) repose sur des définitions générales de l'habitat et des classements de la valeur du point de vue de la biodiversité, tandis que le niveau I (disponibilité élevée des données) comprend des définitions plus fines de l'habitat et des analyses de données de terrain permettant de classer les habitats en fonction de leur valeur en termes de biodiversité.

## Résumé

Étant donné que la moitié des terres habitables de la planète sont utilisées pour l'agriculture, il est essentiel de comprendre les relations entre les pratiques de production agricole et la biodiversité. Les pratiques de gestion agricole influencent la biodiversité, et parallèlement, la biodiversité soutient l'agriculture en offrant des services écosystémiques cruciaux, tels que la pollinisation, la lutte contre les ravageurs et la fertilité des sols. La surveillance de la biodiversité peut contribuer à mettre en évidence et à expliquer les changements observés dans la fourniture de ces services, ainsi qu'à apporter des indications sur l'efficacité des mesures agroenvironnementales visant à améliorer les résultats environnementaux.

Les indicateurs agroenvironnementaux de l'OCDE permettent de suivre les performances du secteur agricole sur un large éventail de questions liées à l'environnement et aux ressources, mais la surveillance de la biodiversité reste limitée à l'indice des oiseaux des milieux agricoles, qui n'est surveillé que par un sous-ensemble d'États membres. La question de savoir comment mesurer et surveiller la biodiversité agricole dans les pays de l'OCDE pose de nombreux problèmes. En effet, ils représentent une diversité de systèmes agricoles et régimes fonciers présents et passés, de conditions climatiques et biophysiques et de pools d'espèces, de même qu'ils ont déployé à ce jour des efforts très disparates en matière de collecte de données et de surveillance de la biodiversité.

Ce rapport vise à faire progresser la surveillance de la biodiversité dans l'agriculture en proposant un indicateur complémentaire fondé sur l'habitat. Les habitats sont en soi un indicateur important de la biodiversité car ils décrivent l'environnement dans lequel vivent divers animaux et plantes ainsi que les

ressources disponibles pour leur survie. La surveillance de la biodiversité par le biais de la surveillance des habitats présente également des avantages pratiques, tels que la possibilité d'utiliser la télédétection et l'imagerie aérienne pour examiner les changements dans le temps au niveau du paysage. La valeur de la surveillance des habitats pour comprendre l'évolution de la biodiversité est reconnue par de nombreuses initiatives internationales et régionales, telles que le Réseau d'observation de la biodiversité (GEO BON) et le Programme européen de surveillance de la biodiversité dans les paysages agricoles (EMBAL).

Plus précisément, l'objet de ce document est d'étudier les initiatives actuelles de surveillance de la biodiversité agricole dans les pays de l'OCDE, de recenser les éléments essentiels de la conception des indicateurs et de proposer des lignes directrices pour l'élaboration de l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles propre à l'OCDE. Il ressort d'une enquête que de nombreux pays de l'OCDE ont mis en place une surveillance de la biodiversité fondée sur l'habitat au niveau national. Les programmes nationaux s'appuient généralement sur l'enregistrement sur le terrain ou sur une combinaison de télédétection et d'enregistrement sur le terrain, ainsi que sur l'enregistrement des espèces, afin de garantir que les habitats significatifs et leur qualité sont pris en compte. Malgré des objectifs similaires, ces programmes nationaux présentent des différences considérables en termes de définition des habitats, de stratégies d'échantillonnage et de fréquence de collecte des données.

Il est essentiel que l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles proposé par l'OCDE permette d'harmoniser les rapports issus des divers programmes nationaux de surveillance, tout en reconnaissant que les différentes régions biogéographiques et les différents systèmes agricoles présentent des pools d'espèces et des niveaux de base de biodiversité différents. Idéalement, il faudrait pouvoir utiliser l'indicateur à relativement court terme de façon à faciliter la collecte de données de référence là où il n'y en a pas actuellement, à commencer à évaluer les tendances en matière de biodiversité des habitats et à soutenir l'analyse des politiques visant à préserver ou à améliorer l'habitat agricole. L'indicateur devrait également s'appuyer sur les programmes de surveillance de la biodiversité et les obligations de rapports déjà en place, afin d'éviter la duplication des efforts et d'alléger la charge administrative et financière que représente l'établissement de ces rapports pour les États membres.

L'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles proposé par l'OCDE dépend de la réalisation de quatre étapes dans chaque pays membre : 1) définir les habitats agricoles à surveiller ; 2) catégoriser chaque type d'habitat en fonction de sa valeur pour la biodiversité ; 3) calculer la proportion d'habitats agricoles dans chaque classe ; 4) calculer une valeur indice fondée sur les parts d'habitats et les classes de valeur.

Afin de faciliter la mise en œuvre de l'indicateur à court terme tout en prenant en compte les différences entre les pays en matière de disponibilité des données, trois niveaux de notification sont prévus : le niveau III (disponibilité limitée des données) repose sur des définitions générales de l'habitat et des classements de la valeur du point de vue de la biodiversité, tandis que le niveau I (disponibilité élevée des données) comprend des définitions plus fines de l'habitat et des analyses de données de terrain permettant de classer les habitats en fonction de leur valeur en termes de biodiversité. L'indicateur proposé offre deux moyens de suivre l'évolution d'un pays dans le temps, l'un axé sur l'habitat et l'autre sur la surveillance. À un niveau de notification donné, le score de l'indice quand l'évolution des pratiques agricoles accroît la part des terres agricoles dans les habitats de grande valeur pour la biodiversité. En outre, les pays peuvent passer d'un niveau de notification à l'autre au fur et à mesure qu'ils progressent dans la collecte des données et la surveillance.

## 1. Introduction

### 1.1. Pourquoi surveiller la biodiversité agricole ?

La Convention des Nations Unies sur la diversité biologique (CDB) impose à ses signataires d'élaborer une stratégie et un plan d'action nationaux en matière de biodiversité et d'intégrer la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité dans les plans, programmes et politiques sectoriels ou intersectoriels pertinents. Plus précisément, la Convention exige des pays qu'ils identifient et surveillent les éléments importants de la biodiversité, ainsi que les processus et les activités susceptibles d'avoir des effets néfastes sur la biodiversité.

Étant donné que la moitié des terres habitables de la planète sont utilisées pour l'agriculture (Ritchie, 2019<sup>[1]</sup>), il est important de comprendre les relations entre les pratiques de production agricole et la biodiversité. L'agriculture intensive, qui nécessite de grandes quantités d'engrais, de pesticides, d'énergie et d'eau, et qui repose sur la mécanisation des cultures et des récoltes, est connue pour être nuisible à la biodiversité (Tsiafouli et al., 2015<sup>[2]</sup> ; Díaz et al., 2019<sup>[3]</sup> ; Benton et al., 2021<sup>[4]</sup>). Il existe de nombreux

systèmes de production dans le monde qui ne peuvent pas, en tant que tels, avoir une grande valeur pour la biodiversité, même s'ils ont une grande valeur pour le rendement des cultures et la sécurité alimentaire. Dans ces cas, certaines mesures de sauvegarde et de réduction seront nécessaires afin que la base de ressources soit préservée et que les écosystèmes et la faune sauvage survivent dans ces paysages. En revanche, la gestion agricole extensive, qui utilise relativement peu de main-d'œuvre et de capital et produit un rendement plus faible par unité de terre que l'agriculture intensive, est essentielle au maintien de la biodiversité dans beaucoup de pays (Bignal et McCracken, 2000<sup>[5]</sup> ; Henle et al., 2008<sup>[6]</sup> ; Takeuchi, 2010<sup>[7]</sup> ; Pungar et al., 2021<sup>[8]</sup> ; Mózner, Tabi et Csutora, 2012<sup>[9]</sup>). Il existe de nombreux exemples de pratiques de gestion agricole qui se situent entre ces deux extrêmes et qui cherchent à soutenir à la fois le rendement et la biodiversité.

Si l'agriculture a un impact sur la biodiversité, il est également vrai que la biodiversité est importante pour l'agriculture, car elle soutient des services écosystémiques essentiels, tels que la pollinisation, la lutte contre les ravageurs et la fertilité des sols (Dainese et al., 2019<sup>[10]</sup> ; Hardelin et Lankoski, 2018<sup>[11]</sup>). La surveillance peut contribuer à mettre en évidence et à expliquer les changements observés dans la fourniture de ces services écosystémiques qui peuvent affecter les rendements agricoles. Elle peut également apporter des indications sur les facteurs politiques susceptibles d'entraver la fourniture de services écosystémiques, ainsi que sur l'efficacité des instruments politiques visant à améliorer les résultats environnementaux (Hardelin et Lankoski, 2018<sup>[11]</sup>). Une méta-analyse portant sur une grande variété d'agroécosystèmes à travers le monde a montré que les efforts de restauration, par exemple, peuvent être très efficaces pour accroître la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques dans les agroécosystèmes (Barral et al., 2015<sup>[12]</sup>)<sup>1</sup>. De même, les incitations gouvernementales visant à encourager la plantation de fleurs sauvages au profit des pollinisateurs se sont avérées efficaces pour augmenter leur nombre ainsi que la richesse des espèces en Europe et en Amérique du Nord (Williams et al., 2015<sup>[13]</sup>). Compte tenu de la capacité de ces programmes à améliorer les résultats en matière de biodiversité, il est important de surveiller la biodiversité sur les terres agricoles et d'évaluer si les fonds actuellement versés au secteur agricole pourraient être réformés et ciblés afin d'améliorer la durabilité environnementale (OCDE, 2022<sup>[14]</sup>).

## 1.2. Qu'est-ce que la biodiversité agricole ?

La biodiversité agricole comprend l'ensemble des espèces, des habitats et de la diversité génétique présents dans les paysages agricoles. Une forme de biodiversité, appelée biodiversité planifiée, est volontairement intégrée à l'agroécosystème par l'agriculteur ; elle comprend les espèces et les variétés de cultures plantées, les races de bétail, les abeilles mellifères et toute espèce introduite pour soutenir l'agriculture, comme les bourdons pour la pollinisation, ou les prédateurs, les parasitoïdes ou les pathogènes pour le contrôle biologique des ravageurs (Vandermeer et Perfecto, 1995<sup>[15]</sup>). Les efforts visant à cibler la biodiversité planifiée, dans le cadre d'un mandat plus large en matière de biodiversité, sont notamment dirigés par la Commission des ressources génétiques pour l'alimentation et l'agriculture (~180 pays) et par le Traité international sur les ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture (~150 pays), qui établissent pour les parties des exigences en matière de surveillance et d'établissement de rapports.

Ce rapport ne traite pas de la biodiversité planifiée, mais se concentre sur la biodiversité associée dans le paysage agricole<sup>2</sup>. La biodiversité associée comprend toutes les formes de vie non récoltées qui coexistent dans la zone agricole et les habitats adjacents à l'exploitation, tels que les haies, les étangs, les murs de pierre, les bois et les prairies non gérées. La biodiversité associée comprend donc des espèces qui dépendent de l'agriculture ainsi que des espèces sauvages apparentées à des espèces domestiquées, et inclut aussi bien des organismes bénéfiques pour l'agriculture que des organismes neutres ou nuisibles (Vandermeer et Perfecto, 1995<sup>[15]</sup>).

<sup>1</sup> Barral et al. (2015<sup>[12]</sup>) citent deux exemples d'efforts de restauration écologique à grande échelle : le Pacte pour la restauration de la forêt atlantique, qui a pour objectif de restaurer 15 millions d'hectares de terres dégradées dans le biome de la forêt atlantique brésilienne d'ici 2050 (Calmon et al., 2011<sup>[113]</sup>), et le Programme de conversion des terres en pente en Chine, qui a retiré les terres en pente et marginales de la production agricole dans le but de réduire l'érosion et la désertification (Yin et Zhao, 2012<sup>[110]</sup>).

<sup>2</sup> Ce rapport traite uniquement de la biodiversité des terres agricoles, c'est-à-dire qu'il n'y est pas question des conséquences du changement d'affectation des terres sur la biodiversité et qu'il n'a pas pour objet de définir de manière exhaustive les profils de biodiversité des pays, qui dépendent de la biodiversité observée dans les habitats non agricoles, tels que les espaces naturels ou les zones humides.

### 1.3. Qu'est-ce qu'un habitat agricole ?

Les terres agricoles sont des terres utilisées pour cultiver des plantes ou élever du bétail. Elles comprennent les terres cultivées telles que les cultures arables et les rizières, les terres influencées par les animaux au pacage telles que les pâturages et les parcours, et les terres utilisées pour la récolte de nourriture humaine ou de fourrage pour le bétail.

Le terme « habitat » a été utilisé de différentes manières, comme le décrit l'étude de Hall, Krausman et Morrison (1997<sup>[16]</sup>). La définition classique prend une seule espèce comme point de départ et explicite le lien entre l'habitat et les organismes. L'habitat est défini comme suit : « les ressources et les conditions présentes dans un espace qui provoquent son occupation par un organisme donné, en permettant sa survie et sa reproduction. L'habitat est spécifique à un organisme ; il relie la présence d'une espèce, d'une population ou d'un individu (animal ou végétal) aux caractéristiques physiques et biologiques d'un espace. L'habitat ne se limite pas à la végétation ou à la structure de la végétation ; c'est la somme des ressources spécifiques dont les organismes ont besoin. Chaque fois qu'un organisme dispose de ressources lui permettant de survivre, il s'agit d'un habitat » (Hall, Krausman et Morrison, 1997<sup>[16]</sup>).

Si une définition qui préserve le lien entre les espèces et les habitats est intéressante d'un point de vue théorique, elle présente des difficultés pratiques pour la cartographie sur le terrain, car le nombre d'habitats tels que définis par Hall, Krausman et Morrison (1997<sup>[16]</sup>) est aussi important que le nombre d'espèces. Il existe une approche plus pragmatique de la définition de l'habitat, inspirée des principes du Great Britain Countryside Survey, et selon laquelle l'habitat est : « un élément de la surface terrestre qui peut être défini spatialement de manière cohérente sur le terrain afin de définir les principaux environnements dans lesquels vivent les organismes » (Bunce et al., 2005<sup>[17]</sup> ; Bunce et al., 2011<sup>[18]</sup>). Étant donné que l'utilisation des terres agricoles modifie généralement la surface du sol de manière visible, cette définition peut s'appliquer aux habitats agricoles. Chaque type différent d'utilisation des terres agricoles, par exemple un champ de céréales, un verger ou une rizière, peut être interprété comme un type d'habitat potentiel, offrant un ensemble spécifique de conditions environnementales<sup>3</sup>. Cette définition favorise l'utilisation de photographies aériennes et de données de télédétection pour la cartographie des habitats, permet d'examiner les changements des habitats dans le temps au niveau du paysage et facilite les liens entre les enregistrements d'habitat et d'autres indicateurs de biodiversité (Bunce et al., 2013<sup>[19]</sup>).

Outre les espaces utilisés directement pour la production alimentaire, le terme d'habitat agricole englobe également d'autres parcelles de terre sur l'exploitation. Il s'agit généralement de divers types d'éléments de délimitation ou de poches d'habitats naturels ou semi-naturels entourés de terres agricoles. Ainsi, chaque parcelle de terre d'une exploitation agricole est potentiellement un type d'habitat agricole. Le nombre et le type d'espèces présentes dans chaque habitat varient ; certains types d'habitat contiennent sans aucun doute plus d'espèces que d'autres, et certains environnements abritent plus d'espèces que d'autres.

### 1.4. Cartographie des habitats agricoles et évaluation de la qualité de l'habitat

En matière de cartographie de l'habitat agricole, des pays dont les systèmes agricoles sont assez similaires peuvent présenter des différences subtiles dans la manière dont ils définissent les catégories d'utilisation et d'occupation des sols (Jansen et Gregorio, 2002<sup>[20]</sup>). En outre, les catégories utilisées pour générer une carte spécifique dépendent des limites des sources de données disponibles (Glimskär et Skånes, 2015<sup>[21]</sup>). Ces difficultés compliquent la comparaison des cartes des habitats des différents pays.

Par ailleurs, la définition des habitats comme des parcelles de terre relativement homogènes ne reflète pas nécessairement les conditions telles qu'elles sont vécues par les plantes, les animaux, les champignons et les microorganismes. Chaque espèce a des exigences uniques liées à des facteurs abiotiques (température, humidité de l'air, niveau d'ensoleillement, etc.) et biotiques (concurrents, prédateurs, sources de nourriture, etc.). Par exemple, un champ arable peut sembler homogène et facile à délimiter à partir d'une photographie aérienne, mais pour de nombreux organismes, les conditions en bordure du champ sont plus favorables qu'au centre. Par conséquent, étant donné que les petits champs présentent proportionnellement davantage de ces conditions favorables existant en bordure de champ, la

<sup>3</sup> Le lien entre l'utilisation des terres et leur valeur en tant que forme d'habitat dépend du contexte ; une utilisation particulière des terres agricoles peut avoir une plus grande valeur en tant qu'habitat que d'autres en fonction des types de systèmes agricoles présents, de la trajectoire historique du développement agricole, du climat, des conditions biophysiques, des pools d'espèces et du paysage environnant.

biodiversité peut diminuer à mesure que la taille du champ augmente (Martin et al., 2019<sup>[22]</sup> ; Clough, Kirchweiger et Kantelhardt, 2020<sup>[23]</sup>). Partant, alors qu'une carte très détaillée pourrait identifier la bordure comme un type d'habitat spécifique, une autre approche consiste à considérer que tout type d'habitat peut varier en termes de « qualité », un habitat de qualité supérieure abritant plus d'espèces ou plus d'individus d'une même espèce qu'un habitat de faible qualité<sup>4</sup>.

Dans la mesure où les classes d'utilisation et d'occupation des sols peuvent comprendre des parcelles présentant un degré élevé de variation de la qualité de l'habitat, d'autres données sont souvent utilisées pour fournir des informations sur les conditions de la biodiversité. Par exemple, des terres relevant du même grand type d'utilisation des sols (par exemple les terres cultivées) peuvent être gérées de manière intensive (labour, semis, fertilisation et pulvérisation de produits agrochimiques) ou moins intensive (pas de labour, cultures permanentes, pas de fertilisation, pas de produits chimiques). Certains pays se dotent de systèmes de données permettant de faire correspondre les pratiques de gestion à des parcelles spécifiques. Plus couramment, les signaux d'intensité de la gestion sont interprétés à partir de photos aériennes ou d'images satellite, par exemple en examinant la planéité de la surface, la couleur ou la réflectance de la végétation, ou encore le schéma de développement de la végétation au cours de la saison. Ces méthodes deviennent de plus en plus sophistiquées au fur et à mesure que les technologies s'améliorent.

Si la télédétection peut fournir des données de plus en plus précieuses sur les habitats, il existe néanmoins un large consensus sur le fait que la meilleure façon d'évaluer la qualité de l'habitat des parcelles est de recueillir des observations sur le terrain, en y enregistrant les espèces présentes dans l'habitat. Cependant, comme l'enregistrement des espèces prend beaucoup de temps, seule une sélection d'espèces, souvent orientée vers celles qui sont faciles à observer et à identifier, peut être enregistrée à partir d'un petit échantillon de la surface de l'exploitation. En outre, dans les habitats qui ont déjà subi une dégradation, les espèces qui dépendaient autrefois de l'habitat peuvent ne plus être présentes.

## 2. État des lieux de la surveillance de la biodiversité agricole

### 2.1. Travaux antérieurs de l'OCDE

Depuis plus de 20 ans, l'OCDE travaille à l'élaboration d'un ensemble d'indicateurs d'agrobiodiversité à la fois pertinents sur le plan politique, solides sur le plan analytique, mesurables et faciles à interpréter (OCDE, 2001<sup>[24]</sup>). Le Cadre de référence pour les indicateurs d'agrobiodiversité de l'OCDE (Graphique 2.1) est l'un des principaux résultats des ateliers d'experts organisés à ce jour.

En 2001, l'OCDE a recommandé aux pays membres de commencer dès que possible à collecter des données sur la biodiversité dans le contexte de l'agriculture (OCDE, 2001<sup>[25]</sup>) et a présenté des méthodes et des exemples de bonnes pratiques. Néanmoins, un rapport réalisé pour l'OCDE (Karousakis, 2018<sup>[26]</sup>) a révélé un nombre étonnamment faible d'études évaluant rigoureusement l'impact des politiques sur les résultats en matière de biodiversité (par exemple sur les espèces ou les habitats).

---

<sup>4</sup> Pour un indicateur à l'échelle nationale, l'intégration d'informations sur les micro-habitats et la qualité des habitats est probablement irréalisable. Par exemple, les informations à l'échelle de la parcelle individuelle peuvent ne pas être disponibles, alors que les informations à l'échelle de la classe parente seraient disponibles à une résolution suffisante. Dans la mise en œuvre, il est probable que la résolution des données limite la surveillance de l'habitat.

## 2.2. Initiatives nationales actuelles

Beaucoup de pays de l'OCDE ont mis en place une forme ou une autre de cartographie et de surveillance de la biodiversité. Souvent, l'accent a été mis sur la surveillance des espèces et des zones dont la conservation est particulièrement préoccupante ou hautement prioritaire au niveau national (Henle et al., 2013<sup>[27]</sup>). Néanmoins, certains pays surveillent également les paysages agricoles depuis de nombreuses années. Le programme national de surveillance le plus ancien est le Countryside Survey en Grande-Bretagne, lancé par l'UKCEH (UK Centre for Ecology & Hydrology) en 1978. Pour de nombreux pays, la surveillance de la biodiversité agricole est une entreprise plus récente. Certains pays ont utilisé les données historiques disponibles pour évaluer rétrospectivement les conditions de la biodiversité. Par exemple, le Canada a utilisé les données de recensement pour calculer un indicateur de la capacité d'habitat de la faune sauvage sur les terres agricoles, en construisant une série chronologique remontant à 1986 (Clearwater et al., 2016<sup>[28]</sup>).

Pour ce rapport, un questionnaire sur la surveillance de la biodiversité, comprenant des questions sur les initiatives politiques, les sources de données utilisées, la fréquence de collecte des données, les unités de mesure et les outils de diffusion, a été envoyé aux contacts désignés par 25 pays de l'OCDE, dont 16 ont répondu<sup>5</sup>. Parmi les pays ayant répondu, 13 ont mis en place une surveillance des habitats au niveau national. La plupart d'entre eux s'appuient sur l'enregistrement sur le terrain ou sur une combinaison de télédétection et d'enregistrement sur le terrain. Les principales catégories d'habitats agricoles couvertes par les différents programmes sont présentées dans le tableau 2.1, avec une évaluation de la reconnaissance explicite de chaque catégorie dans la politique nationale. Les habitats agricoles ne font pas nécessairement l'objet d'une surveillance, même lorsqu'ils sont reconnus dans la politique nationale comme étant importants pour la biodiversité agricole. Cela vaut en particulier pour les structures paysagères (par exemple les limites des champs et les haies).

Si la surveillance des habitats peut constituer un indicateur utile de la biodiversité (Bunce et al., 2013<sup>[19]</sup>), la précision du lien entre les habitats et les espèces dépend de la précision de la classification des habitats, ainsi que de nombreuses autres variables contextuelles, telles que la composition et la configuration du paysage environnant. C'est pourquoi de nombreux pays incluent un aspect d'enregistrement des espèces dans leurs initiatives de surveillance de la biodiversité. Les données relatives aux espèces peuvent permettre de s'assurer que des habitats significatifs sont pris en compte et parallèlement fournir des informations sur la qualité des habitats.

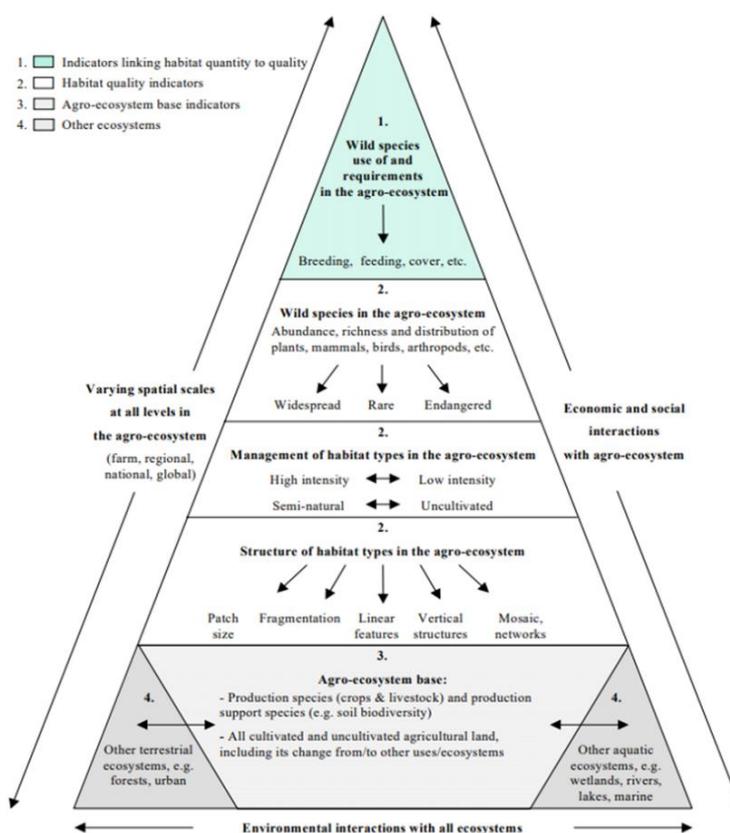
Parmi les pays participants qui ont mis en œuvre une surveillance des espèces (tableau 2.2), le groupe le plus fréquemment surveillé est celui des oiseaux des champs (13), avant les papillons (12) et les plantes des champs (7). Cinq pays surveillent les bourdons (ou se préparent à le faire) et trois surveillent les invertébrés du sol. Dans le cadre des efforts déployés par le Countryside Survey britannique pour surveiller les sols, les bactéries et les propriétés chimiques du sol sont également prises en compte (Black et al., 2003<sup>[29]</sup>)<sup>6</sup>. La France, l'Italie, l'Irlande et les Pays-Bas n'ont pas participé à l'enquête, mais ont mis en place des programmes de surveillance de différents taxons, notamment des organismes/invertébrés du sol (principalement des vers de terre) (Gardi et al., 2009<sup>[30]</sup> ; Rutgers et al., 2019<sup>[31]</sup> ; Van Leeuwen et al., 2017<sup>[32]</sup>). L'Allemagne et l'Autriche disposent également de programmes nationaux de surveillance des invertébrés du sol (là encore principalement des vers de terre) (Van Leeuwen et al., 2017<sup>[32]</sup>).

---

<sup>5</sup>En décembre 2021, le Secrétariat de l'OCDE a demandé à des experts en biodiversité agricole de participer au groupe chargé de l'élaboration de ces lignes directrices. La liste initiale de contacts pour l'enquête a été créée sur la base des réponses fournies et étendue/modifiée en fonction des informations révisées ou supplémentaires qui ont été communiquées.

<sup>6</sup> Les bactéries du sol jouent un rôle clé dans le maintien des processus pédologiques nécessaires à la production primaire et peuvent donc servir d'indicateur de la santé du sol (Brussaard, 2021<sup>[114]</sup>).

## Graphique 2.1. Cadre de référence pour les indicateurs d'agrobiodiversité de l'OCDE



Note : Le Cadre de référence pour les indicateurs d'agrobiodiversité de l'OCDE a été élaboré suite à une réunion d'experts qui s'est tenue à Zurich en 2001. Source : OCDE (2001<sup>[25]</sup>).

Indicators linking habitat quantity to quality	Indicateurs liant la quantité d'habitats à la qualité des habitats
Habitat quality indicators	Indicateurs de qualité des habitats
Agro-ecosystem base indicators	Indicateurs agroécosystémiques de base
Other ecosystems	Autres écosystèmes
Varying spatial scales at all levels in the agro-ecosystem (farm, regional, national, global)	Différentes échelles spatiales à tous les niveaux de l'agroécosystème (exploitation, régional, national, mondial)
Economic and social interactions with agro-ecosystem	Interactions économiques et sociales avec l'agroécosystème
Environmental interactions with all ecosystems	Interactions environnementales avec tous les écosystèmes
Wild species use of and requirements in the agro-ecosystem	Utilisation par les espèces sauvages de l'agroécosystème et besoins des espèces sauvages dans l'agroécosystème
Breeding, feeding, cover, etc.	Reproduction, alimentation, occupation, etc.
Wild species in the agro-ecosystem	Espèces sauvages dans l'agroécosystème
Abundance, richness and distribution of plants, mammals, birds, arthropods, etc.	Abondance, richesse et répartition des plantes, mammifères, oiseaux, arthropodes, etc.
Widespread	Répandu
Rare	Rare
Endangered	Menacé
Management of habitat types in the agro-ecosystem	Gestion des types d'habitat dans l'agroécosystème
High intensity	Haute intensité
Low intensity	Faible intensité
Semi-natural	Semi-naturel
Uncultivated	Non cultivé
Structure of habitat types in the agro-ecosystem	Structure des types d'habitat dans l'agroécosystème
Patch size	Taille de parcelle
Fragmentation	Fragmentation
Linear features	Éléments linéaires
Vertical structures	Structures verticales
Mosaic, networks	Mosaïque, réseaux
Agro-ecosystem base:	Base de l'agroécosystème :
Production species (crops & livestock) and production support species (e.g. soil biodiversity)	Espèces productives (récoltes et bétail) et espèces de soutien à la production (par ex. biodiversité des sols)
All cultivated and uncultivated agricultural land, including its change from/to other uses/ecosystems	Toutes les terres agricoles cultivées et non cultivées, y compris leurs changements depuis/vers d'autres utilisations/écosystèmes
Other terrestrial ecosystems, e.g. forests, urban	Autres écosystèmes terrestres, par ex. forêts, villes
Other aquatic ecosystems, e.g. wetlands, rivers, lakes, marine	Autres écosystèmes aquatiques, par ex. zones humides, cours d'eau, lacs, mers

**Tableau 2.1. Vue d'ensemble des types d'habitats agricoles reconnus dans les politiques nationales (P) et faisant l'objet d'une surveillance (S) dans les pays de l'OCDE**

Pays	Terres cultivées		Pâturages cultivés/améliorés		Pâturages/Parcours d'outfield		Structures paysagères		Terres agricoles abandonnées		Habitats semi-naturels		Habitats non gérés	
	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S
Autriche	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Canada	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	✓	✓	✓	✓	✓	✓
République tchèque	○	-	○	-	○	-	○	-	○	-	✓	-	○	-
Danemark	○	○	✓	✓*	✓	✓*	✓	✓*	○	○	✓	✓*	✓*	✓*
Allemagne	✓	✓*	✓	✓*	✓	✓*	✓	✓*	✓	✓*	✓	✓*	✓*	✓*
Japon	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-
Lettonie	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓*	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Lituanie	✓	✓	✓	✓	○	-	✓	✓*	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Mexique	✓	✓	✓	✓	✓	○	✓	○	✓	○	○	○	✓	✓
Nouvelle-Zélande	○	○	○	○	○	○	✓*	✓*	-	-	✓*	✓*	✓*	✓*
Norvège	✓	✓	✓	✓	✓	○	✓	✓	✓*	✓*	✓	✓	✓	✓
République slovaque	✓	✓	○	○	○	○	✓	✓	○	○	✓	✓	✓	✓
Slovénie	✓	✓	✓	○	✓	○	✓	✓*	✓	✓	✓	✓	✓	○
Suède	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	-	✓
Suisse	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓*	-
Royaume-Uni	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	○	✓	✓	✓	✓

Note : Légende : ✓ oui ; ✓\* oui, au moins partiellement ; ○ non ; - aucune information. Seuls les pays de l'OCDE qui ont participé à l'enquête sont indiqués dans le tableau (N = 16). Les « structures paysagères » comprennent les limites des champs et les haies ; les habitats non gérés sont les habitats de l'exploitation qui ne sont pas cultivés, tels que les bois, les étangs et les zones humides.

**Tableau 2.2. Surveillance des espèces dans les pays de l'OCDE**

Pays	Plantes des champs	Oiseaux des milieux agricoles	Bourçons	Papillons	Invertébrés du sol	Autres
Autriche	Tous les 3-4 ans	Tous les ans	Tous les 3-4 ans depuis 2023/2024	Tous les 3-4 ans		Sauterelles (tous les 3-4 ans)
Canada						Animaux domestiqués, races rares (tous les ans)
République tchèque		Tous les ans		Tous les ans		
Danemark	Tous les 6 ans*	Tous les 6 ans*				
Allemagne		Tous les ans		Tous les ans		
Japon	Tous les mois	6 fois par an		2 fois par mois du printemps à l'été		
Lettonie	Tous les 6 ans	Tous les 1-5 ans		Tous les 1-3 ans (3 fois par an)		
Lituanie		Tous les 2-3 ans		Tous les 3 ans		
Mexique						
Nouvelle-Zélande		Tous les ans			En cours (ad hoc)	
Norvège	Tous les 10 ans	Tous les 3 ans	3 fois par an	3 fois par an		
République slovaque	Programme continu	Tous les ans	Programme continu	Programme continu		
Slovénie		Tous les ans	Début prévu en 2023	Tous les ans		Ours, loup, lynx, amphibiens, coléoptères, chauves-souris
Suède		Tous les ans		Tous les ans		Pollinisateurs (en projet)
Suisse	Tous les 5 ans	Tous les ans		Tous les 5 ans	Tous les 5 ans	
Royaume-Uni	Programme glissant	Programme limité à 3 ans	Programme glissant	Programme glissant		Hétérocères, chauves-souris, microbes du sol

Note : Les cellules vides indiquent que le groupe d'espèces ne fait l'objet d'aucune surveillance. Seuls les pays de l'OCDE qui ont participé à l'enquête sont indiqués dans le tableau (N = 16). \*Surveillance partielle des plantes et oiseaux des champs sans programme de surveillance dédié.

Il existe d'un pays à l'autre des différences considérables en ce qui concerne les habitats surveillés, le nombre, la taille et la sélection des échantillons, la fréquence d'enregistrement, les indicateurs rapportés et la manière dont les données de surveillance sont diffusées (tableau 2.3). Même au sein de l'Union européenne, où les États membres partagent la même typologie des habitats et les mêmes exigences politiques en matière de surveillance de l'état de conservation des habitats au titre de la directive « Habitats », l'interprétation et l'application de la surveillance diffèrent considérablement, ce qui empêche toute comparaison directe entre les pays (Ellwanger et al., 2018<sup>[33]</sup>).

Pour ce qui est de l'accès aux données, il existe également de grandes différences entre les pays de l'OCDE quant au partage public des informations (tableau 2.4). La plupart des pays qui ont participé à l'enquête ont indiqué donner accès à certaines données du programme de surveillance. Cependant, dans la plupart des cas, l'accès public est limité aux rapports finaux, qui présentent les résultats agrégés des activités de surveillance et des indicateurs. Seuls quelques États membres offrent un accès direct aux données brutes ; d'autres proposent un accès aux données sur demande. Plusieurs pays participants ont indiqué que les limites à l'accès aux données sont principalement dues à des questions de protection des données. Dans certains pays, comme la Norvège, on considère qu'il est important de garder les sites de surveillance secrets pour éviter d'en affecter la gestion, ce qui pourrait influencer la représentativité des carrés d'échantillonnage. Si la surveillance a entraîné des changements positifs dans la gestion, l'échantillon donnerait une représentation trop optimiste de la situation dans le reste du pays.

Tableau 2.3. Programmes actuels de surveillance fondée sur l'habitat dans les pays de l'OCDE

Pays	Surveillance fondée sur l'habitat	Nom du programme	Sources de données	Taille minimale de l'unité cartographique	Nombre de classes d'habitat	Fréquence de la collecte de données
Autriche	Oui	ÖBM Kulturlandschaft – Surveillance de la biodiversité autrichienne dans les paysages culturels (Schindler et al., 2018 <sup>[34]</sup> )	Téledétection, cartographie sur le terrain des habitats	100 sites de 1 km <sup>2</sup> ; cartographie des habitats : 625 x 625 m	401	Tous les 3-4 ans (mais passage prévu à un programme glissant)
		BINATS – Étude de la biodiversité dans les paysages agraires autrichiens fondée sur les structures de l'habitat, les plantes vasculaires, les sauterelles, les papillons et les abeilles sauvages en tant qu'indicateurs représentatifs (Pascher et al., 2020 <sup>[35]</sup> )	Cartographie sur le terrain, enregistrement des espèces de plantes et d'animaux	100 zones de test (625 x 625 m)	–	Première nouvelle enquête après dix ans, qui sera menée à l'avenir en collaboration avec ÖBM Kulturlandschaft
Canada	Oui	Disponibilité d'habitats fauniques potentiels sur les terres agricoles au Canada (Indicateur agroenvironnemental) (Clearwater et al., 2016 <sup>[28]</sup> )	Observation de la Terre (+ Recensement de l'agriculture canadien ajusté)	30 m	14	Tous les 5 ans
République tchèque	Oui	Cartographie de l'habitat	Enregistrement sur le terrain	Aucune limite	172	Tous les 12 ans
		Surveillance de l'habitat	Enregistrement sur le terrain	5 x 5 m <sup>2</sup>	157	Tous les 6 ans
Danemark	Oui	Novana (Svendson et Norup, 2005 <sup>[36]</sup> ; Agence danoise de protection de l'environnement., 2016 <sup>[37]</sup> )	Enregistrement sur le terrain	10 m <sup>2</sup>	A varié	Tous les 6 ans (mais varie)
		DanCover (Christensen et Brandt, 2016 <sup>[38]</sup> )	Téledétection, enregistrement sur le terrain	10 m <sup>2</sup>	9	Tous les 5 ans
Allemagne	Oui	Surveillance des terres agricoles à haute valeur naturelle (Hüning et Benzler, 2017 <sup>[39]</sup> )				Surveillance des terres agricoles à haute valeur naturelle (Hüning & Benzler 2017)
		Surveillance de l'habitat au titre de la directive « Habitats » de l'UE	Enregistrement sur le terrain		16	Tous les 6 ans
Japon	Oui	Monitoring Sites 1000 – Enquête Satoyama (Anon, 2012 <sup>[40]</sup> )	Enregistrement sur le terrain	Variable	Variable	Variable
Lettonie	Oui	Surveillance Natura 2000	Enregistrement sur le terrain	0,1 ha	57	Tous les 6 ans
		Comptabilisation des terres sur la base de la cartographie des types d'occupation des sols (surveillance par téledétection par le Service de soutien rural et l'Institut national de recherche forestière Silava)	Téledétection, enregistrement sur le terrain			Tous les ans

Pays	Surveillance fondée sur l'habitat	Nom du programme	Sources de données	Taille minimale de l'unité cartographique	Nombre de classes d'habitat	Fréquence de la collecte de données
Lituanie	Oui	Surveillance de l'habitat au titre de la directive « Habitats » de l'UE	Enregistrement sur le terrain			Tous les 4 ans
		Comptabilisation des terres sur la base de la cartographie des types d'occupation des sols	Téledétection, enregistrement sur le terrain			Tous les ans
Mexique	En préparation	SiPeCaM (Schmidt et Dirzo, 2019 <sup>[41]</sup> )				
Nouvelle-Zélande	Uniquement au niveau des conseils régionaux					
Norvège	Oui	3Q (Stokstad et Fjellstad, 2019 <sup>[42]</sup> )	Photographies aériennes, enregistrement sur le terrain	–	Environ 100 « types de terres », mais avec une pertinence différente en tant qu'habitat	Tous les 5 ans (programme glissant)
République slovaque	Oui	Rapports sur les indicateurs sectoriels				Rapports sur les indicateurs sectoriels
		Système complexe d'information et de surveillance	Inventaire et surveillance nationaux de l'habitat et des espèces	–	–	Tous les 1-7 ans
Slovénie	Non					
Suède	Oui	TUVA (Base de données issue d'enquêtes portant sur 85 000 parcelles de pâturages et de prairies de fauche)	Enregistrement sur le terrain	–	–	Fréquence irrégulière
		Remiil – Surveillance régionale des petits habitats, des prairies et des zones humides (Glimskär et Skånes, 2015 <sup>[21]</sup> )	Enregistrement sur le terrain, photographies aériennes	–	> 20	Tous les ans
Suisse	Oui	ALL-EMA (Riedel et al., 2018 <sup>[43]</sup> )	Enregistrement sur le terrain, photographies aériennes	10 m <sup>2</sup>	75	Tous les 5 ans (programme glissant)
Royaume-Uni	Oui	UKSCAPE/CS (Royaume-Uni)	Enregistrement sur le terrain	Parcelles	Habitats étendus et prioritaires	Programme glissant depuis 2019
		LAndSpae	Enregistrement sur le terrain	Pas de cartographie		Ensemble de données de référence sur 3 ans
		GMEP et ERAMMP (Pays de Galles)	Enregistrement sur le terrain	20 x 20 m	Habitats étendus et prioritaires	Répétition du GMEP (2013-2016)
		Angleterre (en projet)				
		Irlande du Nord (en projet)				
		Écosse (en projet)				

Note : Seuls les pays de l'OCDE qui ont participé à l'enquête sont indiqués dans le tableau (N = 16).

**Tableau 2.4. Compendium des données disponibles des programmes de surveillance de l'habitat dans les pays de l'OCDE**

Pays	Surveillance fondée sur l'habitat	Données en accès public	Type de données	Liens
Autriche	Oui	Oui, mais avec du retard et pas uniquement pour des raisons de protection des données	Résultats sous forme de rapports	<a href="https://www.data.gv.at/katalog/dataset/cef715f3-9232-4fee-9687-40b86f4b81d0">https://www.data.gv.at/katalog/dataset/cef715f3-9232-4fee-9687-40b86f4b81d0</a> <a href="https://boku.ac.at/dib/zoology/arbeitsgruppen/ag-pascher/binats">https://boku.ac.at/dib/zoology/arbeitsgruppen/ag-pascher/binats</a>
Canada	Oui	Oui	Résultats des indicateurs agroenvironnementaux	<a href="https://open.canada.ca/data/en/dataset/e996d9be-6a3b-4059-9afc-17dc68385f05">https://open.canada.ca/data/en/dataset/e996d9be-6a3b-4059-9afc-17dc68385f05</a>
République tchèque	Oui	Oui	Données sur les espèces et types d'habitats	<a href="https://portal.nature.cz/publik_syst/cti/htmlpage.php?what=1013&amp;nabidka=nadmodul">https://portal.nature.cz/publik_syst/cti/htmlpage.php?what=1013&amp;nabidka=nadmodul</a>
Danemark	Oui	Oui	Résultats sous forme de rapports	<a href="https://novana.au.dk/">https://novana.au.dk/</a>
Allemagne	Oui	Pas encore	Résultats sous forme de rapports, données sur demande	
Japon	Oui	Oui (résultats agrégés)	Résultats sous forme de rapports	<a href="https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/newsflash/">https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/newsflash/</a>
Lettonie	Oui	Oui (résultats agrégés)	Rapports, données brutes sur demande	<a href="https://www.daba.gov.lv/lv/biologiskas-daudzveidibas-monitorings">https://www.daba.gov.lv/lv/biologiskas-daudzveidibas-monitorings</a>
Lituanie	Oui	Oui (résultats agrégés)	Rapports, cartes thématiques	<a href="https://zis.lt/en/">https://zis.lt/en/</a>
Mexique	En préparation	Pas encore		
Nouvelle-Zélande	Oui	Non		
Norvège	Oui	Oui (résultats agrégés)	Résultats sous forme de rapports	<a href="https://www.nibio.no/en/about-eng/our-divisions/division-of-survey-and-statistics/landscape-monitoring?locationfilter=true">https://www.nibio.no/en/about-eng/our-divisions/division-of-survey-and-statistics/landscape-monitoring?locationfilter=true</a>
République slovaque	Oui	Oui	Statistiques, types d'habitats, données sur les parcelles	<a href="https://www.biomonitring.sk/Home/Monitoring">https://www.biomonitring.sk/Home/Monitoring</a>
Slovénie	Non			
Suède	Oui	Sur demande		<a href="https://jordbruksverket.se/e-tjanster-databaser-och-appar/e-tjanster-och-databaser-stod/tuva">https://jordbruksverket.se/e-tjanster-databaser-och-appar/e-tjanster-och-databaser-stod/tuva</a> <a href="https://www.slu.se/institutioner/ekologi/foma1/jordbruk/regional-landskapsovervakning/">https://www.slu.se/institutioner/ekologi/foma1/jordbruk/regional-landskapsovervakning/</a>
Suisse	Oui	Sur demande	Résultats sous forme de rapports	<a href="https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/en/home/topics/environment-resources/monitoring-analytics/monitoring-programm-all-ema.html">https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/en/home/topics/environment-resources/monitoring-analytics/monitoring-programm-all-ema.html</a>
Royaume-Uni	Oui	Oui (résultats agrégés)	Présence et abondance des espèces de plantes	<a href="https://doi.org/10.5285/fd6ae272-aeb5-4573-8e8a-7ccfae64f506">https://doi.org/10.5285/fd6ae272-aeb5-4573-8e8a-7ccfae64f506</a>

Note : Seuls les pays de l'OCDE qui ont participé à l'enquête sont indiqués dans le tableau (N = 16).

## 2.3. Initiatives actuelles de surveillance de la biodiversité agricole dans le monde

De nombreuses initiatives internationales établissent un contexte politique pour la surveillance de la biodiversité agricole, dans le sens où elles requièrent des données fiables et comparables dans le temps afin d'évaluer les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs convenus au niveau international. Parmi ces initiatives, on peut citer les efforts visant à définir des objectifs et des engagements en matière de biodiversité, tels que l'Agenda 2030 pour le développement durable et les Objectifs de développement durable (ODD) des Nations Unies, la Vision 2050 pour la biodiversité de la CDB, l'Engagement pour la nature contracté par les dirigeants des Nations Unies le 28 septembre 2020 (« Unis pour inverser la perte de biodiversité d'ici 2030 en faveur du développement durable »), la Coalition mondiale des volontaires pour les pollinisateurs, le Cadre d'action de la FAO en faveur de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture, et pour les pays européens, la Stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030, la Politique agricole commune (PAC) et la directive Habitats. Il existe également un certain nombre d'initiatives internationales visant à fournir des informations sur les tendances ou les progrès accomplis en matière de réalisation des objectifs internationaux, telles que le Rapport d'évaluation mondiale de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) du 31 mai 2019 et les Perspectives mondiales de la diversité biologique de la CDB.

À la suite de la 15<sup>e</sup> Conférence des Parties à la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique, l'adoption du Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal fixe 4 objectifs et 23 cibles pour la préservation de la biodiversité. La cible 10 traite directement de la nécessité de conserver la biodiversité dans les systèmes agricoles, ce qui justifie encore davantage la surveillance de la biodiversité agricole. Plus précisément, cette cible vise à « assurer une gestion durable des zones agricoles, aquacoles, halieutiques et forestières, en particulier grâce à l'utilisation durable de la biodiversité, notamment en augmentant significativement le recours à des pratiques respectueuses de la biodiversité, telles que l'intensification durable, l'agroécologie et d'autres approches innovantes, contribuant ainsi à améliorer la résilience, l'efficacité et la productivité à long terme de ces systèmes de production, ainsi qu'à renforcer la sécurité alimentaire, à conserver et à restaurer la biodiversité et à préserver les contributions de la nature aux populations, y compris les fonctions et les services écosystémiques » (CDB, 2022<sup>[44]</sup>).

### 2.3.1. Initiatives internationales

En ce qui concerne les initiatives actives à l'échelle mondiale, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) est la plus grande organisation dans le domaine de la conservation de la nature. Si le programme s'est longtemps concentré sur la conservation des espèces et de leurs habitats naturels, l'UICN a récemment accru son intérêt pour les habitats agricoles et l'agriculture durable (Larbodière et al., 2020<sup>[45]</sup>). L'organisation est particulièrement connue pour sa Liste rouge des espèces menacées, qui sert aujourd'hui de base à de nombreux indicateurs de biodiversité nationaux et internationaux.

Le Centre mondial d'information sur la biodiversité (GBIF) est un réseau intergouvernemental de coordination des informations sur la biodiversité. Le GBIF fournit une base de données en libre accès pour les données biologiques publiées par les gouvernements, les institutions et les organisations du monde entier. Le GBIF gère quatre types d'ensembles de données différents : les métadonnées sur les ressources, les données sur les listes de contrôle, les données sur les occurrences et les données sur les événements d'échantillonnage, qui comprennent les données de surveillance. L'utilisation de normes de données garantit l'interopérabilité et facilite la combinaison d'informations provenant de différentes sources.

Autre initiative mondiale, le Réseau d'observation de la biodiversité (GEO BON) fait partie du Groupe sur l'observation de la Terre. L'objectif de GEO BON est d'harmoniser les systèmes de surveillance de la biodiversité à l'échelle mondiale. Les changements dans la biodiversité mondiale doivent être mesurés sur la base de Variables essentielles de biodiversité (VEB) (Pereira et al., 2013<sup>[46]</sup> ; Jetz et al., 2019<sup>[47]</sup>), qui comprennent six classes principales : (i) composition génétique ; (ii) populations d'espèces ; (iii) traits des espèces ; (iv) composition des communautés ; (v) fonctionnement des écosystèmes ; (vi) structure des écosystèmes. Chaque classe comporte plusieurs sous-classes, pour un total de 20 VEB. Sur la base de ces VEB, différents indices sont calculés en rapport à certains aspects de la biodiversité. En ce qui concerne les habitats, l'indice le plus pertinent est l'Indice de biodiversité des habitats<sup>7</sup>. Cet indice repose sur des données de télédétection relatives à l'occupation des sols et aux changements d'utilisation des

<sup>7</sup> <https://geobon.org/ebvs/indicators/biodiversity-habitat-index/>.

sols à une échelle mondiale de 1 km, combinées à des scores de conditions d'habitat récupérés par une méta-analyse PREDICTS (Projecting Responses of Ecological Diversity In Changing Terrestrial Systems) (Purvis et al., 2018<sup>[48]</sup> ; Newbold et al., 2015<sup>[49]</sup>).

Le Centre mondial de surveillance pour la conservation du Programme des Nations Unies pour l'environnement (UNEP-WCMC), en collaboration avec l'Institut Luc Hoffman (LHI) et d'autres acteurs, a entrepris de mettre au point et de tester un Indice multidimensionnel de la biodiversité (MBI) qui aborde la biodiversité d'un point de vue pluraliste plutôt que de s'appuyer sur des indicateurs unidimensionnels capturant différents aspects de la biodiversité (Soto-Navarro et al., 2021<sup>[50]</sup>). L'indice proposé consiste en une structure imbriquée construite autour de deux sous-indices qui saisissent les principales dimensions de la biodiversité, en décrivant la biodiversité en tant que partie intégrante de la nature (diversité, abondance, fonction) et les contributions de la biodiversité eu égard à l'homme (régulation, matériaux et assistance, aspects immatériels). Chaque dimension de la biodiversité englobe les objectifs de santé publique en matière de biodiversité (diversité génétique, composition des communautés, atténuation du changement climatique, approvisionnement en nourriture), ainsi que les indicateurs et les mesures utilisés pour évaluer ces objectifs. La structure du MBI est conçue pour permettre l'interopérabilité entre les pays et s'aligne sur le Cadre mondial de la biodiversité (GBF) pour l'après-2020 de la CDB ainsi que sur les ODD.

### 2.3.2. Initiatives européennes

C'est parmi les membres de l'Union européenne que l'harmonisation des activités de surveillance entre les pays a le plus progressé, en s'étendant fréquemment au Royaume-Uni (en tant qu'ancien membre) et aux membres de l'Espace économique européen (EEE). En 2017, la Commission européenne a lancé l'initiative de Surveillance européenne de la biodiversité dans les paysages agricoles (EMBAL), qui vise à contribuer à de multiples politiques environnementales de l'UE, telles que la Stratégie en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030, la Politique agricole commune et l'Initiative sur les pollinisateurs. L'EMBAL vise à fournir des données sur l'utilisation des terres, la biodiversité et la valeur écologique des paysages agricoles qui soient comparables entre les régions et dans le temps. Ces données sont issues d'enquêtes de terrain portant sur des carrés d'échantillonnage de 500 x 500 m, à partir d'une grille régulière de 2 x 2 km dans les 27 États membres de l'UE. Le programme comprendra une enquête aréolaire, qui enregistre des paramètres sur les parcelles agricoles et les éléments du paysage, une enquête sur la végétation fondée sur des transects et une documentation photographique (Oppermann et al., 2021<sup>[51]</sup> ; EFTAS, IFAB et AEE, 2021<sup>[52]</sup>). L'EMBAL est aligné sur l'Enquête aréolaire sur l'utilisation et l'occupation des sols (LUCAS), afin de garantir l'harmonisation de la méthodologie des deux programmes. En 2020/2021, une enquête pilote a été menée dans quatre États membres de l'UE. Sur la base de cette étude pilote, le programme est actuellement déployé à l'échelle de l'UE (à partir de 2022 et jusqu'en 2023).

Un Système européen de surveillance des pollinisateurs (EU-PoMS), qui utilise le même cadre d'échantillonnage, est également en cours de test et devrait être intégré à LUCAS et EMBAL. Un projet pilote est mené dans le cadre du projet de Renforcement de la sauvegarde des pollinisateurs au moyen des indicateurs et de la surveillance (SPRING) dans sept États membres de l'UE. Il s'agit de piloter un système minimum viable (MVS) et de tester des modules complémentaires et supplémentaires pour d'autres taxons. Le rapport propose un indicateur général à l'UE ainsi qu'un indicateur spécifique à la Politique agricole commune pour évaluer les impacts de la PAC et des mesures agroenvironnementales mises en œuvre dans le cadre de la PAC sur les pollinisateurs et la pollinisation (Potts et al., 2021<sup>[53]</sup>).

Un cadre de 28 indicateurs agro-environnementaux (IAE) a été élaboré pour contrôler la manière dont les préoccupations environnementales sont intégrées dans la PAC dans les différents États membres de l'UE (CE, 2006<sup>[54]</sup>). En ce qui concerne la biodiversité, ces indicateurs comprennent la diversité génétique, les terres agricoles à haute valeur naturelle (HVN) et les tendances démographiques des oiseaux des champs, ce dernier indicateur étant également un indicateur agroenvironnemental de l'OCDE. Les indicateurs relatifs à la diversité génétique et aux terres agricoles à HVN ne sont pas encore pleinement mis en œuvre (Union européenne, 2023<sup>[55]</sup>).

Le processus de Rationalisation des indicateurs européens de la biodiversité (SEBI) a été lancé en 2005 par la Commission européenne dans le but d'harmoniser les divers et nombreux indicateurs de biodiversité utilisés par les États membres de l'UE (AEE, 2012<sup>[56]</sup>). Parmi une collection initiale de plus de 140 indicateurs de biodiversité, un ensemble final de 26 indicateurs a été sélectionné. Les indicateurs sélectionnés couvrent divers thèmes, tels que les espèces, la qualité de l'eau, les niveaux d'azote dans l'agriculture, les zones protégées et certains écosystèmes et habitats (Hicks et al., 2010<sup>[57]</sup>).

## 2.4. Techniques et technologies de surveillance émergentes

Plusieurs techniques et technologies permettent de mettre au point des méthodes de surveillance nouvelles et améliorées, dont l'utilisation devrait se généraliser pour la surveillance de la biodiversité agricole. Par exemple, les développements technologiques dans le domaine de la génétique offrent de nouvelles possibilités de surveiller efficacement de nombreuses espèces. En particulier, les approches de métabarcodage sont prometteuses pour la fourniture de listes d'espèces et, potentiellement, d'estimations de l'abondance et de la biomasse (Ruppert, Kline et Rahman, 2019<sup>[58]</sup>)<sup>8</sup>. Dans les habitats aquatiques, le métabarcodage d'échantillons d'ADN environnemental (ADNe) du sol, de l'eau et de l'air est déjà mis en œuvre dans les programmes de surveillance (Deiner et al., 2015<sup>[59]</sup>). En ce qui concerne les programmes de surveillance des insectes, le métabarcodage permet d'augmenter la taille des échantillons, de couvrir de plus grandes zones et d'assurer une identification fiable, bien que son adoption ait été relativement lente.

La télédétection devient de plus en plus utile à mesure que la résolution spatiale et la fréquence des images s'améliorent. L'analyse fondée sur les pixels au cours d'une saison de croissance peut désormais offrir une interprétation plus fiable de l'occupation des sols que ce qui était possible auparavant, et les améliorations de la capacité de calcul et des techniques informatiques permettent de mieux traiter de grandes quantités de données de télédétection (Ni et al., 2021<sup>[60]</sup>). Ces dernières années, l'utilisation de nouvelles techniques d'échantillonnage et d'apprentissage automatique a permis d'obtenir des images satellite à très haute résolution (THR) à partir de plateformes non commerciales telles que Sentinel ou Landsat (Oriani, McCabe et Mariethoz, 2021<sup>[61]</sup>).

Avec l'amélioration progressive de la résolution spatiale et temporelle, l'imagerie satellitaire pourrait bientôt remplacer en partie la photographie aérienne pour la surveillance, en raison d'une meilleure couverture et de coûts moins élevés. À l'avant-garde de l'utilisation des données satellitaires pour la surveillance, le Service de surveillance terrestre Copernicus (CLMS) fournit des cartes de l'utilisation et de l'occupation des sols, ainsi que des produits plus spécialisés, tels que la cartographie de l'eau et de l'humidité ou encore des « éléments ligneux de petite taille » (SWF). Le produit SWF vise spécifiquement à détecter les habitats potentiels dans les paysages agricoles des 38 pays de l'EEE plus le Royaume-Uni, et capture les changements de 2015 à 2018 (CLMS, 2021<sup>[62]</sup>). La fiabilité de ces données doit encore être vérifiée dans les différents pays et régions biogéographiques, limitation que les responsables du CLMS reconnaissent. En outre, les données à très haute résolution ont encore une résolution spatiale insuffisante (> 2 m) pour détecter les petits éléments du paysage qui sont importants pour l'habitat, et il existe des défauts d'enregistrement géographique entre les cycles de surveillance (CLMS, 2021<sup>[62]</sup>).

Les applications utilisées dans les programmes de surveillance fondés sur la science participative peuvent s'avérer des outils utiles pour la collecte de données structurées, semi-structurées et non structurées. Par exemple, dans les programmes de surveillance des oiseaux nicheurs, ces applications peuvent être utilisées pour enregistrer les observations des espèces directement sur le terrain (forme de collecte de données structurées), offrant ainsi une approche de la collecte de données qui permet de gagner du temps. L'utilisation de ces applications par les naturalistes et les personnes qui aiment passer du temps dans la nature peut également permettre de compléter les données de surveillance structurées par des données semi-structurées ou non structurées afin d'augmenter la taille de l'échantillon des programmes de surveillance et de contribuer ainsi à une meilleure compréhension de la répartition des espèces. Même les personnes qui ne connaissent pas une espèce peuvent contribuer aux efforts de collecte de données non structurées en utilisant des applications qui contiennent des modules fondés sur l'intelligence artificielle pour l'identification des espèces. Des résultats prometteurs ont déjà été obtenus dans le cadre de la surveillance des papillons.

---

<sup>8</sup> Le métabarcodage est un système qui utilise des séquences d'ADN comme « codes-barres » pour identifier les taxons, un taxon étant un groupe d'une ou plusieurs populations d'un organisme ou d'organismes qui forment une unité (Hebert et al., 2003<sup>[112]</sup>). Le barcodage vise à identifier un organisme spécifique, tandis que le métabarcodage vise à déterminer plusieurs taxons au sein d'un échantillon.

### 3. Méthodes de surveillance fondées sur l'habitat

#### 3.1. De la collecte des données à la cartographie de l'habitat

Pour pouvoir être surveillés, les habitats doivent d'abord être cartographiés, or il existe de nombreuses approches de cartographie de l'habitat. En général, le choix de la méthode implique un compromis entre le niveau de détail auquel les habitats sont définis, la zone qui peut être couverte, la fréquence de mise à jour des cartes et le coût de la collecte des données. Les sources de données comprennent les enregistrements sur le terrain, les photos aériennes, les données satellitaires ou une combinaison de ces éléments. La ou les sources de données influencent les définitions de l'habitat qui peuvent être utilisées. Lors de la cartographie sur le terrain, différentes espèces peuvent être observées, ce qui fournit des informations sur les conditions de l'habitat et sur sa qualité. Lors de la cartographie par satellite, il n'est pas toujours possible de faire la distinction entre une version riche en espèces et une version pauvre en espèces du même grand type d'habitat.

Globalement, les données satellitaires sont moins précises que les données enregistrées sur le terrain, en raison de la résolution spatiale des pixels de l'image satellite. Si un pixel d'image mesure 10 x 10 m, il peut comprendre des zones très différentes les unes des autres. Si une partie du pixel est couverte par des arbres, par exemple, cela peut influencer le signal spectral de l'ensemble du pixel, le faisant apparaître différent des pixels voisins, alors qu'il se trouve simplement sur une frontière entre deux types d'habitat.

Les photographies aériennes sont souvent utilisées comme alternative pour la cartographie détaillée des habitats. Bien qu'elles fournissent moins d'informations sur la biodiversité que les enregistrements sur le terrain, elles offrent une résolution inférieure à 1 m, ce qui permet de distinguer même de petits éléments du paysage. Il peut s'agir de parcelles d'habitat importantes dans les paysages agricoles, comme des étangs, des tas de pierres ou de petits îlots de terres non cultivées dans les champs, ou encore des éléments linéaires tels que des cours d'eau étroits, des fossés, des clôtures, des murs de pierre, des marges le long des cours d'eau, des bandes herbacées ou des lignes de buissons ou d'arbres le long des bordures de champs, y compris des haies classiques (Bunce et al., 2020<sup>[63]</sup>). Leur importance en tant qu'habitat est liée à l'espèce en question, qu'il s'agisse d'un blaireau à la recherche de nourriture ou d'un insecte en quête d'un lieu de nidification.

Avec l'amélioration de la résolution de l'imagerie satellitaire, il est possible de capturer par télédétection un plus grand nombre de ces petits éléments du paysage. Cependant, même une cartographie harmonisée des éléments du paysage, par exemple des petits éléments boisés, ne se traduit pas nécessairement par une surveillance de la biodiversité, car elle ne reflète que la structure de la végétation et ne fournit aucune information sur les espèces présentes. Néanmoins, les données d'observation de la terre, si elles sont combinées aux données sur les espèces, sont prometteuses pour l'avenir de la surveillance de la biodiversité.

#### 3.2. De la cartographie à la surveillance

Les principes d'une bonne surveillance exigent que tout changement sur une carte d'habitats reflète un changement sur le terrain, et non une différence liée à la façon dont la cartographie a été réalisée ou à la personne par qui elle l'a été. Les méthodes doivent être reproductibles et aussi indépendantes que possible de l'opérateur. La comparabilité dans le temps est généralement meilleure si l'opérateur peut voir la carte précédente pendant qu'il établit la nouvelle. Cela lui permet d'examiner attentivement si les changements apportés à la carte sont réels ou s'ils peuvent être dus à des interprétations différentes.

Les cartes dérivées de l'imagerie satellitaire utilisant des règles de cartographie automatisées peuvent sembler éliminer cet aspect de dépendance à l'opérateur. Cependant, différentes conditions environnementales, telles que le niveau d'humidité du sol, peuvent affecter le signal spectral d'une manière qu'il n'est pas encore possible de détecter à l'aide d'algorithmes. À l'avenir, ces méthodes pourront être améliorées, par exemple en utilisant des données provenant de capteurs in situ. Toutefois, ces solutions techniques ne sont pas encore opérationnelles, et un certain niveau d'interprétation humaine est encore nécessaire. Actuellement, les meilleures cartes harmonisées au niveau mondial dérivées d'images satellite ont une résolution spatiale de 30 m (Liu et al., 2021<sup>[64]</sup> ; Friedl et al., 2022<sup>[65]</sup>). À cette résolution, peu de pixels sont uniformes en ce qui concerne l'utilisation et l'occupation des sols, et le nombre de classes pouvant être distinguées est limité.

Les initiatives de surveillance actuelles diffèrent par leur fréquence d'enregistrement (tableau 2.3). L'intervalle choisi entre les cycles de surveillance est souvent déterminé par des considérations financières

et pratiques. Par exemple, le Countryside Survey britannique avait dans ses jeunes années des intervalles irréguliers : 1978, 1984, 1990, 1998 et 2007 (Wood et al., 2018<sup>[66]</sup>). Toutefois, depuis 2019, la surveillance est passée à un programme annuel glissant qui se répétera environ tous les cinq ans. Les programmes glissants ont l'avantage de ne pas être indûment influencés par des phénomènes météorologiques extrêmes, tels que des sécheresses ou des inondations qui pourraient affecter une seule saison. Ils permettent également de conserver une main-d'œuvre formée et expérimentée, ce qui accroît la cohérence et la fiabilité des données.

Il existe probablement des complémentarités entre l'utilisation de la photographie aérienne et celle de l'imagerie satellitaire. Les plans photographiques des programmes reposant sur la photographie aérienne sont facilement perturbés par des conditions météorologiques défavorables, ce qui suggère la nécessité d'une certaine flexibilité dans l'intervalle de temps. En outre, les campagnes de capture de photographies aériennes diffèrent d'un pays à l'autre et les photographies aériennes à haute résolution ne sont pas accessibles à tous. L'imagerie satellitaire, en revanche, est généralement une option moins coûteuse et les intervalles de temps entre les scènes répétées sont beaucoup plus courts, avec souvent de nombreuses répétitions au cours d'une même saison. Toutefois, ces avantages s'accompagnent de défis liés à l'infrastructure technologique et aux compétences nécessaires pour gérer de telles quantités de données.

### 3.3. Échantillonnage

Bien que la cartographie de l'habitat sur le terrain soit généralement considérée comme fournissant les données les plus précieuses, elle est chronophage et onéreuse. Les données satellitaires sont relativement peu coûteuses à acquérir pour de vastes zones, mais elles ne fournissent pas le niveau de détail nécessaire pour saisir les changements dans la qualité de l'habitat. C'est pourquoi de nombreux pays ont opté pour une solution faisant appel à l'échantillonnage statistique, dans laquelle des cartes détaillées sont créées pour un échantillon représentatif et utilisées pour extrapoler aux zones non cartographiées. Diverses stratégies d'échantillonnage ont été utilisées, avec différents nombres et tailles d'unités d'échantillonnage et différentes méthodes de sélection des unités d'échantillonnage au sein de la population. En général, une certaine forme d'échantillonnage aléatoire est utilisée, l'échantillonnage aléatoire stratifié étant particulièrement courant pour assurer la représentation des différentes sous-populations (strates) au sein du pays (De Blust et al., 2013<sup>[67]</sup> ; Stokstad et Fjellstad, 2019<sup>[42]</sup>). Bien qu'un échantillon aléatoire stratifié soit un modèle rentable, d'autres considérations pratiques et financières peuvent impliquer l'utilisation d'échantillons loin d'être idéaux, par exemple lorsque l'on s'appuie sur la science participative ou que l'on exploite de manière opportuniste des données existantes. Dans de tels cas, des méthodes statistiques existent pour compenser les biais dans les échantillons (Van Turnhout et al., 2008<sup>[68]</sup> ; Van Strien, Van Swaay et Termaat, 2013<sup>[69]</sup>).

### 3.4. Fréquence de la saisie des données et des rapports

La fréquence de la collecte et de la communication des données varie également d'un pays à l'autre (tableau 2.3). Elle est souvent étroitement liée au budget disponible. La première stratégie consiste à utiliser un cycle de surveillance glissant, dans lequel une partie des unités d'échantillonnage est cartographiée chaque année, la couverture totale du pays étant progressivement réalisée au fil du temps. Cette stratégie permet de s'assurer que le personnel est continuellement engagé dans la surveillance et qu'il est bien formé aux méthodes utilisées. L'autre solution consiste à déployer de gros efforts pour couvrir l'ensemble de l'échantillon en une année, puis à attendre plusieurs années avant de renouveler l'enquête. Cette solution est plus exigeante en termes de recrutement et de formation du personnel à chaque fois qu'un cycle de surveillance doit être réalisé, mais elle peut s'avérer la seule option quand un financement à long terme n'est pas disponible.

Les différents types de biodiversité peuvent être décrits à différentes échelles spatiales à l'aide des concepts de diversité alpha, bêta et gamma définis par Whittaker (1972<sup>[70]</sup>). La diversité alpha est une mesure de la diversité au sein d'un écosystème particulier ; la diversité bêta s'applique à la diversité entre deux écosystèmes ; la diversité gamma fait référence à la diversité de tous les différents écosystèmes d'une région. Par exemple, si l'on souhaite évaluer la diversité des espèces, la diversité alpha pourrait être mesurée comme le nombre d'espèces différentes (c'est-à-dire la richesse des espèces) dans un openfield. La diversité bêta pourrait être mesurée comme la différence entre le nombre d'espèces dans un openfield et un autre type d'habitat (par exemple une zone tampon riveraine ou une haie). Et la diversité gamma représenterait le nombre total d'espèces trouvées dans l'openfield et dans tous les autres types d'habitats.

## 4. Types d'analyses et indicateurs

### 4.1. Diversité génétique

La diversité génétique, qui est un élément central de la biodiversité tant planifiée qu'associée, désigne la diversité des caractères héréditaires au sein d'une espèce<sup>9</sup>. La variation génétique garantit que les espèces et les populations ont une plus grande capacité à résister et à s'adapter aux changements des conditions environnementales, aux ravageurs et aux maladies (Frankham et al., 2002<sup>[71]</sup>). Une grande diversité génétique est essentielle au maintien d'une grande diversité d'espèces et sert de moteur à des processus évolutifs tels que l'adaptation à des conditions environnementales changeantes.

Malgré son importance, la diversité génétique est souvent négligée dans la surveillance et les rapports nationaux, en particulier dans le contexte de la biodiversité associée. Dans le cadre d'une analyse approfondie, Hoban et al. (2021<sup>[72]</sup>) ont évalué 114 rapports nationaux sur la diversité génétique provenant de pays signataires de la Convention sur la diversité biologique (CDB). Les résultats ont montré que la plupart des actions nationales se limitent à mesurer la diversité génétique ex situ (par exemple les banques de semences), tandis que les mesures in situ sont rares. En outre, les chercheurs ont estimé que les indicateurs proposés par la CDB étaient insuffisants pour évaluer la diversité génétique, en particulier pour saisir la diversité génétique des espèces sauvages. En guise d'alternative, Hoban et al. (2021<sup>[72]</sup>) proposent d'utiliser les indicateurs suivants :

- le nombre de populations dont la taille effective ( $N_e$ ) est supérieure ou inférieure à 500 ;
- la proportion de populations (ou d'aires de répartition géographique) maintenues au sein d'une même espèce ;
- le nombre d'espèces et de populations dont la diversité génétique est surveillée à l'aide de méthodes fondées sur l'ADN.

### 4.2. Diversité des espèces

La diversité des espèces est un indicateur de biodiversité couramment utilisé au niveau national. Elle est également largement utilisée pour décrire la richesse en biodiversité des habitats. Il convient de noter que certains habitats sont naturellement pauvres en espèces, mais que les espèces qui y vivent peuvent être uniques et incapables de survivre dans d'autres habitats. Ces habitats sont donc eux aussi importants pour le maintien de la biodiversité à l'échelle régionale et nationale.

Il est difficile de comparer directement la diversité des espèces des divers pays, car les pools d'espèces diffèrent naturellement d'un pays à l'autre, en raison de facteurs biogéographiques (en particulier le climat) plutôt que des pratiques actuelles ou passées de gestion des terres. Par exemple, les pays situés plus au nord ont généralement une diversité d'espèces plus faible que les pays situés plus près de l'équateur. Une étude de la biodiversité agricole réalisée dans 88 exploitations de six régions européennes a révélé que la situation géographique seule avait un effet dominant sur les communautés végétales et animales (Lüscher et al., 2015<sup>[73]</sup>).

Néanmoins, pour certains des groupes d'espèces les plus couramment surveillés, des indicateurs harmonisés sont disponibles ou en cours d'élaboration dans un grand nombre de pays. C'est le cas pour les oiseaux des champs (Gregory et al., 2005<sup>[74]</sup> ; Kirk et al., 2020<sup>[75]</sup>), les chauves-souris (Van der Meij et al., 2015<sup>[76]</sup>) et les papillons (Van Swaay et al., 2015<sup>[77]</sup> ; Van Strien, Van Swaay et Termaat, 2013<sup>[69]</sup>). Les oiseaux ont été le premier groupe à bénéficier d'un statut mondial (BirdLife International, 2023<sup>[78]</sup>). Pour les papillons, il existe également des lignes directrices mondiales en matière de surveillance, qui recommandent des méthodologies standard afin de produire des indicateurs comparables entre les différents écosystèmes, régions biogéographiques et zones climatiques (Van Swaay et al., 2015<sup>[77]</sup>).

<sup>9</sup> La diversité génétique dans le contexte de la biodiversité planifiée se retrouve dans la pratique agricole consistant à planter des cultivars génétiquement différents dans un même champ afin d'augmenter le rendement en minimisant les dommages causés par les ravageurs et les pathogènes (Hughes et al., 2008<sup>[111]</sup>). Il en va de même pour la biodiversité associée, qui est l'objet principal de ce rapport.

### 4.3. Diversité fonctionnelle

La variation des attributs fonctionnels est également une composante importante de la biodiversité, qui est prise en compte dans certaines définitions (IPBES, s.d.<sup>[79]</sup>). Les traits fonctionnels sont des caractéristiques d'une espèce qui affectent son rôle écologique. Pour les plantes, on peut par exemple citer le moment et la durée de la floraison, qui sont liés à des stratégies de reproduction spécifiques, la hauteur de la plante, qui influe sur sa capacité à rivaliser pour la lumière, ou encore la taille et l'espacement des feuilles, qui influent sur la compétition pour l'espace. Les traits fonctionnels sont importants pour déterminer comment les différentes espèces sont affectées par les pratiques de gestion agricole telles que le fauchage, le pâturage et la fertilisation. La diversité fonctionnelle rend une communauté d'espèces plus résistante aux changements, notamment ceux dus à la gestion ou au changement climatique. Étant donné que les pools d'espèces diffèrent d'un pays à l'autre, cette approche peut s'avérer utile pour établir des comparaisons entre les pays. Toutefois, il n'y a pas de corrélation entre les caractéristiques de la diversité fonctionnelle et celles de la diversité des espèces. Par conséquent, ces mesures sont complémentaires, ce qui signifie qu'elles sont toutes deux pertinentes dans les décisions de conservation et de gestion (Mandle et Tickin, 2015<sup>[80]</sup>).

### 4.4. Diversité des habitats

La diversité des habitats est une composante à part entière de la biodiversité, ainsi qu'un indicateur d'autres formes de biodiversité. Si la variation des habitats peut être un indicateur phare, il existe en effet de nombreuses mesures liées au nombre, au type et à la disposition spatiale des habitats qui peuvent s'avérer utiles pour comprendre et surveiller différents aspects de la biodiversité. Les paysages agricoles ont fait l'objet d'innombrables études dans le domaine de l'écologie du paysage, car ils se conforment à un modèle clair de « matrice de parcelles », dans lequel les parcelles d'habitat sont séparées par une matrice relativement inhospitalière de champs de culture (Forman et Godron, 1986<sup>[81]</sup>). Ces conditions ont permis aux chercheurs d'examiner non seulement comment la quantité et la qualité des habitats affectent les espèces et les communautés de plantes et d'animaux, mais aussi comment la configuration spatiale des parcelles d'habitat dans le paysage affecte les mouvements des individus et le succès des populations (par exemple le taux de réussite de la reproduction, le flux génétique, l'extinction et la recolonisation des parcelles). De nombreuses mesures ont été élaborées pour évaluer divers aspects du contenu et de la configuration du paysage (Forman et Godron, 1986<sup>[81]</sup> ; Turner, Garner et O'Neill, 2001<sup>[82]</sup>), et il existe des programmes informatiques qui facilitent le calcul des mesures à partir de cartes (McGarigal et al., 2002<sup>[83]</sup>). La difficulté, lorsque l'on envisage d'utiliser des indicateurs d'habitat pour l'établissement de rapports internationaux, consiste à trouver un ensemble minimal d'indicateurs utiles qui soient adaptés à l'échelle spatiale à laquelle les habitats sont définis à l'aide des données disponibles (Bailey et al., 2007<sup>[84]</sup>). Une autre difficulté réside dans le fait que si les paysages de terres arables sont caractérisés par des limites claires entre les champs, il n'en va pas de même pour les paysages de prairies ou de parcours, où l'on observe des changements progressifs entre les différents types et qualités d'habitats.

Malgré ces complexités, la recherche sur les habitats dans les paysages agricoles a permis de dégager quelques messages simples, notamment que la diversité des habitats et la connectivité entre les habitats sont généralement favorables à la biodiversité (Frey-Ehrenbold et al., 2013<sup>[85]</sup> ; Borges et al., 2017<sup>[86]</sup> ; Pedersen et Krøgli, 2017<sup>[87]</sup> ; Sirami et al., 2019<sup>[88]</sup> ; Vilella-Arnizaut, Nottebrock et Fenster, 2021<sup>[89]</sup>) et à la fourniture de services écosystémiques (Dainese et al., 2019<sup>[10]</sup> ; Stiles et al., 2021<sup>[90]</sup>).

L'Union européenne travaille depuis un certain temps à la mise au point d'un indicateur important autour du concept de terres agricoles à haute valeur naturelle (HVN) (Paracchini et al., 2008<sup>[91]</sup>). Il s'agit de terres agricoles qui contribuent fortement à la conservation de la biodiversité au niveau européen. Pour être classée HVN, une zone doit remplir un ou plusieurs des critères suivants :

- terre agricole avec une forte proportion de végétation semi-naturelle ;
- terre agricole présentant une mosaïque d'activités agricoles de faible intensité et d'éléments naturels et structurels, tels que des bordures de champs, des haies, des murs de pierre, des parcelles de bois ou de broussailles, ou de petits cours d'eau ;
- terre agricole abritant des espèces rares ou une forte proportion de populations européennes ou mondiales.

Il convient de noter que la méthode d'identification des terres agricoles à HVN diffère dans les divers pays, car les systèmes agricoles, les typologies d'exploitations, la classification des terres et la disponibilité des données varient considérablement d'un pays à l'autre (Lomba et al., 2014<sup>[92]</sup>). Certaines études suggèrent qu'une méthodologie commune pour l'identification des terres agricoles à HVN n'est pas appropriée (Zomeni et al., 2018<sup>[93]</sup>). Toutefois, comme il existe de plus en plus de données européennes harmonisées, on a également vu des tentatives visant à accroître la normalisation, tout en laissant aux pays la possibilité d'améliorer la classification au moyen des inventaires nationaux des habitats agricoles lorsqu'ils sont disponibles, comme c'est le cas en République tchèque, en Suède, en Estonie, en Lituanie et en Angleterre (Paracchini et al., 2008<sup>[91]</sup>). Ceci est considéré comme important dans les pays nordiques, où les petites zones semi-naturelles au sein des forêts ne sont pas suffisamment prises en compte en raison de la résolution des données cartographiques standard.

Il reste du travail à faire pour vérifier les liens entre les classifications cartographiques des terres agricoles à HVN et la biodiversité. Par exemple, en Finlande, le concept de HVN offre une bonne représentation de la distribution des papillons dans les paysages agricoles, mais ne reflète pas aussi bien les schémas de diversité des oiseaux des champs (Mäkeläinen et al., 2019<sup>[94]</sup>).

Au Japon, une grande diversité d'habitats est également considérée comme une caractéristique déterminante des terres agricoles à HVN, à savoir les paysages de satoyama (Ito et Sugiura, 2021<sup>[95]</sup>). Le satoyama comprend une mosaïque de formes d'utilisation et d'occupation des sols, notamment des forêts mixtes, des rizières, des rizières sèches, des prairies, des cours d'eau, des étangs et des réservoirs pour l'irrigation. Comme dans le cas des terres agricoles à HVN en Europe, une grande diversité d'habitats a été créée et maintenue grâce à une variété de pratiques de gestion traditionnelles et à la récolte de différents types de ressources dans le paysage.

Bien que le concept de HVN procure un indicateur important de biodiversité, les terres classées HVN ne couvrent qu'un tiers du paysage agricole en Europe. En limitant la surveillance de la biodiversité aux terres agricoles à HVN, on manque l'occasion d'améliorer le fonctionnement des écosystèmes des deux tiers restants, où les pratiques de gestion peuvent avoir un effet important sur la biodiversité. Par exemple, on pense que l'important déclin des populations d'insectes observé sur les terres protégées en Allemagne a été provoqué par l'intensification de l'agriculture sur les terres environnantes non protégées (Hallmann et al., 2017<sup>[96]</sup>). Il est potentiellement plus facile d'améliorer la biodiversité sur les terres agricoles non classées HVN tout en procurant des avantages aux agriculteurs, par exemple en renforçant les populations de pollinisateurs et d'ennemis naturels des ravageurs.

#### 4.5. Variables essentielles de biodiversité

Le concept de Variables essentielles de la biodiversité (VEB) est spécifiquement conçu pour répondre au défi lié au fait que les activités de surveillance actuelles ne sont pas directement comparables. Les VEB sont censées constituer un ensemble minimum de mesures essentielles qui capturent les principales dimensions des changements de la biodiversité et qui sont complémentaires à la fois les unes des autres et avec d'autres initiatives d'observation des changements environnementaux (Pereira et al., 2017<sup>[97]</sup>). Bien qu'une liste préliminaire de VEB suggérées soit accessible au public, les travaux se poursuivent en vue de parvenir à un accord sur une liste définitive (Geijzendorffer et al., 2016<sup>[98]</sup> ; Pereira et al., 2017<sup>[97]</sup>)<sup>10</sup>. Les VEB les plus pertinentes pour l'habitat sont la composition de l'écosystème par type fonctionnel, la structure de l'habitat (l'organisation tridimensionnelle de l'écosystème, intégrant la hauteur, la densité et la répartition de l'écosystème), ainsi que l'étendue et la fragmentation de l'écosystème<sup>11</sup>.

#### 4.6. Un indice composite

Cet aperçu montre qu'il existe un grand nombre d'approches alternatives et d'indicateurs potentiels qui peuvent être utiles pour surveiller les habitats agricoles. Beaucoup d'entre eux ont été présentés lors d'ateliers et de publications antérieurs de l'OCDE, et beaucoup sont actuellement utilisés dans certains pays. Là où des programmes de surveillance de l'habitat agricole sont en place, ils consistent généralement à collecter une série de données et à faire état d'indicateurs multiples. Ceci est dû au fait que le concept de biodiversité est trop vaste pour pouvoir être appréhendé à l'aide d'un seul chiffre. L'une

<sup>10</sup> <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/>

<sup>11</sup> <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-17/information/sbstta-17-inf-07-en.pdf>.

des solutions consiste à calculer un indice composite, fondé sur la somme des scores de ces multiples indicateurs.

L'Indice de biodiversité urbaine en est un exemple (Kohsaka et al., 2013<sup>[99]</sup> ; Chan et al., 2021<sup>[100]</sup>). Il a été élaboré en consultation avec des centaines d'experts et approuvé par la CDB. Il comprend 28 indicateurs et couvre trois composantes : la biodiversité indigène, les services écosystémiques ainsi que la gouvernance et la gestion. Chaque indicateur se voit attribuer un score allant de zéro à quatre points. L'indice correspond à la somme des scores et peut atteindre un maximum de 112 points. Il est recommandé de mettre à jour la valeur de l'indice tous les 3 à 5 ans. L'Indice de biodiversité urbaine est conçu comme un outil d'auto-évaluation permettant à chaque ville de suivre les progrès réalisés par rapport à ses propres critères de référence.

Son objectif principal est de mesurer les progrès et non de comparer les valeurs entre les villes. Il autorise donc des définitions, des échelles de mesure et des sources de données différentes d'une ville à l'autre. Ce choix pragmatique permet aux villes de calculer l'indice plus facilement, puisqu'elles peuvent utiliser des données facilement accessibles. Et si la qualité des données peut varier d'une ville à l'autre, l'indice fournit néanmoins une base pour en savoir plus sur la biodiversité urbaine.

Les fondements théoriques de l'Indice de biodiversité urbaine pourraient être transposés directement dans le contexte d'un Indice de biodiversité agricole et servir de modèle utile à l'avenir. Cependant, il est important de noter que le travail sur l'Indice de biodiversité urbaine a impliqué un processus à long terme qui a commencé en 2008 et s'est achevé par la publication du manuel de calcul de l'indice en 2021. L'élaboration d'un Indice de biodiversité agricole nécessiterait sans aucun doute du temps et de nombreuses discussions afin de parvenir à un consensus sur les indicateurs à inclure, sur la manière de les calculer et sur la façon dont ils doivent être notés et pondérés.

Les indices composites sont utiles pour l'analyse des politiques et la communication avec le grand public. Toutefois, leur construction repose sur la sélection d'indicateurs ainsi que d'un système de pondération, qui ont tous deux une incidence sur les conclusions et les messages politiques qui seront ensuite tirés de l'indice (OCDE/Union européenne/CE-JRC, 2008<sup>[101]</sup>). Des difficultés peuvent survenir lorsque les indicateurs inclus dans l'indice composite sont étroitement corrélés, comme c'est le cas pour la taille des champs, la longueur des bordures de champs et l'hétérogénéité du paysage. Dans ce cas, le choix des pondérations pour chaque indicateur est relativement peu important, mais l'indice composite n'apporte que peu d'informations nouvelles. Lorsque les indicateurs inclus dans l'indice composite ne sont pas corrélés, la valeur de celui-ci peut être déterminée en choisissant stratégiquement un ensemble de pondérations.

Un autre problème est qu'il est complexe d'interpréter l'évolution d'un indice composite est un exercice complexe, l'exercice impliquant généralement de décomposer l'indice et d'en analyser les indicateurs qui le constituent. À bien des égards, un indice composite est un outil politique qui résume des informations complexes dans un format simple. Sa véritable utilité réside dans les données qui se cachent derrière lui, données qui peuvent être analysées pour comprendre comment les différents aspects des habitats et des paysages affectent les espèces ou les groupes d'espèces.

Bien qu'un indice composite puisse être un objectif à long terme, « le mieux peut être l'ennemi du bien ». Pour progresser vers l'adoption à moyen terme d'un indicateur de biodiversité des habitats commun à tous les pays de l'OCDE, il est important de se mettre d'accord sur une mesure pratique qui peut être mise en œuvre et qui reflète suffisamment les variations des habitats agricoles dans le temps et dans l'espace. Cette mesure peut constituer une base et contribuer à créer une dynamique de développement au fil du temps.

## 5. L'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles proposé par l'OCDE

L'examen des activités de surveillance actuelles dans les pays de l'OCDE montre clairement que de nombreux pays membres mettent en œuvre des ressources considérables pour remplir leurs obligations nationales et internationales en matière de rapports sur la biodiversité agricole. Nombre de membres s'étant engagés à préserver et à améliorer les conditions de la biodiversité, il est essentiel d'élaborer un mécanisme qui permette de suivre les tendances de la biodiversité dans le temps. Un tel mécanisme offre la possibilité d'évaluer les mesures politiques visant à améliorer la biodiversité agricole et permet une intégration avec d'autres indicateurs de l'OCDE, tels que ceux liés à la production agricole et à la gestion des exploitations.

À l'heure actuelle, la surveillance de la biodiversité par l'OCDE se limite à l'indice des oiseaux des milieux agricoles, dont rendent compte 23 des 38 pays membres. Les oiseaux sont souvent utilisés comme indicateur de la biodiversité agricole, mais le fait de s'appuyer sur un seul taxon pour représenter l'état de la nature peut s'avérer problématique si ce taxon sert de variable imparfaite de la biodiversité (Eglington, Noble et Fuller, 2012<sup>[102]</sup>). L'utilisation d'un indicateur fondé sur l'habitat est intuitivement attrayante car les habitats décrivent l'environnement dans lequel vivent divers taxons ainsi que les ressources disponibles pour leur survie. En outre, la surveillance de la biodiversité par le biais de la surveillance des habitats présente des avantages pratiques, tels que la possibilité d'utiliser la télédétection et l'imagerie aérienne pour examiner les changements dans le temps au niveau du paysage.

Bien qu'un indicateur couvrant l'ensemble des pays membres de l'OCDE soit précieux, il existe d'importantes différences entre les membres, qui doivent être prises en compte dans son élaboration. Il s'agit par exemple de différences dans les types de systèmes agricoles (actuels et historiques), le climat, les conditions biophysiques et les pools d'espèces. Par ailleurs, la situation varie grandement d'un pays à l'autre, en ce qui concerne la disponibilité des données et le stade d'évolution des conditions de surveillance de la biodiversité et des paysages. L'indicateur devrait permettre d'harmoniser les rapports issus des programmes de surveillance existants, tout en reconnaissant que les différentes régions biogéographiques et les différents systèmes agricoles présentent des pools d'espèces et des niveaux de base de biodiversité différents. Cette diversité représente un défi supplémentaire dans le cadre de l'interprétation de l'indicateur. Par exemple, il pourrait être trompeur de comparer les niveaux de biodiversité entre des pays qui utilisent des définitions différentes des terres agricoles.

L'indicateur devrait exploiter les connaissances relatives aux liens entre les habitats et la biodiversité. S'il peut être tentant de se concentrer sur les terres agricoles à haute valeur naturelle, sur le modèle de l'indicateur européen HVN, ces zones ne constituent qu'une minorité des paysages agricoles. L'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles de l'OCDE devrait fournir des informations sur l'état de tous les paysages agricoles d'un pays, qu'il s'agisse des paysages ordinaires ou de ceux qui sont les plus précieux pour la biodiversité. De nombreuses espèces présentes sur les terres agricoles d'aujourd'hui, dont la conservation est préoccupante, étaient communes il y a cent ans, et il existe un grand potentiel d'amélioration de la biodiversité dans les paysages ordinaires. Les recherches indiquent que cela est important pour le fonctionnement des écosystèmes, sur les terres agricoles (par exemple pour les pollinisateurs et les ennemis naturels des ravageurs), ainsi que pour d'autres écosystèmes entourés de paysages agricoles ordinaires (Hallmann et al., 2017<sup>[96]</sup>).

L'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles de l'OCDE devrait pouvoir être mis en œuvre à relativement court terme afin de faciliter la collecte de données de référence dans les pays qui ne disposent pas actuellement de programmes de surveillance. Comme il faut du temps pour détecter les changements, il est important de commencer à enregistrer les données le plus tôt possible afin de pouvoir évaluer les tendances dans quelques années. L'un des objectifs de l'élaboration d'un indicateur est de soutenir l'analyse des politiques afin de déterminer si les politiques agroenvironnementales visant à préserver ou à améliorer la biodiversité dans les paysages agricoles atteignent leurs objectifs. Tout retard dans le début de l'enregistrement retarde également la possibilité de mener de telles évaluations.

L'indicateur doit trouver un équilibre entre flexibilité et harmonisation. Une approche qui maximise la flexibilité permet aux pays dont les conditions, les ressources et les programmes de surveillance diffèrent de commencer les mesures et le suivi plus tôt. Si cette approche permet une mise en œuvre plus rapide et l'évaluation des tendances dans le temps pour chaque pays, elle présente l'inconvénient de ne pas permettre de comparaisons significatives entre les pays. Une approche privilégiant l'harmonisation implique que l'on se penche sur les différences entre les membres avant de commencer les mesures et le suivi. Cette approche pourrait au final permettre des comparaisons plus significatives entre les pays, mais au prix d'un retard dans la collecte des données.

L'indicateur devrait s'appuyer sur les efforts entrepris dans le cadre d'autres projets, notamment le MBI, les IAE de la Politique agricole commune (PAC) et les programmes nationaux établis ou naissants<sup>12</sup>. L'approche choisie devrait éviter la duplication des efforts et alléger la charge administrative et financière que représente l'établissement des rapports pour les États membres. Là où des données sont collectées

<sup>12</sup> Plus précisément, la Commission européenne a mis au point 28 IAE en collaboration avec les membres, conformément à sa Communication de 2006. Les IAE, qui comprennent par exemple la superficie consacrée à l'agriculture biologique, l'intensité de l'agriculture et l'érosion des sols, ont été élaborés pour « suivre l'intégration des préoccupations environnementales dans la Politique agricole commune (PAC) aux niveaux européen, national et régional » (Union européenne, 2023<sup>[55]</sup>).

pour répondre à d'autres obligations de rapports, elles devraient également être exploitées pour le calcul de l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles de l'OCDE.

L'indicateur devrait prendre en compte l'ensemble des pays de l'OCDE, y compris les pays très diversifiés pour lesquels le coût de la surveillance des espèces est prohibitif. Dans certains cas, il peut s'avérer plus approprié d'appliquer des modèles de prévision intégrés et de n'utiliser les enquêtes au niveau de la population que pour valider périodiquement les résultats prévus ou pour surveiller des changements spécifiques. L'indicateur devrait tenir compte de l'échelle, notamment en définissant des concepts clés au niveau du paysage, de l'écotope et de la population ou de la communauté.

### 5.1. Un indicateur pragmatique applicable à court terme

Ce document propose de surveiller l'évolution des habitats agricoles dans les pays de l'OCDE à l'aide d'un indicateur unique, l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles de l'OCDE. Le calcul de l'indicateur de l'OCDE par chaque État membre est défini par les étapes suivantes :

- définir les habitats agricoles à surveiller ;
- classer chaque type d'habitat en fonction de sa valeur pour la biodiversité en utilisant les cotes suivantes : Très faible, Faible, Modérée, Élevée, Très élevée ;
- calculer la proportion d'habitats agricoles dans chaque classe ;
- calculer l'indice :  $(\% \text{ Très faible} \times 0) + (\% \text{ Faible} \times 0,25) + (\% \text{ Modérée} \times 0,5) + (\% \text{ Élevée} \times 0,75) + (\% \text{ Très élevée} \times 1)$ .

Cette formule permet d'inclure les cinq classes dans un seul indice compris entre 0 et 100, un score de 0 indiquant que tous les habitats agricoles appartiennent à la pire classe et un score de 100 indiquant que tous les habitats agricoles appartiennent à la meilleure classe.

L'Encadré 5.1 présente un exemple simplifié du calcul de l'indice dans le cas où des terres actuellement occupées par un habitat de valeur très faible ou modérée pour la biodiversité sont déplacées par un habitat de valeur élevée pour la biodiversité. Cela peut par exemple se produire quand l'installation d'une zone tampon riveraine déplace des terres actuellement consacrées à la culture ou à l'élevage. L'installation de la zone tampon entraîne une augmentation de la valeur de l'indice de 25 à 32,5.

Le suivi de l'évolution de la valeur de l'indice en fonction de l'évolution de la part des terres dans des habitats de qualité différente permet de suivre les tendances temporelles de la biodiversité des habitats. Les membres devraient communiquer à la fois la valeur finale de l'indice et la quantité de terres par type d'habitat, ainsi que le classement de chaque type d'habitat en termes de valeur pour la biodiversité.

#### Encadré 5.1. Exemple : calcul de l'indice

Scénario (i) : 100 hectares de terres agricoles bordant un cours d'eau sont répartis de manière à ce que 50 hectares appartiennent au type d'habitat A et 50 hectares au type d'habitat B, le type d'habitat A étant classé comme ayant une Très faible valeur pour la biodiversité et le type d'habitat B étant classé comme ayant une valeur Modérée pour la biodiversité.

Scénario (ii) : une zone tampon riveraine, habitat de type C, est installée sur 20 hectares de terres, déplaçant 5 hectares du type d'habitat A et 15 hectares du type d'habitat B ; le type d'habitat C est classé comme ayant une valeur Élevée pour la biodiversité.

	Scénario (i)	Scénario (ii)	Valeur pour la biodiversité
Type d'habitat A	50 ha	45 ha	Très faible
Type d'habitat B	50 ha	35 ha	Modérée
Type d'habitat C	0 ha	20 ha	Élevée

La valeur de l'indice pour le scénario (i) est la suivante :  $(50 \times 0) + (0 \times 0,25) + (50 \times 0,5) + (0 \times 0,75) + (0 \times 1) = 25$ . La valeur de l'indice pour le scénario (ii) est la suivante :  $(45 \times 0) + (0 \times 0,25) + (35 \times 0,5) + (0 \times 0,75) + (20 \times 1) = 32,5$ . L'installation de la zone tampon riveraine augmente donc la valeur de l'indice de 7,5 points.

## 5.2. Définitions et meilleures pratiques pour le calcul de l'indice

Afin de pouvoir évaluer les changements dans le temps, tous les indicateurs doivent être cohérents en termes de méthodes et d'adhésion aux « meilleures pratiques » de surveillance. Il est difficile de parvenir à un accord sur ces points, en raison de la diversité des contextes et des programmes existants dans les pays membres. Par conséquent, le fait de permettre aux pays d'utiliser leurs propres définitions et sources de données, dans les limites convenues, pourrait faciliter et accélérer la mise en œuvre. Il est essentiel que les pays documentent les définitions et les méthodes choisies et qu'ils les appliquent de manière cohérente lors des prochains cycles de surveillance, afin que tout changement soit dû à des changements réels sur le terrain et non à des changements dans la manière de calculer l'indice.

Chaque pays doit définir la superficie totale des terres agricoles pour l'indicateur, ce qui implique de décider d'inclure ou d'exclure certaines utilisations des terres, par exemple les outfields et les parcours. Les pays doivent s'efforcer d'obtenir des données spatialement explicites (cartes), et non se contenter d'informations statistiques. L'élaboration de normes en matière de métadonnées et la transparence des rapports sont cruciales, notamment pour établir clairement que les comparaisons entre pays peuvent ne pas être valables.

Chaque pays doit classer ses habitats en fonction de leur valeur pour la biodiversité. Dans certains cas, les différences régionales au sein d'un pays peuvent signifier que le même grand type d'habitat se voit attribuer une valeur différente selon les régions. Par exemple, les éléments paysagers sont généralement très appréciés en Europe. Toutefois, dans certaines régions, les steppes céréalières se caractérisent par l'absence d'éléments paysagers, mais elles abritent de nombreuses espèces d'oiseaux à haute valeur de conservation (Delgado et Moreira, 2000<sup>[103]</sup>). La valeur des habitats en termes de biodiversité découle non seulement des propriétés du site évalué, mais aussi du paysage environnant (par exemple l'hétérogénéité du paysage ou la continuité de l'habitat). Ainsi, l'attribution de la valeur dépendra du contexte local<sup>13</sup>.

Pour classer les habitats en fonction de leur valeur pour la biodiversité, il est nécessaire de déterminer si la valeur évaluée pour la biodiversité tient compte de la qualité actuelle de l'habitat, autrement dit si elle repose sur la valeur potentielle de l'habitat (par exemple combien d'espèces pourraient y vivre) ou sur sa valeur réelle (par exemple combien d'espèces y vivent actuellement). La valeur réelle de l'habitat peut être évaluée avec plus de précision grâce à de meilleures données de surveillance et présente l'avantage intuitif de refléter les liens entre les pratiques de gestion (actuelles et historiques) et la valeur de l'habitat pour la biodiversité.

L'objectif ultime est de parvenir à une normalisation de l'évaluation des habitats. Il sera probablement difficile de parvenir à un accord international sur ces détails. Par exemple, il existe entre les États membres de l'UE un débat pour déterminer si les Surfaces d'intérêt écologique doivent être automatiquement qualifiées comme ayant une « haute valeur », même si elles sont simplement plantées de légumineuses (Zingrebe et al., 2017<sup>[104]</sup>). Plutôt que d'attendre que la normalisation soit complète, il est suggéré de définir certaines contraintes afin de délimiter raisonnablement la classification des pratiques de gestion en fonction de leur valeur pour la biodiversité. Les pays peuvent alors commencer à définir eux-mêmes la première version de l'indicateur, en prenant des décisions fondées sur leur contexte spécifique et sur la disponibilité des données (ou sur les limitations en la matière). La réactivité de la valeur indice calculée aux changements de quantité de terres dans les différentes catégories de valeur doit être évaluée pour s'assurer que l'indicateur capture de manière adéquate les améliorations de la biodiversité des habitats.

Ces décisions pourront servir de base à des discussions ultérieures au cours desquelles des questions spécifiques seront abordées. Les premières versions de l'indicateur seront d'autant plus stables que le dialogue entre les pays sera précoce. Des enseignements peuvent être tirés de l'indicateur européen HVN ainsi que des travaux menés hors d'Europe pour identifier les terres agricoles à HVN, par exemple aux États-Unis (Blann, 2006<sup>[105]</sup>) et en République populaire de Chine (ci-après la « Chine ») (Fang et al., 2022<sup>[106]</sup>).

Une approche flexible des calculs initiaux de l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles de l'OCDE, pilotée par les différents pays membres, est une étape nécessaire pour bien mettre en avant le fait que

<sup>13</sup> Pour garantir l'utilité de l'indicateur et éviter les doublons, il est important d'examiner comment les valeurs de biodiversité attribuées aux terres relevant de différentes pratiques de gestion correspondent aux « pratiques respectueuses de la biodiversité » mentionnées dans l'objectif 10 du Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal.

l'indicateur est un travail en cours. Toutefois, les résultats d'une telle approche doivent être interprétés avec prudence, en tenant compte notamment du fait que la valeur de l'indice dépend de facteurs contextuels et que la disponibilité des données de surveillance influe sur le degré de certitude dans l'évaluation de l'étendue et de la valeur de l'habitat. L'indicateur est donc plus approprié pour interpréter les changements dans le temps au sein des pays individuels que pour réaliser des comparaisons entre pays. Il convient donc d'être prudent dans l'interprétation des résultats.

### 5.3. Un système de niveaux pour refléter la disponibilité des données

Afin de parvenir à une mise en œuvre à court terme de l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles de l'OCDE, en tenant compte des grandes différences de disponibilité des données entre les pays membres (tableau 2.3), une approche évolutive à trois niveaux fondée sur la disponibilité des données est suggérée. Cette approche est conçue pour répondre aux besoins aussi bien des pays dans lesquels la disponibilité des données est limitée (niveau III) que de ceux qui ont déjà mis en place des programmes de surveillance de la biodiversité agricole (niveau I).

*Niveau III (disponibilité limitée des données)* – Les définitions des habitats au niveau III peuvent consister en de grandes catégories qui ont été définies aux fins d'autres rapports. Il peut entre autres s'agir des classes utilisées dans les rapports de recensement (par exemple terres céréalières et autres). À ce niveau de notification, certains types de terres et certaines caractéristiques du paysage importants pour la biodiversité ne seront pas pris en compte, et il ne sera pas possible de déterminer si une parcelle de terre spécifique a ou non une réelle valeur pour la biodiversité. Néanmoins, en classant les catégories de terres existantes les unes par rapport aux autres, il est possible de calculer un indicateur approximatif de l'habitat *potentiel*. Les grandes classes d'habitat peuvent également être dérivées relativement rapidement des images de télédétection<sup>14</sup>. On peut alors recourir à l'avis d'experts pour classer les grands types d'habitats en fonction de leur « valeur la plus probable » en termes de capacité à soutenir la biodiversité.

*Niveau II (disponibilité modérée des données)* – Le niveau II ajoute un niveau de détail supplémentaire aux définitions des habitats et/ou à l'évaluation de la valeur de chaque habitat pour la biodiversité. Pour la définition des habitats, des classes peuvent être identifiées à partir de l'analyse d'images de télédétection à très haute résolution et de l'analyse de cartes (par exemple grands champs de céréales, petits champs de céréales dans un paysage hétérogène, bois, haies). La valeur des habitats pour la biodiversité peut être calculée sur la base d'une analyse des cartes de répartition des espèces et des associations d'habitats connues<sup>15</sup>.

*Niveau I (disponibilité élevée des données)* – Le niveau I est le niveau le plus détaillé d'évaluation de l'habitat. Dans un premier temps, les pays qui présenteront des rapports de niveau I seront ceux qui ont déjà mis en place un programme de surveillance de la biodiversité agricole. Dans le cadre de ces programmes, les caractéristiques importantes du paysage et les types d'habitats ont déjà été définis et les données ont été compilées à partir de l'enregistrement sur le terrain des habitats ou des espèces. Les données de terrain et les analyses fourniront une base empirique pour classer les habitats en fonction de leur valeur pour la biodiversité.

Chaque membre devrait produire des rapports à un niveau donné, bien qu'il soit possible que les différences régionales dans les activités actuelles de surveillance de la biodiversité et des habitats entraînent des variations dans la disponibilité des données à l'intérieur d'un même pays. Le niveau auquel chaque pays fait état de son indicateur de biodiversité des habitats doit être signalé afin de mettre en évidence la qualité des évaluations et donc la fiabilité des résultats rapportés. L'incertitude la plus grande concerne probablement le niveau III, et la plus faible le niveau I. Des efforts doivent être faits pour quantifier et rapporter le niveau d'incertitude dans les parts d'habitat estimées, les valeurs de biodiversité et la valeur de l'indice.

<sup>14</sup> L'utilisation de données de télédétection pourrait permettre de surveiller la biodiversité dans un pays sans que celui-ci ne soit impliqué dans le processus. Il est essentiel que les données de télédétection soient combinées à une expertise locale pour garantir que les habitats significatifs sont capturés par les classifications de l'utilisation des sols et que la valeur des habitats pour la biodiversité est capturée par l'indicateur.

<sup>15</sup> Les modèles de répartition des espèces disponibles sont limités et peuvent être biaisés en faveur de certains types d'organismes. La méthode détaillée de détermination des classes de valeur au niveau II devrait être discutée dans le cadre de l'atelier et du programme pilote proposés.

## 5.4. Évolution des données et des méthodes dans le temps

Au fur et à mesure que la surveillance progresse et que la disponibilité des données augmente, les pays peuvent souhaiter affiner leurs définitions, leurs méthodes ou leur niveau de notification. Cela crée un dilemme pour la surveillance, car il faut veiller à garantir la cohérence dans le temps et la comparabilité avec les résultats antérieurs.

La comparabilité des résultats dans le temps peut être assurée, par exemple, si des catégories d'informations plus détaillées, plus récentes, peuvent être imbriquées dans des catégories moins détaillées, plus anciennes<sup>16</sup>. Les possibilités d'ajustements futurs doivent être prises en compte lors de l'élaboration des premières définitions et méthodes.

Une fois que la classification des habitats et l'attribution d'une catégorie de valeur pour la biodiversité ont été effectuées, elles doivent rester cohérentes dans le temps, de sorte que des changements dans la valeur de l'indicateur ne puissent pas être le résultat d'un nouvel étiquetage des types d'habitats. Un accord initial est nécessaire pour lier, dans une mesure raisonnable, les valeurs attribuées aux différents habitats qui résultent, par exemple, des différentes pratiques de gestion des terres. Si de nouvelles connaissances montrent qu'un nouvel étiquetage est approprié, les valeurs des indicateurs antérieurs doivent être recalculées pour refléter la classification et l'évaluation correctes. Si un type d'habitat spécifique a réellement acquis une plus grande valeur pour la biodiversité, les preuves de ce changement doivent être partagées et rendues publiques, et les classifications de valeur convenues doivent être révisées. Cela nécessitera une gestion et une documentation minutieuses des données au fil du temps.

Au fur et à mesure que la disponibilité des données augmente, les pays peuvent passer du niveau III au niveau II puis au niveau I. Cette évolution peut être suivie dans le temps et constituer, en soi, un indicateur utile du degré de surveillance de la biodiversité des habitats.

## 5.5. Classification hiérarchique de l'habitat agricole

Le fait de permettre aux pays de définir leurs propres habitats agricoles est une solution pragmatique qui peut favoriser la mise en œuvre de l'indicateur, en évitant les retards dus aux discussions à long terme sur l'harmonisation. Dans le même temps, l'objectif est d'atteindre un niveau de cohérence globale qui rende possible la comparaison de l'indicateur entre les pays. Il peut être utile de s'inspirer des leçons et des succès tirés d'exercices similaires, tels que l'intercalibration prévue par la Directive-cadre sur l'eau (DCE) de l'UE pour harmoniser les classifications nationales du bon état écologique (Ritterbusch et al., 2018<sub>[107]</sub>).

Pour harmoniser les définitions des habitats agricoles, la première étape consiste à évaluer la pertinence d'une classification mondiale de l'occupation des sols afin de déterminer s'il est pratique de redéfinir les équivalents nationaux. Le Système de classification de la couverture du sol de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (Di Gregorio, 2016<sub>[108]</sub>), mis au point pour répondre à cette question, constitue un point de départ potentiel pour l'indicateur de l'OCDE<sup>17</sup>. Les systèmes de classification existants peuvent potentiellement être « traduits » de manière à refléter la classification du Système de classification de la couverture du sol.

Le Système de classification de la couverture du sol définit huit grands types d'occupation des sols : (1) zones terrestres cultivées et gérées, (2) végétation terrestre naturelle et semi-naturelle, (3) zones aquatiques cultivées ou régulièrement inondées, (4) végétation aquatique naturelle et semi-naturelle ou régulièrement inondée, (5) surfaces artificielles et zones associées, (6) surfaces nues, (7) plans d'eau artificiels, neige et glace et (8) plans d'eau naturels, neige et glace. Après ce premier niveau de définition, des classes d'occupation des sols plus détaillées sont créées par la combinaison d'ensembles de classificateurs prédéfinis, qui sont différents pour chacun des huit grands types d'occupation des sols. Par exemple, les classificateurs communs utilisés pour les zones terrestres cultivées et gérées sont la forme de vie de la culture principale, l'aspect spatial (taille et répartition des champs), la combinaison de cultures

<sup>16</sup> Une autre façon de résoudre ce problème consisterait à mettre à jour les rapports des années passées lorsqu'une nouvelle méthode ou de nouvelles données sont disponibles, mais cela n'est possible que si des données existent pour des périodes antérieures. Les travaux menés par le Canada pour construire rétrospectivement un indicateur de biodiversité à l'aide d'images de télédétection antérieures offrent un exemple de mise en œuvre réussie de cette approche (Clearwater et al., 2016<sub>[28]</sub>).

<sup>17</sup> <https://www.fao.org/3/x0596e/x0596e00.htm>.

et l'approvisionnement en eau. Les classificateurs courants pour la végétation terrestre naturelle et semi-naturelle sont la forme de vie des principales strates, la couverture, la hauteur et la répartition spatiale / le macro-modèle spatial (continu, fragmenté ou parcellaire). Pour les zones aquatiques ou régulièrement inondées, la saisonnalité de l'eau est un autre classificateur important. Si les catégories d'utilisation des terres sont définies de manière trop générale pour être utiles à la surveillance de l'habitat, elles peuvent être affinées afin de dresser une liste de types d'habitats potentiels qui soit à la fois significative pour la biodiversité et harmonisée pour tous les pays.

Le LCCS est un système hiérarchique : plus le nombre de classificateurs utilisés est élevé, plus la classe d'occupation des sols définie est détaillée. Cela correspond bien à l'idée d'un indicateur à plusieurs niveaux. Cependant, les niveaux de détail rapportés par les pays ne correspondent pas toujours à ces trois niveaux. Par exemple, dans les pays où l'eau est rare, les informations sur l'approvisionnement en eau utilisé sur les terres agricoles sont susceptibles d'être facilement disponibles, même au niveau de notification le plus approximatif. Dans un pays où les précipitations sont abondantes, cet attribut peut ne pas être enregistré, même si l'irrigation est pratiquée dans certaines petites régions. Néanmoins, le Système de classification de la couverture du sol permet de capturer les attributs qui sont importants dans un pays, de sorte que le système reflète de manière significative les grandes variations biogéographiques observables dans les pays de l'OCDE. Le Système de classification de la couverture du sol a ainsi permis de créer un ensemble de données sur l'occupation des sols à l'échelle mondiale (Bartholomé et Belward, 2005<sub>[109]</sub>).

## 5.6. Plan d'action suggéré pour l'avenir

Ce rapport présente une vue d'ensemble de l'état d'avancement des travaux de surveillance menés dans les pays de l'OCDE, ainsi qu'une proposition initiale pour l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles de l'OCDE. Néanmoins, une grande partie du travail de mise en œuvre de l'indicateur reste à faire.

Pour commencer, l'OCDE cherche à parvenir à un accord sur l'intérêt d'élaborer son Indicateur de biodiversité des habitats agricoles en complément de la seule autre mesure de la biodiversité disponible parmi tous ses indicateurs agroenvironnementaux actuels, à savoir l'indice des oiseaux des milieux agricoles.

L'OCDE cherche également à parvenir à un accord sur les éléments fondamentaux de l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles proposé. Ces éléments sont les suivants : i) l'indice proposé, qui combine les parts des différents types d'habitat avec un classement de valeur ; ii) le système de rapports à trois niveaux, qui exploite les données disponibles pour quantifier le type d'habitat et évaluer la valeur pour la biodiversité. Le calcul de l'indice à l'intérieur d'un niveau constitue la base pour capturer les changements au fil du temps dans la biodiversité des habitats, tandis que les mouvements entre les niveaux constituent un indicateur des progrès réalisés dans la surveillance de la biodiversité des habitats au sein des États membres.

Pour progresser dans la mise en œuvre de l'indicateur à court terme, l'OCDE propose une solution pragmatique et flexible qui laisse aux pays la possibilité de commencer la surveillance avec leurs propres définitions et sources de données, sans retards liés aux discussions à long terme sur l'harmonisation. Malgré cela, il est nécessaire de se mettre d'accord sur des principes fondamentaux de délimitation lors de l'évaluation du type et de la valeur des habitats, et de choisir stratégiquement des systèmes de classification qui permettent de comparer les valeurs au fil du temps, à mesure que les données et les méthodes s'affinent. Pour ce faire, l'OCDE recommande l'organisation d'un atelier impliquant les parties prenantes afin de parvenir à un accord général sur les points suivants :

- l'adoption d'un système de classification commun, tel que le Système de classification de la couverture du sol, comme point de départ pour définir les types d'habitats agricoles potentiels, ainsi que la prise en compte de l'interaction entre les terres agricoles et le paysage au sens large ;
- l'inclusion de la qualité de l'habitat dans l'évaluation de sa valeur pour la biodiversité, c'est-à-dire l'évaluation de sa valeur réelle et non potentielle ;
- l'élaboration de lignes directrices pour l'évaluation de la biodiversité de l'habitat (par exemple les types de biodiversité, les espèces ciblées, les distinctions entre les catégories de valeur), ainsi que de contraintes raisonnables pour la classification des pratiques de gestion agricole en termes de valeur pour la biodiversité ;

- les normes d'établissement des rapports, telles que la définition des unités spatiales, la précision spatiale des données de télédétection par niveau, la fréquence des mesures et les normes relatives aux métadonnées pour la transparence des rapports.

À la suite de cette discussion, l'OCDE souhaite lancer un projet pilote ou une démonstration de faisabilité. En raison des grandes différences de disponibilité des données entre les pays, il ne sera pas possible pour tous les pays de l'OCDE de communiquer l'indicateur immédiatement. Un programme pilote devrait impliquer tous les membres qui le souhaitent et, dans l'idéal, des pays qui prévoient de communiquer des données aux trois niveaux de disponibilité des données. Le programme pilote devrait comporter des processus parallèles pour les pays disposant de programmes existants et pour ceux qui n'en ont pas, comme suit :

- les pays qui disposent déjà d'ensembles de données appropriés ou de programmes de surveillance peuvent être encouragés à calculer l'indicateur à titre de projet pilote ou de démonstration de faisabilité au niveau I. Pour tester l'Indicateur de biodiversité des habitats agricoles de l'OCDE dans ces pays, il faudra réanalyser les données nationales existantes afin de vérifier la faisabilité d'un indicateur commun qui respecte les définitions et l'évaluation des habitats convenues ;
- pour les pays qui ne se sont pas encore engagés dans la surveillance de la biodiversité des terres agricoles, mais qui sont prêts à se lancer, il y aura probablement des occasions d'apprendre des approches de surveillance mises au point par d'autres membres. Il sera particulièrement important de tenir compte de l'hétérogénéité entre les pays lorsque l'on tentera d'adapter les définitions et les méthodes de programmes établis à de nouvelles régions. Par exemple, les méthodes actuellement utilisées pour recueillir sur le terrain des observations sur des espèces individuelles peuvent ne pas être viables dans des pays très diversifiés. Il sera essentiel de discuter de définitions, de sources de données et de méthodes raisonnables dans des contextes régionaux différents afin de s'assurer que les lignes directrices élaborées pour l'indicateur seront suffisamment souples pour tenir compte de la diversité des États membres.

## Références

- AEE (2012), *Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process*, AEE. [56]
- Agence danoise de protection de l'environnement, (2016), *Vascular plants in Denmark recorded under the The Nationwide Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments (NOVANA). Version 9.1.*, <https://www.gbif.org/dataset/22122208-ca75-4063-abdf-ab58607dd55a#description> (consulté le 19 septembre 2022). [37]
- Anon (2012), *Roadmap towards the Establishment of an Enriching Society in Harmony with Nature*. [40]
- Bailey, D. et al. (2007), « Thematic resolution matters: Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems », *Ecological Indicators*, vol. 7/3, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.08.001>. [84]
- Barral, M. et al. (2015), « Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 202, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.009>. [12]
- Bartholomé, E. et A. Belward (2005), « GLC2000: A new approach to global land cover mapping from earth observation data », *International Journal of Remote Sensing*, vol. 26/9, <https://doi.org/10.1080/01431160412331291297>. [109]
- Benton, T. et al. (2021), *Food system impacts on biodiversity loss. Three levers for food system transformation in support of nature*, [https://www.chathamhouse.org/sites/default/files/2021-02/2021-02-03-food-system-biodiversity-loss-benton-et-al\\_0.pdf](https://www.chathamhouse.org/sites/default/files/2021-02/2021-02-03-food-system-biodiversity-loss-benton-et-al_0.pdf). [4]
- Signal, E. et D. McCracken (2000), « The nature conservation value of European traditional farming systems », *Environmental Reviews*, vol. 8/3, <https://doi.org/10.1139/er-8-3-149>. [5]
- BirdLife International (2023), *State of the World's Birds: Indicators for our changing world*, <http://datazone.birdlife.org/sowb> (consulté le 22 mai 2023). [78]
- Black, H. et al. (2003), « Assessing soil biodiversity across Great Britain: National trends in the occurrence of heterotrophic bacteria and invertebrates in soil », *Journal of Environmental Management*, vol. 67/3, [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00178-0](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00178-0). [29]
- Blann, K. (2006), *Habitat in agricultural landscapes: How much is enough. A state-of-the-science literature review*, Defenders of Wildlife, West Linn, Oregon, <https://defenders.org/publications/habitat-agricultural-landscapes-how-much-enough-state-of-science-literature-review>. [105]
- Borges, F. et al. (2017), « Assessing the habitat suitability of agricultural landscapes for characteristic breeding bird guilds using landscape metrics », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 189/4, <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5837-2>. [86]
- Brussaard, L. (2021), « Biodiversity and ecosystem functioning in soil: The dark side of nature and the bright side of life », *Ambio*, vol. 50/7, pp. 1286-1288, <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01507-z>. [114]
- Bunce, R. et al. (2013), « The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species », *Ecological Indicators*, vol. 33, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.014>. [19]
- Bunce, R. et al. (2011), « Temperate, Mediterranean and Desert Biomes Manual for Habitat and Vegetation Surveillance and Monitoring », <http://www.alterra.wur.nl/uk>. [18]

- Bunce, R. et al. (2005), *Handbook for Surveillance and Monitoring of European Habitats*, [17]  
<https://www.wur.nl/nl/Publicatie-details.htm?publicationId=publication-way-333434393936>.
- Bunce, R. et al. (2020), « A survey of habitats on agricultural land in Estonia: I Construction and validation of the database using the botanical field data », *Global Ecology and Conservation*, vol. 22, [63]  
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01007>.
- Calmon, M. et al. (2011), « Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil », *Restoration Ecology*, vol. 19/2, pp. 154-158, [113]  
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2011.00772.x>.
- CDB (2022), *Nations Adopt Four Goals, 23 Targets for 2030 In Landmark UN Biodiversity Agreement*, [44]  
[https://prod.drupal.www.infra.cbd.int/sites/default/files/2022-12/221219-CBD-PressRelease-COP15-Final\\_0.pdf](https://prod.drupal.www.infra.cbd.int/sites/default/files/2022-12/221219-CBD-PressRelease-COP15-Final_0.pdf) (consulté le 27 février 2023).
- CE (2006), *Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européen, Élaboration d'indicateurs agroenvironnementaux destinés au suivi de l'intégration des préoccupations environnementales dans la politique agricole commune*, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0508:FIN:FR:PDF> (consulté le 19 septembre 2022). [54]
- Chan, L. et al. (2021), *Handbook on the Singapore Index on Cities' Biodiversity (Titre court : City Biodiversity Index)*, Montréal : Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique et Singapour : National Parks Board, Singapour. [100]
- Christensen, A. et J. Brandt (2016), *Monitoring agricultural landscape changes in Denmark: Combining fieldwork data with classified LIDAR imagery to achieve a basis for analysing long term change trajectories*. [38]
- Clearwater, R. et al. (2016), *L'agriculture écologiquement durable au Canada*. [28]
- CLMS (2021), *Copernicus Land Monitoring Service User Manual: Small Woody Features 2018 and Small Woody Features Changes 2015-2018*, Collecte Localisation Satellites & GeoVille GmbH. Union européenne, service Copernicus de surveillance des terres, Agence européenne pour l'environnement. [62]
- Clough, Y., S. Kirchweger et J. Kantelhardt (2020), *Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes*, <https://doi.org/10.1111/conn.12752>. [23]
- Dainese, M. et al. (2019), « A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production », *Science Advances*, vol. 5/10, <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>. [10]
- De Blust, G. et al. (2013), *Design of a monitoring system and its cost-effectiveness. Optimization of biodiversity monitoring through close collaboration of users and data providers*, Alterra-Report No. 2393, Wageningen, Les Pays-Bas, <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/437274>. [67]
- Deiner, K. et al. (2015), « Choice of capture and extraction methods affect detection of freshwater biodiversity from environmental DNA », *Biological Conservation*, vol. 183, pp. 53-63, [59]  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.018>.
- Delgado, A. et F. Moreira (2000), « Bird assemblages of an Iberian cereal steppe », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 78/1, [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00114-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00114-0). [103]
- Di Gregorio, A. (2016), *Land Cover Classification System. Classification concepts. Software version 3*, [108]  
<https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2016057609>.

- Díaz, S. et al. (2019), *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Secrétariat IPBES, Bonn, Allemagne. [3]
- EFTAS, IFAB et AEE (2021), « European Monitoring of Biodiversity in Agricultural Landscapes (EMBAL) », dans *Survey Manual 2021. A project for the European Commission Directorate General ENVIRONMENT from EFTAS Fernerkundung Technologietransfer GmbH, the Institute for Agroecology and Biodiversity (IFAB) and the Environment Agency Austria (EAA)*, <https://wikis.ec.europa.eu/pages/viewpage.action?pagelId=25560696&preview=/25560696/36703311/EMBAL%202021%20Survey%20Manual.pdf> (consulté le 19 septembre 2022). [52]
- Eglinton, S., D. Noble et R. Fuller (2012), « A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions », *Journal for Nature Conservation*, vol. 20/5, pp. 301-309, <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.07.002>. [102]
- Ellwanger, G. et al. (2018), « Current status of habitat monitoring in the European Union according to Article 17 of the Habitats Directive, with an emphasis on habitat structure and functions and on Germany », *Nature Conservation*, vol. 29, <https://doi.org/10.3897/natureconservation.29.27273>. [33]
- Fang, Y. et al. (2022), « Identification of high natural-value farmland and its spatial distribution pattern: Taking Yunnan Province as an example », *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, vol. 30/3, <https://doi.org/10.12357/cjea.20210501>. [106]
- Forman, R. et M. Godron (1986), *Landscape Ecology*, John Wiley & Sons, New York, NY, États-Unis. [81]
- Frankham, R. et al. (2002), *Introduction to conservation genetics*, Cambridge University Press. [71]
- Frey-Ehrenbold, A. et al. (2013), « Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices », *Journal of Applied Ecology*, vol. 50/1, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12034>. [85]
- Friedl, M. et al. (2022), « Medium spatial resolution mapping of global land cover and land cover change across multiple decades from Landsat », *Frontiers in Remote Sensing*, vol. 3/894571. [65]
- Gardi, C. et al. (2009), « Soil biodiversity monitoring in Europe: Ongoing activities and challenges », *European Journal of Soil Science*, vol. 60/5, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01177.x>. [30]
- Geijzendorffer, I. et al. (2016), « Bridging the gap between biodiversity data and policy reporting needs: An Essential Biodiversity Variables perspective », *Journal of Applied Ecology*, vol. 53/5, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12417>. [98]
- Glimskär, A. et H. Skånes (2015), « . Land type categories as a complement to land use and land cover attributes in landscape mapping and monitoring », dans Ahlqvist, O. et al. (dir. pub.), *Land use and land cover semantics – principles, best practices and prospects*, CLC Press/Taylor & Francis, Boca Raton, FL, États-Unis. [21]
- Gregory, R. et al. (2005), *Developing indicators for European birds*, <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602>. [74]
- Hall, L., P. Krausman et M. Morrison (1997), « The habitat concept and a plea for standard terminology », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25/1. [16]
- Hardelin, J. et J. Lankoski (2018), « Land use and ecosystem services », *Documents de l'OCDE sur l'alimentation, l'agriculture et les pêcheries*, n° 114, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/c7ec938e-en>. [11]

- Hebert, P. et al. (2003), « Biological identifications through DNA barcodes », *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, vol. 270/1512, pp. 313-321, <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2218>. [112]
- Henle, K. et al. (2008), *Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe-A review*, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.005>. [6]
- Henle, K. et al. (2013), « Priorities for biodiversity monitoring in Europe: A review of supranational policies and a novel scheme for integrative prioritization », *Ecological Indicators*, vol. 33, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.028>. [27]
- Hicks, K. et al. (2010), *Assessing Biodiversity in Europe – the 2010 report*, AEE, <https://www.eea.europa.eu/publications/assessing-biodiversity-in-europe-84/download> (consulté le 19 septembre 2022). [57]
- Hoban, S. et al. (2021), « Genetic diversity is considered important but interpreted narrowly in country reports to the Convention on Biological Diversity: Current actions and indicators are insufficient », *Biological Conservation*, vol. 261, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109233>. [72]
- Hughes, A. et al. (2008), « Ecological consequences of genetic diversity », *Ecology Letters*, vol. 11/6, pp. 609-623, <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01179.x>. [111]
- Hüning, C. et A. Benzler (2017), « Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland », *BfN-Schriften*, n° 476, <https://www.bfn.de/publikationen/bfn-schriften/bfn-schriften-476-das-monitoring-der-landwirtschaftsflaechen-mit-hohem> (consulté le 20 septembre 2022). [39]
- IPBES (s.d.), *Glossary: Biodiversity*, Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques, <https://ipbes.net/glossary/biodiversity> (consulté le 2 mai 2022). [79]
- Ito, T. et M. Sugiura (2021), « Satoyama Landscapes as Ecological Mosaics of Biodiversity: Local Knowledge, Environmental Education, and the Future of Japan's Rural Areas », *Environment*, vol. 63/5, <https://doi.org/10.1080/00139157.2021.1953911>. [95]
- Jansen, L. et A. Gregorio (2002), « Parametric land cover and land-use classifications as tools for environmental change detection », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 91/1-3, [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00243-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00243-2). [20]
- Jetz, W. et al. (2019), *Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations*, <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0826-1>. [47]
- Karousakis, K. (2018), « Evaluating the effectiveness of policy instruments for biodiversity: Impact evaluation, cost-effectiveness analysis and other approaches », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 141, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/ff87fd8d-en>. [26]
- Kirk, D. et al. (2020), « Defining specialism and functional species groups in birds: First steps toward a farmland bird indicator », *Ecological Indicators*, vol. 114, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106133>. [75]
- Kohsaka, R. et al. (2013), « Indicators for Management of Urban Biodiversity and Ecosystem Services: City Biodiversity Index », dans Elmquist, T. et al. (dir. pub.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services : Challenges and Opportunities : A Global Assessment*, Springer Netherlands, Dordrecht. [99]
- Lamb, E. (dir. pub.) (2017), « More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas », *PLOS ONE*, vol. 12/10, p. e0185809, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>. [96]

- Larbodière, L. et al. (2020), *Notre terrain d'entente : rétablir la santé des terres pour une agriculture durable*, UICN, Gland, Suisse. [45]
- Liu, H. et al. (2021), « Production of global daily seamless data cubes and quantification of global land cover change from 1985 to 2020 - iMap World 1.0 », *Remote Sensing of Environment*, vol. 258, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112364>. [64]
- Lomba, A. et al. (2014), *Mapping and monitoring High Nature Value farmlands: Challenges in European landscapes*, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.029>. [92]
- Lüscher, G. et al. (2015), « Strikingly high effect of geographic location on fauna and flora of European agricultural grasslands », *Basic and Applied Ecology*, vol. 16/4, <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.04.003>. [73]
- Mäkeläinen, S. et al. (2019), « Coincidence of High Nature Value farmlands with bird and butterfly diversity », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 269, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.030>. [94]
- Mandle, L. et T. Tickin (2015), « Moderate land use changes plant functional composition without loss of functional diversity in India's Western Ghats », *Ecological Applications*, vol. 25/6, <https://doi.org/10.1890/15-0068.1>. [80]
- Martin, E. et al. (2019), *The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe*, <https://doi.org/10.1111/ele.13265>. [22]
- McGarigal, K. et al. (2002), *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*, <https://fragstats.software.informer.com> (consulté le 19 septembre 2022). [83]
- Mózner, Z., A. Tabi et M. Csutora (2012), « Modifying the yield factor based on more efficient use of fertilizer—The environmental impacts of intensive and extensive agricultural practices », *Ecological Indicators*, vol. 16, pp. 58-66, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.034>. [9]
- Newbold, T. et al. (2015), « Global effects of land use on local terrestrial biodiversity », *Nature*, vol. 520/7545, <https://doi.org/10.1038/nature14324>. [49]
- Ni, R. et al. (2021), « An enhanced pixel-based phenological feature for accurate paddy rice mapping with Sentinel-2 imagery in Google Earth Engine », *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 178, <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2021.06.018>. [60]
- OCDE (2022), *Politiques agricoles : Suivi et évaluation 2022 (version abrégée) : Réformer les politiques agricoles pour atténuer le changement climatique*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/247b9928-fr>. [14]
- OCDE (2001), *Agriculture and Biodiversity - Developing Indicators for Policy Analysis*, <https://www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/40339227.pdf> (consulté le 19 septembre 2022). [25]
- OCDE (2001), *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture : Méthodes et résultats, vol. 3*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264288553-fr>. [24]
- OCDE/Union européenne/CE-JRC (2008), *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264043466-en>. [101]

- Oppermann, R. et al. (2021), « A Rapid Method for Monitoring Landscape Structure and Ecological Value in European Farmlands: the LISA approach », *Landscape Online*, vol. 90, <https://doi.org/10.3097/LO.202190>. [51]
- Oriani, F., M. McCabe et G. Mariethoz (2021), « Downscaling Multispectral Satellite Images without Colocated High-Resolution Data: A Stochastic Approach Based on Training Images », *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 59/4, <https://doi.org/10.1109/TGRS.2020.3008015>. [61]
- Paracchini, M. et al. (2008), *High Nature Value Farmland in Europe - An Estimate of the Distribution Patterns on the Basis of Land Cover and Biodiversity Data*. [91]
- Pascher, K. et al. (2020), *BINATS 2 - Biodiversity survey in the Austrian agrarian landscapes based on habitat structures, vascular plants, grasshoppers, butterflies, and wild bees as representative indicators - 2nd inventory*, <https://dafne.at/projekte/binats-2> (consulté le 20 septembre 2022). [35]
- Pedersen, C. et S. Krøgli (2017), « The effect of land type diversity and spatial heterogeneity on farmland birds in Norway », *Ecological Indicators*, vol. 75, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.030>. [87]
- Pereira, H. et al. (2017), « Monitoring Essential Biodiversity Variables at the Species Level », dans Walters, M. et R. Scholes (dir. pub.), *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks*, Springer International Publishing. [97]
- Pereira, H. et al. (2013), « Essential Biodiversity Variables », *Science*, vol. 339/6117, pp. 277-278, <https://doi.org/10.1126/science.1229931>. [46]
- Potts, S. et al. (2021), *Proposal for an EU pollinator monitoring scheme*, Commission européenne, Centre commun de recherche. [53]
- Pungar, D. et al. (2021), « A survey of habitats on agricultural land in Estonia II. Detailed interpretation of the habitats' landscape ecology and how this relates to alien plant species », *Global Ecology and Conservation*, vol. 27, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01568>. [8]
- Purvis, A. et al. (2018), « Modelling and Projecting the Response of Local Terrestrial Biodiversity Worldwide to Land Use and Related Pressures: The PREDICTS Project », dans Bohan, D. et al. (dir. pub.), *Advances in Ecological Research*, Academic Press. [48]
- Riedel, S. et al. (2018), « Programme de monitoring « Espèces et milieux agricoles » – ALL-EMA », *Agroscope Science*, n° 57/2018, Agroscope et Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/fr/home/themes/environnement-ressources/monitoring-analyse/programme-monitoring-all-ema.html> (consulté le 20 septembre 2022). [43]
- Ritchie, H. (2019), *Half of the world's habitable land is used for agriculture*, Our World in Data. [1]
- Ritterbusch, D. et al. (2018), « EUR 28841 EN Intercalibration of the national classifications of ecological status for Central-Baltic Lakes Biological Quality Element: Fish fauna Part B and C », <https://doi.org/10.2760/546291>. [107]
- Ruppert, K., R. Kline et M. Rahman (2019), *Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA*, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00547>. [58]
- Rutgers, M. et al. (2019), « Mapping soil biodiversity in Europe and the Netherlands », *Soil Systems*, vol. 3/2, <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020039>. [31]

- Schindler, S. et al. (2018), *The Austrian biodiversity monitoring “ÖBM Kulturlandschaft” and a unified biodiversity number for trend assessments*, <https://doi.org/10.17011/conference/eccb2018/107575>. [34]
- Schmidt, M. et R. Dirzo (2019), *Sitios Permanente de la Calibración y Monitoreo de la Biodiversidad*, CONABIO, Mexique, [https://monitoreo.conabio.gob.mx/sipecam\\_files/Proyecto\\_SiPeCaM\\_2020\\_Fase\\_I.pdf](https://monitoreo.conabio.gob.mx/sipecam_files/Proyecto_SiPeCaM_2020_Fase_I.pdf) (consulté le 20 septembre 2022). [41]
- Sirami, C. et al. (2019), « Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116/33, <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>. [88]
- Soto-Navarro, C. et al. (2021), « Towards a multidimensional biodiversity index for national application », *Nature Sustainability*, vol. 4/11, pp. 933-942, <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00753-z>. [50]
- Stiles, S. et al. (2021), « Maximizing ecosystem services to the oil crop *Brassica carinata* through landscape heterogeneity and arthropod diversity », *Ecosphere*, vol. 12/7, <https://doi.org/10.1002/ecs2.3624>. [90]
- Stokstad, G. et W. Fjellstad (2019), « Experiences from a national landscape monitoring programme—maintaining continuity whilst meeting changing demands and opportunities », *Land*, vol. 8/5, <https://doi.org/10.3390/LAND8050077>. [42]
- Svendsen, L. et B. Norup (2005), « NOVANA - National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environment: Programme Description - Part 1 », *NERI Technical report*, n° 532, Institut national de recherche sur l'environnement du Danemark. [36]
- Takeuchi, K. (2010), « Rebuilding the relationship between people and nature: The Satoyama Initiative », *Ecological Research*, vol. 25/5, <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0745-8>. [7]
- Tsiafouli, M. et al. (2015), « Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe », *Global Change Biology*, vol. 21/2, <https://doi.org/10.1111/gcb.12752>. [2]
- Turner, M., R. Garner et R. O'Neill (2001), *Landscape ecology in theory and practice*, Springer-Verlag, New York, NY, États-Unis. [82]
- Union européenne (2023), *Eurostat : Les indicateurs agro-environnementaux*, <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/agri-environmental-indicators> (consulté le 27 février 2023). [55]
- Van der Meij, T. et al. (2015), « Return of the bats? A prototype indicator of trends in European bat populations in underground hibernacula », *Mammalian Biology*, vol. 80/3, <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.09.004>. [76]
- Van Leeuwen, J. et al. (2017), « Gap assessment in current soil monitoring networks across Europe for measuring soil functions », *Environmental Research Letters*, vol. 12/12, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9c5c>. [32]
- Van Strien, A., C. Van Swaay et T. Termaat (2013), « Opportunistic citizen science data of animal species produce reliable estimates of distribution trends if analysed with occupancy models », *Journal of Applied Ecology*, vol. 50/6, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12158>. [69]
- Van Swaay, C. et al. (2015), « The European Butterfly Indicator for Grassland species: 1990-2013 », *Vs2015.009* September. [77]

- Van Turnhout, C. et al. (2008), *Monitoring common and scarce breeding birds in the Netherlands: applying a post-hoc stratification and weighting procedure to obtain less biased population trends*. [68]
- Vandermeer, J. et I. Perfecto (1995), *Breakfast of biodiversity: the truth about rainforest destruction*, Food First Books, Oakland, CA, États-Unis. [15]
- Vilella-Arnizaut, I., H. Nottebrock et C. Fenster (2021), « Quantifying habitat and landscape effects on composition and structure of plant-pollinator networks in the US Northern Great Plains », *bioRxiv*. [89]
- Whittaker, R. (1972), « Evolution and Measurement of Species Diversity », *TAXON*, vol. 21/2-3, pp. 213-251, <https://doi.org/10.2307/1218190>. [70]
- Williams, N. et al. (2015), « Native wildflower plantings support wild bee abundance and diversity in agricultural landscapes across the United States », *Ecological Applications*, vol. 25/8, <https://doi.org/10.1890/14-1748.1>. [13]
- Wood, C. et al. (2018), *Ecological landscape elements: Long-term monitoring in Great Britain, the Countryside Survey 1978-2007 and beyond*, <https://doi.org/10.5194/essd-10-745-2018>. [66]
- Yin, R. et M. Zhao (2012), « Ecological restoration programs and payments for ecosystem services as integrated biophysical and socioeconomic processes—China's experience as an example », *Ecological Economics*, vol. 73, pp. 56-65, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.003>. [110]
- Zinngrebe, Y. et al. (2017), « The EU's ecological focus areas – How experts explain farmers' choices in Germany », *Land Use Policy*, vol. 65, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.03.027>. [104]
- Zomeni, M. et al. (2018), « High nature value farmlands: Challenges in identification and interpretation using Cyprus as a case study », *Nature Conservation*, vol. 31, <https://doi.org/10.3897/natureconservation.31.28397>. [93]

## Annexe A. Résumé de l'atelier de l'OCDE des 24 et 25 août 2022

L'OCDE a invité ses délégués ainsi que des experts techniques en biodiversité à un atelier conjoint de deux jours afin de discuter de l'élaboration d'un indicateur national de l'habitat agricole et de recueillir des commentaires sur les lignes directrices proposées pour celui-ci. Une soixantaine de participants ont pris part à cet atelier.

### Invitation

Dans le cadre du projet PTB 2021-2022 sur l'amélioration de l'utilisation des indicateurs agroenvironnementaux et des outils analytiques, l'atelier s'est concentré sur l'élaboration d'un indicateur de biodiversité des habitats agricoles au moyen d'une combinaison de surveillance in situ et d'observations terrestres. Les indicateurs de biodiversité fondés sur les caractéristiques du paysage et les habitats peuvent potentiellement être mesurés dans diverses conditions nationales et compléter l'indice des oiseaux des milieux agricoles, qui est actuellement le seul indicateur de biodiversité disponible dans la base de données agroenvironnementale de l'OCDE. L'objectif de cet atelier était de recueillir les commentaires des délégués et des experts techniques sur les lignes directrices proposées pour l'indicateur, qui ont ensuite été discutées lors de la réunion du GTMAE de novembre 2022.

### Ordre du jour

#### Tableau A.1. Ordre du jour de l'atelier sur l'Indicateur de biodiversité des habitats

24-25 août 2022, de 12:00 à 15:00 chaque jour dans un cadre virtuel

Heure	Activité et présentateurs
<b>Jour 1 : 24 août 2022</b>	
12:00-12:20	<b>Accueil et remarques d'ouverture</b> Kelly Cobourn et Jussi Lankoski, Direction des échanges et de l'agriculture de l'OCDE
12:20-12:40	<b>Préparation</b> <i>Tous les participants sont priés d'écrire les trois points suivants sur un « pense-bête » et de les ajouter au tableau Miro : nom, pays, institut et intérêts.</i>
12:40-13:00	<b>Entrée en matière</b> <i>Cette session offrira une vue d'ensemble de la surveillance de la biodiversité agricole dans les pays de l'OCDE, sur la base d'une enquête récente réalisée auprès des pays membres. N'hésitez pas à ajouter à tout moment des questions ou des commentaires sur le tableau Miro.</i> Ulrike Bayr, Institut norvégien de recherche en bioéconomie (NIBIO)
13:00-13:15	<b>Pause</b>
13:15-13:35	<b>Cadre conceptuel : proposition d'une approche à niveaux pour l'élaboration d'un indicateur de biodiversité agricole de l'OCDE fondé sur les habitats</b> Wendy Fjellstad, Institut norvégien de recherche en bioéconomie (NIBIO)
13:35-13:55	<b>Questions, commentaires et discussion</b>
13:55-14:10	<b>Pause</b>
14:10-14:30	<b>Disponibilité d'habitats fauniques potentiels sur les terres agricoles au Canada</b> Steve Javorek, Métriques de durabilité, Agriculture et Agroalimentaire Canada
14:30-14:50	<b>L'Enquête aréolaire sur l'utilisation et l'occupation des sols (LUCAS) et le Programme européen de surveillance de la biodiversité dans les paysages agricoles (EMBAL)</b> Carsten Haub, EFTAS, Allemagne
14:50-15:00	<b>Fin du jour 1</b> <i>Le tableau Miro restera disponible. Nous vous invitons à continuer d'y ajouter vos questions, commentaires et suggestions. Nous reviendrons sur vos ajouts durant la deuxième journée.</i>
<b>Jour 2 : 25 août 2022</b>	
12:00-12:15	<b>Récapitulatif de la journée précédente</b>
12:15-12:35	<b>Présentation des terres agricoles à haute valeur naturelle (HVN)</b> Jan Erik Petersen, Équipe d'évaluation spatiale, Agence européenne pour l'environnement, Copenhague

12:35-12:55	<b>L'indice des oiseaux des milieux agricoles</b> Richard Gregory, Société royale pour la protection des oiseaux, Centre des sciences de la conservation, Royaume-Uni
12:55-13:30	<b>Recueil de commentaires sur un indicateur de biodiversité agricole de l'OCDE fondé sur les habitats : sessions en sous-groupes</b> Avec vos groupes, veuillez ajouter des « pense-bêtes » au tableau Miro sur les avantages et les inconvénients des approches potentielles, ainsi que sur les considérations liées aux informations existantes dans votre propre pays. Questions à débattre (chaque sous-groupe commencera par une question différente) : <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Quels sont les éléments les plus importants pour la biodiversité agricole dans votre pays et existe-t-il des données à ce sujet ?</li> <li>2. Devons-nous concilier les différences entre les pays dans les définitions des catégories d'utilisation des sols pour permettre des comparaisons en termes absolus ? Que faudrait-il faire pour élaborer des définitions normalisées au niveau international ?</li> <li>3. Est-il important de prendre en compte à la fois les terres agricoles à HVN et la biodiversité dans les paysages agricoles quotidiens ? Dans l'affirmative, l'approche HVN pourrait-elle être directement appliquée dans votre pays ?</li> <li>4. Comment pourrions-nous mettre en œuvre un indicateur à plusieurs niveaux, afin de permettre aux pays de produire des rapports fondés sur les meilleures données dont ils disposent (télédétection / données de terrain) ?</li> </ol>
13:30-14:00	<b>Pause</b>
14:00-14:30	<b>Présentation des résultats des sessions en sous-groupes et discussion générale</b>
14:30-14:45	<b>Résumé de la réunion : points importants pour l'avenir</b> Felix Herzog, Agroscope, Suisse
14:45-15:00	<b>Prochaines étapes et fin de l'atelier</b> Kelly Cobourm et Jussi Lankoski, Direction des échanges et de l'agriculture de l'OCDE

## Bref résumé des principaux points de discussion

### *Indicateur unique ou indice composite*

L'une des principales questions abordées au cours de la réunion consistait à déterminer si un indicateur unique était suffisant pour rendre compte de la biodiversité agricole. Plusieurs participants ont exprimé la crainte qu'un indicateur unique ne soit pas en mesure de capturer tous les aspects d'un sujet aussi complexe. D'autres ont estimé qu'un indicateur unique constitue un bon point de départ, car il peut être mis en œuvre relativement rapidement et ainsi permettre d'inscrire la biodiversité agricole à l'ordre du jour politique. À cet égard, il a été mentionné qu'il fallait accorder une plus grande priorité à la surveillance de la biodiversité agricole dans le temps qu'à une surveillance parfaite et très détaillée de la biodiversité au niveau de l'OCDE. Il est toujours possible d'améliorer les indicateurs au fil du temps. Il a également été suggéré que l'utilisation d'un indicateur ou d'un indice composite fondé sur un ensemble d'indicateurs primaires pouvait s'avérer plus appropriée pour appréhender la biodiversité dans ses multiples dimensions.

### *Définitions des habitats agricoles spécifiques aux pays*

L'une des questions essentielles abordées lors de l'atelier tient à la grande diversité des définitions des habitats agricoles dans les différents pays membres. Comme l'OCDE regroupe des pays des cinq continents, l'utilisation des sols est très différente, et par conséquent les définitions des habitats agricoles diffèrent profondément. Les avis sur cette question se sont révélés partagés. D'une part, la préservation des différentes définitions semble importante pour refléter la réalité de chaque pays et tenir compte de la grande diversité des habitats. D'autre part, des définitions communes semblent constituer une condition préalable pour évaluer l'impact des politiques et si l'objectif est la comparabilité internationale. En guise de solution, il a été suggéré que les définitions soient communes au niveau hiérarchique le plus large du système de classification des habitats (par exemple les régions biogéographiques), tandis que les États membres peuvent définir les niveaux inférieurs plus librement, de manière pertinente pour leur pays respectif. Il a également été mentionné que l'utilisation et l'occupation des sols devaient être traitées différemment. L'occupation des sols peut être extraite objectivement à l'aide de méthodes de télédétection, tandis que l'utilisation des sols est plus difficile à capturer à partir de données de télédétection.

### **Qualité et résolution des données**

La diversité de la qualité et de la résolution des données (à la fois spatiales et temporelles) constitue un défi majeur en vue de l'élaboration d'un indicateur comparable des habitats agricoles. L'enquête menée dans les pays de l'OCDE a montré que les sources de données et les fréquences d'enregistrement varient considérablement.

Au cours de l'atelier, on a évoqué le fait que la télédétection (en particulier l'imagerie satellitaire) est essentielle pour la cartographie à grande échelle des habitats agricoles. L'utilisation d'ensembles globaux de données ayant la même résolution a été proposée comme une possibilité d'assurer la comparabilité. Dans le même temps, la résolution spatiale de la télédétection est limitée et, pour certaines régions, ne dépasse pas 30 m. Même avec une résolution de 10 m, les petits éléments du paysage qui contribuent à la biodiversité à l'échelle locale ne sont pas capturés. Il a été mentionné que la méthodologie devrait être inclusive pour les pays disposant de moins d'infrastructures et de ressources. Pour remédier à ce problème, il a été suggéré d'inclure la résolution des données dans le système de niveaux, les niveaux inférieurs étant fondés sur des données à faible résolution (télédétection par satellite) et les niveaux supérieurs sur des résolutions spatiales plus élevées (photographie aérienne et enregistrement sur le terrain).

### **Éléments importants pour la biodiversité agricole**

Concernant les éléments considérés comme les plus importants pour la biodiversité agricole, la plupart des participants ont cité l'hétérogénéité du paysage et la diversité des habitats. De nombreux pays utilisent déjà la mosaïque paysagère comme une variable de la biodiversité, par exemple en appliquant des mesures paysagères à la connectivité, à la diversité des types de terres et à l'hétérogénéité spatiale. Il a également été souligné que les effets positifs de la diversité des paysages sur la biodiversité sont fortement étayés par la littérature scientifique actuelle.

Pour ce qui est des éléments spécifiques, les participants ont mentionné en particulier les petits éléments du paysage tels que les limites des champs, les étangs et les fossés, les prairies semi-naturelles et les parcours pâturés dans les zones montagneuses et, dans certains cas, les prairies dans les zones d'agriculture extensive (mais avec une richesse en espèces variable). À cet égard, il a été précisé que ce n'est pas uniquement la présence d'éléments qui est importante, mais aussi leur qualité en tant qu'habitats.

### **Mise en œuvre d'un indicateur à niveaux**

Dans l'ensemble, les participants se sont montrés réceptifs à un indicateur à plusieurs niveaux, car il prendrait en compte le fait que la disponibilité, la qualité et la résolution des données varient d'un pays à l'autre. Avec un système à plusieurs niveaux, les pays disposant de moins d'infrastructures et de moins de données peuvent toujours contribuer au premier niveau, tandis que les pays disposant de données plus détaillées (par exemple des enregistrements sur le terrain) peuvent produire des rapports à un niveau plus élevé. À cet égard, il a été souligné qu'à chaque niveau, la certitude augmente, et qu'il convient donc d'examiner si une mesure de l'incertitude doit être incluse dans l'approche à niveaux. La résolution des données de télédétection peut aussi être intégrée, comme mentionné plus haut.

Malgré l'accueil favorable réservé à un indicateur à plusieurs niveaux, il a également été indiqué que certaines questions requièrent un examen minutieux, notamment en ce qui concerne la comparabilité des données dans le temps, les biais potentiels, l'interprétation des données et le système de classification.

De manière générale, un large consensus s'est dégagé sur le fait qu'il est important et utile de disposer d'un indicateur de la biodiversité des habitats communs des milieux agricoles, qui viendrait s'ajouter aux indicateurs déjà utilisés tels que l'index des terres agricoles à haute valeur naturelle (HVN) et l'indice des oiseaux des milieux agricoles.

## DOCUMENTS DE L'OCDE SUR L'ALIMENTATION, L'AGRICULTURE ET LA PÊCHE

Ce rapport a été approuvé et déclassifié par le Groupe de travail mixte sur l'agriculture et l'environnement en avril 2023 et a été préparé pour publication par le Secrétariat de l'OCDE.

Ce rapport, ainsi que les données et cartes qu'il peut comprendre, sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Les données statistiques concernant Israël sont fournies par et sous la responsabilité des autorités israéliennes compétentes. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem-Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international.

Les commentaires sont les bienvenus et peuvent être adressés à [tad.contact@oecd.org](mailto:tad.contact@oecd.org).