



## Mesurer la biodiversité

Florentin Cognie et Madeleine Péron<sup>(1)</sup>

Alors que doit s'ouvrir en mai 2021 la Conférence de l'ONU sur la biodiversité (COP15), aucun des objectifs fixés lors des précédentes rencontres ne semble atteint en 2020 : seuls quatre objectifs d'Aichi sur vingt présentent « des progrès réels dans leurs déclinaisons » (IPBES, 2020). Dans l'élaboration et la mise en place des politiques publiques, certains instruments sont devenus incontournables : les indicateurs. Ceux-ci ont pour rôle à la fois de créer un consensus sur les constats, de refléter des situations de la façon la plus neutre possible et, dans leur dimension évolutive, de mesurer les réalisations et donc l'efficacité d'une politique par rapport à un objectif donné. Lorsqu'il s'agit de lutter contre l'érosion de la biodiversité cependant, la pratique s'éloigne de la théorie. L'Union européenne s'est par exemple fixée des objectifs ambitieux en termes de préservation de la biodiversité, intégrés à la Politique agricole commune (PAC) et a mobilisé les indicateurs de l'initiative SEBI (*Streamlining European Biodiversity Indicators*) pour assurer le suivi de ces politiques. Or, en 2020, on constate que la plupart de ces indicateurs n'ont pas été actualisés depuis presque une décennie, que certains ne permettent pas de suivre des tendances, que d'autres sont incomparables entre zones ou disponibles uniquement pour un nombre très restreint de pays, faute de collecte des données nécessaires (Cour des comptes européenne, 2020). Face au défi de l'érosion accélérée de la biodiversité, il est désormais urgent pour les gouvernements de mettre en place des politiques efficaces en mobilisant tous les outils à leur disposition.

Le débat public se focalise le plus souvent sur certaines espèces à forte portée symbolique ou sentimentale, emblématiques d'une région, à l'instar des débats encore vifs autour de la protection du loup dans les Alpes et de l'ours dans les Pyrénées ou, à l'image du panda géant devenu un emblème international, en grand danger d'extinction. Une espèce est déclarée menacée par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) si elle répond à des critères précis en termes de disparition de l'habitat, de déclin significatif de sa population (moins de 250 individus). Dans le cadre de ces débats, la mesure de l'efficacité des actions de protection rend alors compte de la dynamique en termes d'individus.

---

(1) Conseil d'analyse économique (CAE).

Nécessaires, ces mesures ne sont cependant que partielles et insuffisantes à l'échelle d'un écosystème<sup>(2)</sup> ou, *a fortiori*, de la biosphère (la somme de tous les écosystèmes à l'échelle de la planète) car elles ne prennent en compte qu'une dimension de la diversité du vivant : l'abondance en termes de population.

Plusieurs défis s'imposent alors, en amont de l'élaboration de politiques publiques. La biodiversité est un ensemble complexe, en perpétuelle évolution et la définir représente un premier défi. Dans l'article 2 de la Convention sur la diversité biologique des Nations Unies signée en 1992, la biodiversité est définie comme « la variabilité des êtres vivants de toute origine incluant entre autres, les écosystèmes terrestres et aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie : cela comprend la diversité au sein des espèces, ainsi que celle des écosystèmes » (Nations Unies, 1992). Elle couvre donc à la fois la diversité des écosystèmes, la diversité des espèces, et celle des gènes au sein d'une même espèce (fortement liée au nombre d'individus), les interactions qui existent au sein des écosystèmes et entre ces derniers.

Mesurer la biodiversité représente un second défi. La complexité de l'objet en lui-même ne permet pas d'établir un indicateur unique et simple ni pour dresser des constats généraux, ni pour guider ou évaluer l'efficacité des politiques publiques voulant améliorer la gestion de la biodiversité. Il n'existe pas d'équivalent de l'indicateur synthétique d'émissions et de concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, largement utilisé dans la lutte contre le changement climatique lors des grandes discussions internationales (Protocole de Kyoto, Accord de Paris...) sur la base des travaux du GIEC (voir IPCC SAR SYR, 1996). À titre d'exemple, ce sont plusieurs dizaines d'indicateurs qui sont présentés par l'Observatoire national de la biodiversité<sup>(3)</sup> et l'Agence européenne pour l'environnement<sup>(4)</sup>.

Dès lors, une littérature vaste et pluridisciplinaire réunissant l'écologie, la biologie, les statistiques ou encore l'économie recherche les méthodes les plus adaptées pour rendre compte de la biodiversité dans sa complexité et guider les choix publics en termes de protection. Sur la base des connaissances acquises au fur et à mesure par la recherche sur le vivant, cette littérature tente de développer des outils susceptibles d'alimenter le débat public, de faire progresser l'action en faveur de la biodiversité, de mettre en place des politiques efficaces et de les évaluer.

L'immense majorité de ces indicateurs donne à voir un déclin important de la biodiversité sous toutes les formes mesurées, celle-ci étant menacée à tous les niveaux : les espèces disparaissent, les écosystèmes sont modifiés par l'homme ou détruits, les habitats sont en mauvais état, les réseaux trophiques sont altérés, avec des conséquences en chaîne complexes, l'environnement se modifie plus vite que les espèces n'évoluent, etc. Les références à une « nouvelle extinction de masse » sont nombreuses et régulières dans le débat public. Cependant, l'absence d'une mesure unique apparaît comme un obstacle pour l'élaboration de politiques publiques efficaces, le choix d'un indicateur plutôt qu'un autre pouvant alors biaiser fortement les choix de protection. Dans cette perspective, l'objectif principal de ce *Focus* est de donner à voir les caractéristiques de quelques grandes familles d'indicateurs. Sans prétendre à l'exhaustivité, il tend à montrer la complexité et la précision avec lesquelles doivent être construits et sélectionnés les indicateurs, en fonction de leur finalité et de l'échelle considérée.

---

(2) Un écosystème est défini par l'IPBES comme un complexe dynamique de plantes, d'animaux et de micro-organismes interagissant avec leur environnement en formant une unité fonctionnelle. En d'autres termes, un écosystème peut être considéré comme un environnement relativement homogène dans lequel évoluent une faune et une flore particulière à cet environnement. Ils peuvent être définis à plusieurs échelles : on parle ainsi d'écosystème marin ou terrestre à grande échelle, mais aussi de l'écosystème corallien par exemple, à l'échelle d'un récif de corail, cf. <https://ipbes.net/glossary/ecosystem>

(3) [http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/fr/indicateurs/tous?f%5B0%5D=field\\_echelle\\_restitution%3A79&f%5B1%5D=field\\_echelle\\_restitution%3A80](http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/fr/indicateurs/tous?f%5B0%5D=field_echelle_restitution%3A79&f%5B1%5D=field_echelle_restitution%3A80)

(4) <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/about>

# 1. Comment mesurer la biodiversité ?

Plusieurs types d'indicateurs peuvent être théorisés et mis en pratique afin de décrire au mieux les enjeux relatifs à la biodiversité. Ils s'appuient sur des conceptions différentes et complémentaires de la diversité biologique.

La **variabilité génétique** est l'une des plus immédiate à obtenir, car elle est très liée au nombre d'individus dans une population : plus il y a d'individus, plus le patrimoine génétique de l'espèce sera varié et mieux elle pourra faire face aux changements et se maintenir. La diversité spécifique (i.e. des espèces) prend en compte deux choses : la richesse spécifique et l'abondance des populations<sup>(5)</sup>. C'est une mesure plus complexe car entrent en jeu de nombreux facteurs. On peut également considérer la diversité fonctionnelle d'un écosystème, c'est-à-dire non seulement la diversité des espèces mais aussi la diversité de leurs compétences et caractéristiques dans le maintien et l'auto-entretien de l'écosystème. Cela nécessite de prendre en compte la diversité des groupes taxonomiques qui composent l'écosystème, la façon dont se déploient les interactions, leur intensité (Levrel, 2007).

La **diversité des taxons** (diversité alpha) est l'une des plus théorisées. S'appuyant sur les travaux des mathématiciens Claude Shannon et Norbert Wiener, cette approche considère la diversité taxonomique des espèces au sein d'une aire donnée. Les indices de Shannon et de Simpsons<sup>(6)</sup> sont les plus utilisés et permettent d'avoir un indicateur composite prenant en compte les différentes espèces, leur abondance et leur proportion dans l'écosystème.

La diversité beta consiste à comparer la **diversité des espèces** entre écosystèmes similaires ou selon des gradients environnementaux (altitude, richesse en eau, variations de températures...). Elle prend en compte la spécialisation des habitats des espèces. Cette diversité se traduit par l'indice de similitude de Sørensen (1948) notamment, ou encore par la mesure Whittaker (1960).

L'indice gamma évalue la diversité des espèces sur une aire donnée, comparativement à la diversité des espèces dans d'autres endroits, pour un milieu donné (zones humides, littoral...).

Une approche complémentaire consiste à considérer la **diversité phylogénétique** des écosystèmes. Parmi les mesures les plus communes on trouve l'approche des distances par paires (*pairwise*). Celle-ci mesure la distinction taxinomique d'une espèce à son plus proche voisin taxinomique. On peut aussi la mesurer par le *minimum spanning path*, c'est-à-dire la somme des branches de l'arbre phylogénétique qui contient toutes les espèces dans une aire donnée ou le nombre de nœuds séparant les espèces.

Parmi les indicateurs qui sont fréquemment utilisés par les acteurs de la biodiversité, certains sont « à paramètre unique », c'est-à-dire qu'ils établissent la valeur d'une seule mesure, d'une seule grandeur (espèce, gènes, individus...). Comme le souligne Levrel (2007), mesurer avec précision la variabilité des gènes ou encore les interactions au sein de l'écosystème est complexe et ces indicateurs se concentrent majoritairement sur des choses plus facilement observables à savoir l'abondance des espèces et des individus, comme décrit plus haut.

---

(5) Cette diversité peut être définie à d'autres niveaux de taxons. Un taxon est un groupe conceptuel qui réunit des espèces qui partagent des caractéristiques semblables. Il peut être défini à plusieurs échelles suivant le nombre de caractéristiques considérées.

(6) Indice de Shannon :  $H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$

$p_i$  : proportion du nombre d'individus de la  $i^{\text{ème}}$  espèce par rapport au nombre total d'espèces  $S$ .

Indice de Simpson :  $D = \sum_{i=1}^S p_i^2$

Fraction de l'ensemble des organismes pris en compte pour la  $i^{\text{ème}}$  espèce. L'indice prend une valeur entre 0 (pas de diversité) et 1 (diversité infinie).

D'après Hanley et Perrings (2018).

Les **indicateurs de richesse spécifiques** sont les plus courants, mais comportent de nombreuses limites :

- ils sont peu informatifs quant aux dynamiques des écosystèmes, leurs aspects fonctionnels et génétiques ;
- on ne connaît qu'une petite partie des espèces et ces indicateurs rendent donc nécessairement très partiellement de la réalité de la biodiversité (Teyssedre, 2004) ;
- ils ne permettent pas de mesurer les réponses des différents taxons aux différentes pressions donc il est difficile de déduire de ces indicateurs un état de la biodiversité ;
- ce sont des indicateurs peu sensibles aux variations dans le temps court : les extinctions d'espèces spécialistes sont longues<sup>(7)</sup>.

Les **indicateurs d'abondance** s'avèrent plus informatifs à court terme, notamment s'ils s'appuient sur des espèces dites « indicatrices ». Ces espèces, par leurs caractéristiques, servent de miroir à des phénomènes inobservables ou difficilement observables. Levrel (2007) détaille plusieurs types d'espèces indicatrices :

- les espèces « ingénieur » qui ont un rôle structurant dans l'écosystème, à l'instar des vers de terre ;
- les espèces « parapluie », dont les conditions d'existence et de développement sont parmi les plus exigeantes en termes d'environnement. Leur présence et leur abondance peuvent ainsi attester d'un écosystème suffisamment équilibré pour garantir un bon habitat à toutes les autres espèces ;
- les espèces « clefs de voûte » qui sont au cœur des « relations interspécifiques », par exemple au sommet ou tout en bas de la chaîne trophique ;
- les espèces sensibles aux interactions avec leur écosystème (saumon, alouette...).

Ces indicateurs demandent une connaissance fine des espèces considérées et de leurs interactions au sein de l'écosystème. Toutefois, leurs usages sont limités : une hausse ou une baisse radicale du nombre d'individus peut agir comme « sonnette d'alarme », signalant un déséquilibre mais sans renseigner sur les causes, endogènes ou exogènes, de ces évolutions.

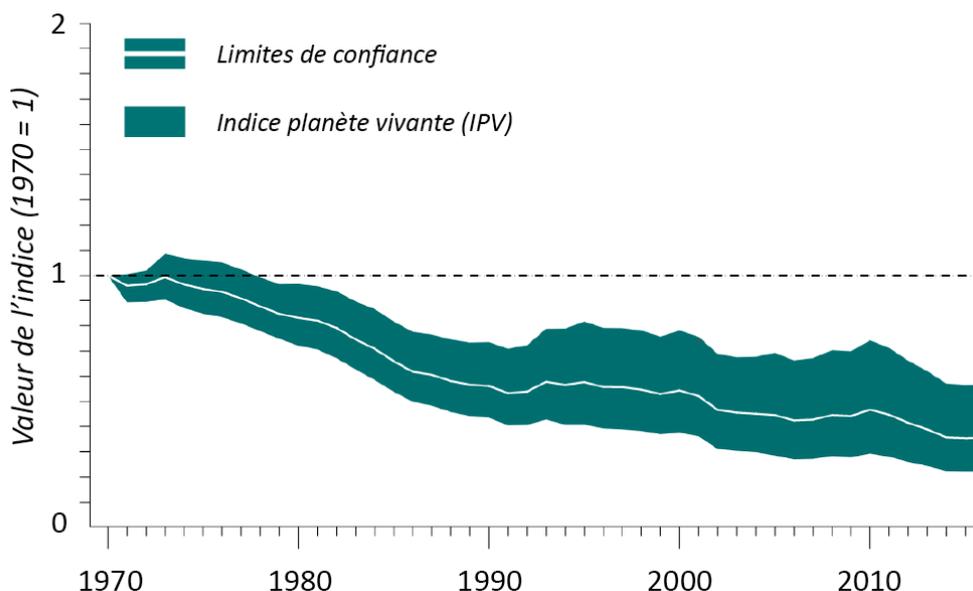
## 2. Les indicateurs les plus utilisés : avantages et limites

Les indicateurs qui servent en pratique à informer les politiques publiques sont généralement assez directs : *Living Planet Index*, qui suit l'abondance de mammifères, d'oiseaux, de reptiles et d'amphibiens ; liste rouge de l'UICN ; taux d'extinction des espèces pendant un intervalle de temps donné etc. S'appuyant sur ceux-ci, le rapport d'évaluation mondiale sur la biodiversité et les services écosystémiques produit en 2019 par la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) montre à quel point la biodiversité s'effondre et que le taux de disparition s'est accéléré au cours de la période récente.

---

(7) Une espèce est considérée comme spécialiste d'un habitat donné lorsqu'au moins deux tiers de ses effectifs sont concentrés dans ce seul habitat.

## Graphique 1. Indice planète vivante (IPV) *Living Planet Index*

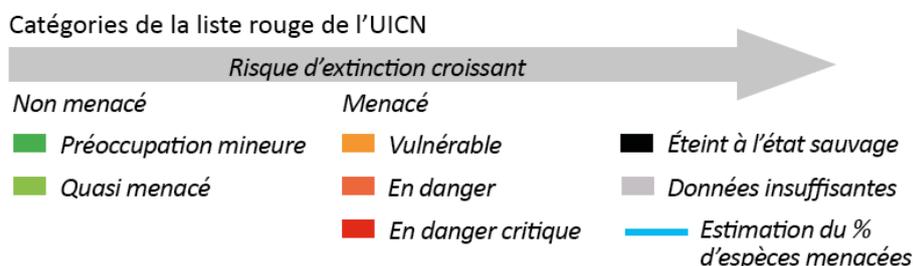
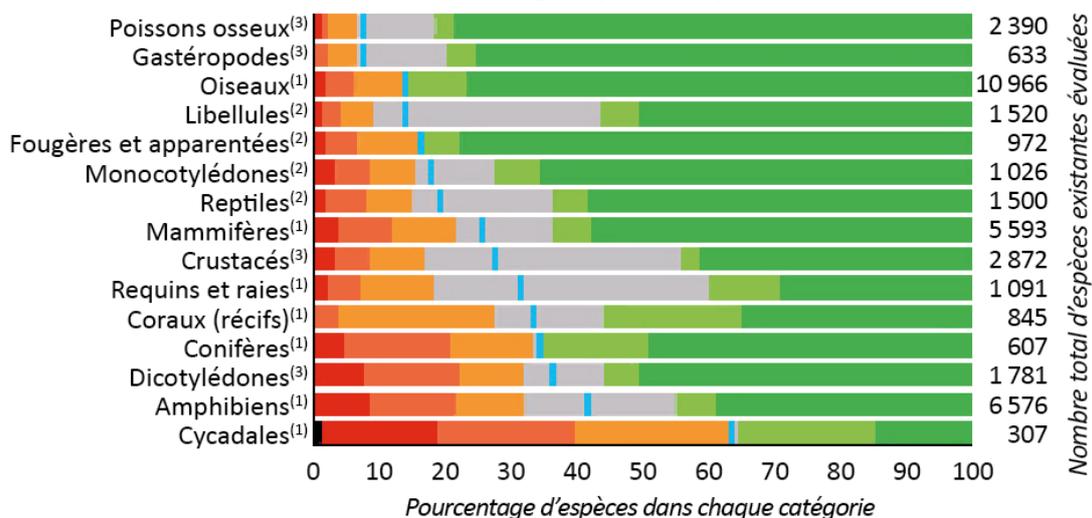


Lecture : Entre 1970 et 2016, l'indice IPV diminue de 68 % (entre – 73 et – 62 %). Le *Living Planet Index* est un indicateur d'état de la diversité biologique mondiale, prenant en compte les tendances observées chez un grand nombre d'espèces vertébrées terrestres, marines et d'eau douce. Cet indicateur a été adopté par la Convention sur la diversité biologique, traité international adopté lors de la conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement à Rio en 1992.

Source : WWF.

Plus précisément, l'indicateur *Living Planet Index*, qui recense les vertébrés principalement, met en évidence une baisse de 68 % de leur population entre 1970 et 2016. L'un des indicateurs les plus utilisés à l'échelle mondiale est la liste rouge de l'UICN qui recense des dizaines de milliers d'espèces et suit leur évolution en termes de populations, souvent à partir d'échantillons observés partout dans le monde. Aussi, sur un total de 96 500 espèces inscrites sur la Liste rouge de l'UICN, 27 % sont menacées d'extinction, représentant 40 % des amphibiens et 14 % des oiseaux (IPBES, 2019). Les espèces d'eau douce, avec un déclin de 83 % entre 1970 et 2014, sont particulièrement touchées. Plus de 40 % des espèces d'insectes sont menacées d'extinction au niveau mondial, lépidoptères, hyménoptères et coléoptères étant les taxons les plus touchés (Sanchez-Bayo et Whykuys, 2019). Plus de 30 % des coraux sont menacés de blanchissement à court terme (IPBES). On peut également aborder la question de la biodiversité par les habitats qui la favorisent. Ainsi, les forêts naturelles ont diminué de 6,5 millions d'hectares par an entre 2010 et 2015 ; au cours de la période, elles ont perdu une superficie plus grande que le Royaume-Uni (OCDE 2016). Les zones humides naturelles ont diminué de 35 % entre 1970 et 2015.

**Graphique 2. Risque d'extinction actuel au niveau mondial dans différents groupes d'espèces**

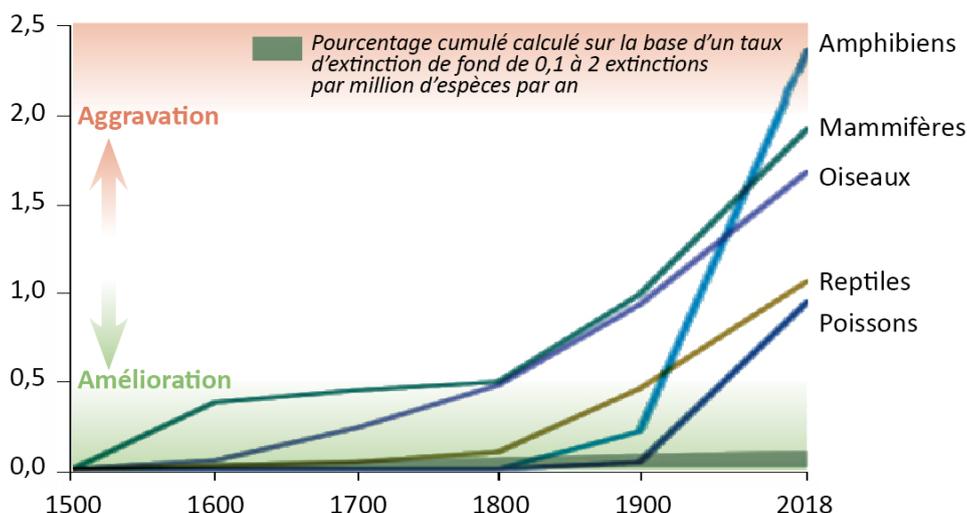


*Lecture :* Dans le rapport de l'IPBES, le graphique est accompagné des précisions méthodologiques suivantes : « pourcentage d'espèces menacées d'extinction dans les groupes taxonomiques qui ont été évalués de manière complète, ou selon une approche par échantillonnage, ou dont des sous-groupes particuliers ont été évalués pour les besoins de la liste rouge des espèces menacées de l'UICN. Les groupes sont classés d'après la meilleure estimation du pourcentage d'espèces existantes considérées comme menacées (représentées par les lignes verticales bleues), dans l'hypothèse où les espèces pour lesquelles on dispose de données insuffisantes sont tout aussi menacées que les autres ».

*Notes :* (1) Complet ; (2) Échantillon ; (3) Sélection.

*Source :* Rapport IPBES, à partir des données de l'UICN.

**Graphique 3. Extinctions depuis 1500 pour les groupes de vertébrés (% cumulé d'espèces disparues)**



*Lecture :* Dans le cas des reptiles et des poissons, les taux n'ont pas été évalués pour toutes les espèces. Une proportion importante des espèces évaluées est menacée d'extinction et les tendances générales s'aggravent, avec une forte augmentation des taux d'extinction au cours du siècle dernier.

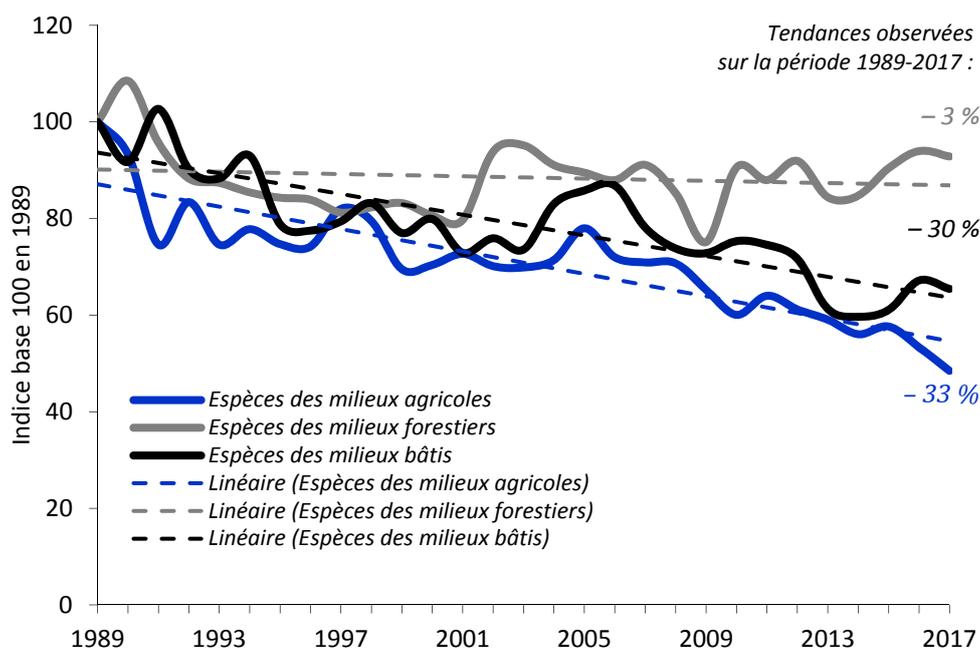
*Source :* Rapport IPBES, à partir des données de l'UICN.

Ces indicateurs relatifs à l'abondance des espèces ou des individus sont très utiles empiriquement et utilisés. Cependant, ils ne permettent pas d'apprécier l'état des interactions au sein de l'écosystème, ni la dynamique intra-espèces. Ce ne sont pas non plus des indices suffisamment sensibles aux variations de court terme et ce qui rend donc difficile son application à des politiques publiques locales et précises.

Un autre indicateur est répandu notamment en France : l'indicateur des Populations d'oiseaux communs. L'objectif de cet indicateur est de compiler des informations quantitatives sur le nombre d'individus de chaque espèce d'oiseau, dans le temps et l'espace. C'est ce qu'on peut nommer un « indicateur de la biodiversité ordinaire » (Levrel, 2007). Il fait intervenir un nombre important d'acteurs, en particulier des réseaux d'observateurs. Cet indicateur a trois avantages principaux :

- les oiseaux, par leur omniprésence et leur relative abondance, sont d'importants contributeurs aux fonctionnements des écosystèmes ;
- ils se placent à un niveau relativement élevé dans la chaîne alimentaire ;
- les chercheurs ont une connaissance relativement fine de leurs caractéristiques, ce qui permet le plus souvent d'interpréter les évolutions des différentes populations, en particulier concernant les liens entre déclin de la biodiversité et changement climatique (voir Julliard, Jiguet et Couvet, 2004, ou encore Devictor *et al.* 2012).

**Graphique 4. Évolution de l'abondance des populations d'oiseaux communs spécialistes en métropole**



Sources : Origine des données : Programme STOC de Vigie Nature ; Traitements : CESCO-UMS Patrinat, décembre 2017.

### 3. Quels indicateurs pour des politiques publiques efficaces en faveur de la biodiversité ?

#### 3.1. Comment choisir ce l'on peut conserver ?

Les indicateurs de composition qui portent sur la diversité des populations (mesures de la biodiversité alpha) donnent une vision synthétique de la richesse en espèces d'une zone particulière, mais rendent compte imparfaitement du remplacement et de la dynamique entre espèces (la biodiversité beta) et de la distance taxonomique entre espèces voisines (la mesure de biodiversité omega, Whittaker, 1960).

Les indicateurs d'extinction renseignent sur les populations les plus à risque. Ainsi, les indicateurs de type « Arche de Noé » (voir Weitzmann, 1998 et Courtois *et al.*, 2019) ont été développés pour rationaliser les politiques de protection des espèces sous contraintes budgétaires, en intégrant la probabilité de réussite, le coût de la protection et la distance phylogénétique des autres espèces. Cependant, ils prennent mal en compte la dimension fonctionnelle, c'est-à-dire les interactions entre les espèces que l'on peut vouloir conserver et ils butent sur la difficulté à considérer le grand nombre d'espèces susceptibles d'interagir. L'approche phylogénétique intègre quant à elle l'histoire évolutive des espèces présentes dans un écosystème, en considérant l'éloignement temporel au dernier ancêtre commun aux espèces recensées dans un espace donné. Plus la diversité phylogénétique est grande (c'est-à-dire plus l'ancêtre commun de ces espèces présentes est éloigné dans le temps), plus l'écosystème sera capable de s'adapter et de perdurer. L'approche phylogénétique est intéressante pour maximiser une diversité qui peut favoriser l'adaptation et la résilience.

Certains changements dans la biodiversité ne peuvent cependant être détectés que par les variations des services écosystémiques auxquels la biodiversité contribue (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). Ainsi, même si les variations de services écosystémiques ne donnent qu'une vision partielle de l'érosion de la biodiversité, c'est aussi un indicateur utile, ne serait-ce qu'à des fins d'illustration et de sensibilisation : par exemple, le déclin de la capacité de pollinisation de certaines cultures (légumes, colza) et les coûts qui y sont associés illustrent bien le phénomène plus profond de déclin des pollinisateurs.

### 3.2. Comment évaluer les politiques publiques en faveur de la biodiversité ?

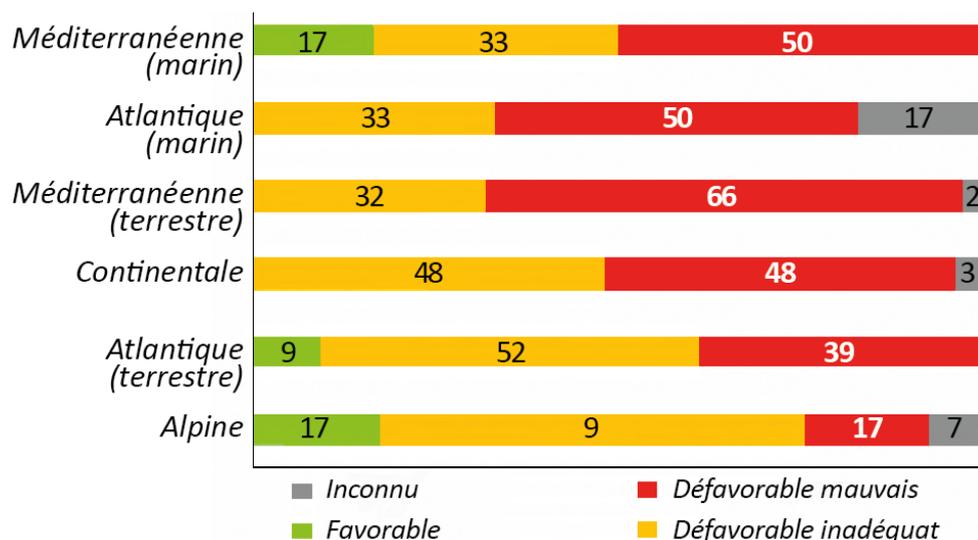
Dans des travaux récents, Pollock *et al.* (2017) montrent que l'utilisation d'indicateurs centrés sur les espèces ne permet pas de protéger efficacement la biodiversité. En intégrant à leur réflexion deux types de biodiversité supplémentaires (fonctionnelle et phylogénétique), ils pointent des manques importants dans le réseau actuel d'espaces protégés. D'après ces travaux, il devient possible de protéger l'ensemble de ces diversités, à l'échelle mondiale, en protégeant une surface équivalente à celle du réseau actuel. Ces résultats montrent que la prise en compte de la multi-dimensionnalité de la biodiversité par une combinaison d'indicateurs multiples peut changer la donne pour une meilleure efficacité des politiques de protection.

Afin de promouvoir et étudier les politiques publiques en faveur de la biodiversité, il semblerait donc qu'à chaque objectif peut correspondre un ou plusieurs indicateurs, tant le champ à couvrir est vaste et les approches aussi nombreuses que complémentaires. L'Observatoire national de la biodiversité utilise un ensemble élargi d'indicateurs de natures très différentes qui répondent à des objectifs variés. En plus d'indicateurs évaluant la biodiversité en tant que telle, des agrégats sont construits afin de rendre compte de l'état du patrimoine naturel et des pressions exercées sur l'environnement (pollution, pressions sur les habitats, surconsommation...) et de leurs évolutions. Par exemple, les états de conservation des différents milieux y sont consignés et leurs évolutions suivies sur la base d'indicateurs pluriannuels (graphique 4). Ces indicateurs ne mesurent pas directement le concept de diversité mais représentent une forme d'indicateur indirect de l'état potentiel de la biodiversité centré sur la question des habitats : plus ces habitats se dégradent, plus la biodiversité qu'ils accueillent risque de se dégrader. Cela demande cependant une connaissance fine des interactions au sein de l'écosystème considéré, de l'existence de processus d'adaptation ou de point de rupture par exemple. L'Observatoire propose également un classement des indicateurs selon les objectifs et orientations stratégiques de la Stratégie nationale pour la biodiversité, selon qu'ils permettent de « susciter l'envie d'agir », « investir dans le capital écologique », « assurer la cohérence des politiques »<sup>(8)</sup>... Cela donne lieu à une certaine inflation du nombre d'indicateurs, qui sont parfois difficilement reproductibles, fiables ou adaptables, mais qui couvrent toutefois de nombreux aspects de la biodiversité importants à prendre en compte dans le cadre de l'action publique.

---

(8) <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/fr/indicateurs/tous>

## Graphique 5. État de conservation des habitats humides d'intérêt communautaire par région biogéographique, 2013-2018 (en %)



Lecture : Étude réalisée à partir de 160 évaluations.

Sources : ONB d'après Rapportage DHFF, UMS PatriNat (AFB-CNRS-MNHN), janvier 2020.

Ainsi, si l'on peut disposer d'indicateurs fins permettant de bien apprécier la diversité et son évolution dans toutes ses composantes sur un territoire de petite échelle, renseigner ces indicateurs à un niveau plus global se heurte souvent au manque de données.

Au total, on ne peut espérer trouver un critère synthétique universel qui renseigne sur les multiples facettes de la biodiversité. Ceci constitue sans aucun doute un obstacle à la mise en place d'instruments contractuels ou réglementaires simples, fondés sur quelques indicateurs de performance. En effet, ceux-ci ne peuvent se substituer à une approche fonctionnelle dans la définition des politiques publiques. Pour autant, cette difficulté ne doit justifier ni l'inaction, ni la mise en place d'instruments si complexes qu'ils s'avèrent souvent *in fine* peu adaptés aux réalités locales ou peu incitatifs. Les mesures agri-environnementales et climatiques évoquées en introduction sont un exemple de contrats proposés d'une extrême complexité, qui reposent sur des obligations de moyens qui découragent souvent les agriculteurs même motivés par la protection de l'environnement et dont les résultats en matière de biodiversité ne sont pas à la hauteur des ambitions (Cour des comptes européenne, 2020).

Du fait de l'importance de protéger un écosystème dans toute sa fonctionnalité pour préserver sa capacité adaptative, il est important de considérer des habitats, et des zones larges à population suffisantes, interconnectées plutôt que de viser à protéger des sous-ensembles, des espèces ou individus particuliers. À ce titre, même des indicateurs de biodiversité synthétiques ou des abondances et extinction d'espèces « parapluie » sont utiles, s'ils donnent une vision de l'amélioration ou de la dégradation de ces habitats et écosystèmes.

### 3.3. Vers une meilleure intégration de l'environnement par la comptabilité

En parallèle, l'un des défis soulevés par Bureau, Bureau et Schubert (2020) consiste à « internaliser les externalités » de l'activité économique sur la biodiversité. Un certain nombre d'indicateurs indirects peuvent apparaître appropriés afin que l'activité économique incorpore à ces coûts les dommages causés à la biodiversité et plus généralement à l'environnement. Des initiatives pour intégrer ces externalités (positives lorsqu'il s'agit de services environnementaux liés à la biodiversité, négatives en cas de dégradations) aux comptabilités à la fois nationales et privées (d'entreprise) se structurent petit à petit, faisant entrer en jeu certains indicateurs des pressions exercées par l'économie sur l'environnement. En 2012, sous l'égide de l'ONU, plusieurs pays dont la France se sont dotés d'un cadre pour intégrer le patrimoine naturel que représente la biodiversité dans la comptabilité nationale : le cadre central du

Système de comptabilité économique et environnementale (SCEE)<sup>(9)</sup>. L'objectif d'un tel cadre est d'aboutir à des mesures cohérentes entre pays, notamment en termes de prélèvement des ressources naturelles. Si ces initiatives sont difficiles à mettre en place, développer un cadre comptable permet d'aller plus loin que les indicateurs actuels en ouvrant sur un système de gestion plus complet. Le développement d'un cadre en ce sens dans la comptabilité nationale pourrait amener également les décideurs publics à mieux considérer les pertes de capital naturel liées à l'érosion de la biodiversité qu'ils ne l'ont fait jusqu'ici<sup>(10)</sup>.

D'autres tentatives d'intégration dans le cadre comptable des coûts écologiques non internalisés par les agents privés sont apparues. Il s'agit de mesurer les coûts qu'il faudrait dépenser pour préserver, restaurer, ou prévenir les dommages sur le capital naturel, et ainsi de développer un système de comptabilité dite « intégrée » (au niveau des bilans et comptes de résultat des entreprises) pour respecter l'écologie (Rambaud et Feger, 2020 et Levrel *et al.* 2020). Ces initiatives doivent être encouragées par la réglementation financière et comptable comme par l'incitation au développement de nouvelles pratiques pour les entreprises, comme le *reporting* extra-financier<sup>(11)</sup>.

## Références bibliographiques

Boucherand S. (anim.) et B. Widerski et F. Moreux (rap.) (2020) : Empreinte biodiversité des entreprises, Plateforme RSE, France Stratégie, janvier. Disponible sur [https://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/fs-rse-avis-empreinte-biodiversite-entreprises-mars-2020\\_0.pdf](https://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/fs-rse-avis-empreinte-biodiversite-entreprises-mars-2020_0.pdf)

Brondizio E.S., J. Settele et S. Díaz (2019) : *IPBES. 2019 : Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Bonn, Allemagne.

Bureau D., J-C. Bureau et K. Schubert (2020) : « Biodiversité en danger : quelle réponse économique ? », *Note du CAE*, n° 59, septembre.

Chevassus-au-Louis B., J-M. Salles et J-L. Pujol (2009) : *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, Centre d'analyse stratégique.

Comte A., H. Levrel et Y. Kervinio (2020) : « Ecosystem Accounting in Support of the Transition to Sustainable Societies the Case for a Parsimonious and Inclusive Measurement of Ecosystem Condition », *CIREN Working Paper*, n° 76.

Convention on Biological Diversity (2020) : *Zero Draft Of The Post-2020 Global Biodiversity Framework*. Disponible sur : [www.cbd.int/doc/c/efb0/1f84/a892b98d2982a829962b6371/wg2020-02-03-en.pdf](http://www.cbd.int/doc/c/efb0/1f84/a892b98d2982a829962b6371/wg2020-02-03-en.pdf)

---

(9) [https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/CF\\_trans/SEEA\\_CF\\_Final\\_fr.pdf](https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/CF_trans/SEEA_CF_Final_fr.pdf)

(10) C'est l'objet d'un programme de recherche dans le cadre de la Chaire « Comptabilité écologique » mené en partenariat entre plusieurs universités françaises ([www.chaire-comptabilite-ecologique.fr](http://www.chaire-comptabilite-ecologique.fr)).

(11) Voir à ce sujet les propositions émises par la plateforme RSE (Responsabilité sociétale des entreprises) de France Stratégie, voir Boucherand, Widerski et Moreux (2020).

Cours des comptes européenne (2020) : *Biodiversité des terres agricoles : la contribution de la PAC n'a pas permis d'enrayer le déclin*, Rapport spécial 13/2020.

Courtois P., C. Figuières et C. Mulier (2019) : « A Tale of Two Diversities », *Ecological Economics*, n° 159, pp. 133-147.

Devictor V., C. Van Swaay T. Brereton, L. Brotons, D. Chamberlain, J. Heliölä et J. Reif (2012) : « Differences in the Climatic Debts of Birds and Butterflies at a Continental Scale », *Nature Climate Change*, vol. 2, n° 2, pp. 121-124.

Figuières C., S. Aulong et K. Erdlenbruch (2008) : « Les critères d'évaluation de la biodiversité : propriétés et difficultés d'usage », *INRA Sciences Sociales*, n° 910-2016-71713.

Hanley N. et C. Perrings (2019) : « The Economic Value of Biodiversity », *Annual Review of Resource Economics*, n° 11, pp. 355-375.

IPCC SAR SYR (1996) : *Un rapport du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*, Cambridge University Press.

Julliard R., F. Jiguet et D. Couvet (2004) : Common Birds Facing Global Changes : What Makes a Species at Risk? », *Global Change Biology*, vol. 10, n° 1, pp. 148-154.

Karr J.R. (1981) : « Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities », *Fisheries*, vol. 6, n° 6, pp. 21-27.

Kerans B.L. et J.R. Karr (1994) : « A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Rivers of the Tennessee Valley », *Ecological Applications*, vol. 4, n° 4, pp. 768-785.

Levrel H. (2006) : *Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ?*, Économies et Finances : École des hautes études en sciences sociales (EHESS).

Levrel H. (2007) : *Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ?*, Les Cahiers de l'Institut français de la biodiversité, 94 p.

Nations Unies (1992) : *Convention sur la diversité biologique*. Disponible sur [www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf](http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf)

OCDE (2016) : *Examens environnementaux de l'OCDE : France*, OCDE Paris.

Pollock L.J., W. Thuiller et W. Jetz (2017) : « Large Conservation Gains Possible for Global Biodiversity Facets », *Nature*, vol. 546, n° 7656, pp. 141-144.

Sánchez-Bayo F.S. et K.A.G. Wyckhuys (2019) : « Worldwide Decline of the Entomofauna : A Review of its Drivers », *Biological Conservation*, n° 232, pp. 8-27.

Sørensen T.A. (1948) : « A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content, and its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons », *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter*, n° 5, pp. 1-34.

Teyssèdre A. (2004) : « Vers une sixième grande crise d'extinctions » in *Biodiversité et changements globaux : enjeux de sociétés et défis pour la recherche*, ministère des Affaires étrangères, pp. 24-36.

Weitzman M. L. (1998) : « The Noah's Ark Problem », *Econometrica*, pp. 1279-1298.

Whittaker R.H. (1960) : « Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California », *Ecological Monographs*, n° 30, pp. 279-338.

Whittaker R.H. (1977) : « Evolution of Species Diversity in Land Communities », *Evolutionary Biology*, n° 10.