INDICATEURS ET OBSERVATOIRES DE BIODIVERSITÉ

Denis COUVET, Frédéric JIGUET, Romain JULLIARD et Harold LEVREL

MNHN, UMR 5173
55, Rue Buffon, 75005 Paris, France

INTRODUCTION

Les indicateurs répondent à une demande sociétale de connaissance sur l'état de la biodiversité et sur l'impact des sociétés humaines. Ce sont des mesures quantifiées et répétables, permettant des comparaisons dans l'espace et dans le temps, afin d'identifier les pressions anthropiques les plus fortes et de pouvoir les réduire. Les indices choisis doivent donc répondre rapidement, à la mesure de la rapidité des modifications de la biosphère, et de manière univoque par rapport aux actions humaines.

D'un point de vue sociétal, les indicateurs doivent être compréhensibles par tous, afin d'établir dialogue et compromis entre les parties prenantes. D'un point de vue scientifique, il s'agit d'apporter une connaissance synthétique de l'état de la biodiversité, afin de dépasser l'anecdote et de quantifier des phénomènes généraux.

Ces deux contraintes sont d'autant plus exigeantes que la biodiversité est un objet complexe. Complexe par ses différents niveaux d'organisation : classiquement, la convention de Rio (1992) en considère trois – diversité génétique, spécifique, et écosystémique. Complexe ensuite par l'hétérogénéité des entités à chacun de ces niveaux ; ainsi la diversité spécifique des bactéries et des vertébrés sont peu comparables. Ces complexités entraînent la multiplication des possibilités de construction d'indices.

Dans la suite de l'article, nous utiliserons le terme indice lorsque seule l'exigence scientifique de synthèse est envisagée, et réserverons le terme indicateur aux indices permettant l'analyse des relations entre les hommes et la biodiversité, tenant compte des exigences sociétales.

Nous examinerons successivement : 1) quelques questions scientifiques autour de la construction de ces indices ; 2) les capacités de quelques indicateurs existants à répondre à cette double exigence scientifique et sociétale ; 3) le cadre général d'utilisation de ces indicateurs, appelant d'autres indicateurs d'interaction entre biodiversité et sociétés humaines, et 4) les systèmes d'observation nécessaires pour renseigner ces indicateurs.

CONSTRUCTION D'INDICES SYNTHÉTIQUES D'ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ

Quelle que soit la caractéristique de la biodiversité mesurée, diversité spécifique, des écosystèmes…, toute construction d'indice synthétique de biodiversité est confrontée à deux questions scientifiques récurrentes : 1) le mode de regroupement des populations ou des espèces, et les critères d'évaluation de l'état ces groupes, et 2) le mode de pondération des espèces ou des groupes.

LES GROUPES FONCTIONNELS

Les regroupements peuvent s'opérer selon la systématique, les fonctions assurées au sein d'un écosystème, p. ex. le niveau trophique, le mode d'utilisation par l'homme – pêche, chasse, écotourisme… Ils faci-

Biosystema 25 – *Linnaeus. Systématique et biodiversité*, pages 83-90.

litent l'interprétation des variations observées, car de nombreuses idiosyncrasies peuvent expliquer la situation d'une seule espèce, notamment le hasard ; dans une communauté en état stationnaire, et sur un pas de temps donné, certaines espèces diminueront en abondance, diminutions compensées par le renforcement d'autres espèces, les variations étant plus élevées à l'échelle locale (HUBBELL, 2001).

Critères d'évaluation de l'état d'un groupe fonctionnel

Un seul indice par groupe parait insuffisant, car au moins trois quantités semblent devoir être caractérisées : le nombre total d'individus, le nombre d'espèces, et l'équi-répartition des espèces, appelée usuellement diversité spécifique (BUCKLAND *et al.*, 2005), cette dernière pouvant tenir compte aussi des différences fonctionnelles et phylogénétiques des espèces considérées (PAVOINE *et al.*, 2005). Tout indice devrait varier de manière univoque avec chacune de ces trois quantités lorsque les deux autres restent constantes, ce qui est le cas des indices de Shannon, de Simpson, et de la moyenne géométrique de l'abondance relative des espèces (comme par exemple l'indicateur « oiseaux communs » en France, JULLIARD *et al.*, 2004), à l'inverse de la moyenne arithmétique (BUCKLAND *et al.*, 2005).

Deux indices, p. ex. l'abondance totale et la diversité, pourraient permettre l'analyse lorsque les variations de ces différentes quantités sont opposées.

Pondération des groupes fonctionnels

Cette nécessité apparaît lorsque l'on veut considérer l'état d'un écosystème, donc d'un ensemble de groupes fonctionnels. Un seul indice, intégrant des espèces de biologie très différentes (mammifères, insectes et plantes…) offre l'avantage de la clarté et de la légitimité vis-à-vis du grand public et des pouvoirs publics. Ainsi, afin de tenir compte de différentes préoccupations, économiques, sociales ou environnementales, l'union européenne dispose en 2004 de 10 indicateurs environnementaux, dont deux seulement concernent la biodiversité (www.eea.eu.int). A l'inverse, l'analyse des variations exige de disposer d'une batterie d'indices, et cette contradiction entre exigences scientifique et sociétale peut être minimisée en pondérant, au sein d'indicateurs synthétiques, chaque groupe d'une façon scientifiquement justifiée.

Le plus simple est d'accorder le même poids à chaque espèce : une telle agrégation des données européennes de suivis sur les oiseaux, papillons, mammifères, et plantes, généralise ce qui a été observé chez les oiseaux : un déclin d'abondance particulièrement important dans les espaces agricoles (DE HEER *et al.*, 2005).

Cette solution privilégie les groupes fonctionnels à forte diversité spécifique, ou pour lesquels plus d'espèces sont suivies. La pondération pourrait s'appuyer sur des mécanismes écologiques, accordant plus d'importance aux espèces les plus abondantes ou à celles situées à la base des chaînes trophiques, dont dépend le fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème, ou à l'inverse aux espèces situées en haut des chaînes trophiques, car reflétant le bon fonctionnement de ce dernier, aux groupes clé-de-voûte de l'écosystème, ou encore aux espèces rares, proches de l'extinction (BUTCHART *et al.*, 2004), afin de privilégier les variations irréversibles de la biodiversité.

Exemple de l'indice d'intégrité de la biodiversité

En pondérant les résultats obtenus sur chaque groupe par sa diversité et la surface des écosystèmes observés, cet indice utilise une méthode proche de l'indicateur précédent, combinant des mesures obtenues sur différents groupes, selon différentes configurations spatiales, donc à différentes échelles spatiales (SCHOLES et BIGGS, 2005). Deux difficultés pourraient entraver l'utilisation de cet indice :

1. l'intégrité est évaluée par comparaison de l'état présent avec un état pré-agriculture, proposant une référence qui semble hors d'atteinte et sujette à controverses sociétales, aussi bien dans les régions où une agriculture productive existe depuis de nombreuses décennies que dans les pays en développement, où l'extension de l'agriculture est souvent représentée comme une exigence sociétale.

2. Cette intégrité est estimée par avis d'expert, de moindre légitimité que des mesures. Si la transparence du lien entre mesures et indice facilite l'explicitation des valeurs intégrées dans la construction d'un indice d'état de la biodiversité (voir partie suivante), il est plus difficile d'identifier les valeurs, anthropocentrique ou biocentrique (NORTON, 2005), portées par l'avis d'expert. On peut de plus douter de la possibilité de donner un avis précis et objectif sur une notion aussi complexe que l'état d'un groupe fonctionnel. Disposer de systèmes d'observation permettra progressivement de s'affranchir des avis d'experts dans la documentation des indices de biodiversité.

EXIGENCES SOCIETALES ET SCIENTIFIQUES : PRINCIPAUX INDICATEURS DE BIODIVERSITÉ EXISTANT

La convention pour la diversité biologique a répertorié 13 indicateurs répondant à cette double exigence, scientifique et sociétale, et pour lesquels on dispose de suffisamment de données pour pouvoir les documenter en 2010. Quatre de ces indicateurs concernent strictement l'état de la biodiversité (www.biodiv.org). Utilisés notamment par le Millenium Ecosystem Assessment, ils se distinguent par la manière de caractériser la diversité et les préoccupations sociétales qu'ils reflètent.

Indicateur liste rouge (RLI)

Cet indicateur moyenne les statuts de conservation des espèces, tels qu'ils sont déterminés par l'UICN, en intégrant un ensemble de données écologiques : effectifs et distribution des espèces, variation de ces derniers, ou probabilité d'extinction lorsque cette dernière peut être évaluée. Il est documenté pour l'ensemble des oiseaux et des amphibiens et devrait progressivement s'étendre à l'ensemble du règne vivant (BUTCHART *et al.*, 2004). On peut ainsi comparer le statut de différents groupes, selon leur distribution, ou selon l'utilisation qui en est faite chasse, éco-tourisme… – et ainsi évaluer la durabilité de cette utilisation.

En s'intéressant en priorité aux disparitions irréversibles d'espèces, cet indicateur se place dans une perspective patrimoniale, car ces extinctions engagent de nombreuses générations futures dans une situation de diversité restreinte, une diversité comparable au niveau antérieur ne revenant généralement que plusieurs dizaines de million d'années après une crise d'extinction (Kirchner and Weil, 2000).

Statut de conservation à l'échelle locale

Afin de documenter des relations entre sociétés humaines et biodiversité, les indicateurs doivent s'inscrire dans un cadre spatial précis, continental, national…, en relation avec d'autres indicateurs socio-économiques (voir plus bas), ce qui n'est pas le cas de l'indicateur RLI, qui se réfère à l'aire de distribution de chaque espèce.

Afin d'évaluer ces statuts dans un espace donné, l'UICN propose une première analyse de chaque population locale selon les critères ci-dessus, ce statut local étant ajusté selon : 1) l'importance de l'immigration ; 2) la santé des populations d'où viennent ces migrants, donc leur pouvoir à restaurer les populations considérées («rescue effect») ; et 3) l'état relatif de dégradation des différents habitats. Malgré les difficultés d'évaluation de ces paramètres, cette méthode semble donner des résultats relativement probants (GARDENFÖRS, 2001).

D'autres méthodes d'évaluation des statuts de conservation à échelle nationale ont accompagné la construction du réseau natura 2000. Proches de la précédente (www.mnhn.fr/ctn) elles en diffèrent par la prise en compte de l'importance relative des populations nationales pour le devenir de chaque espèce, nécessité pour une politique de préservation de la biodiversité considérant simultanément deux échelles spatiales différentes, nationale et européenne.

Indicateur trophique marin (MTI)

En estimant le niveau trophique moyen des poissons pêchés, cet indicateur évalue l'état des chaînes trophiques marines. S'appuyant sur une théorie écologique solide, les réseaux trophiques, il peut aussi

être considéré comme un indice de fonctionnalité des écosystèmes.

La baisse observée de cet indicateur dans tous les océans serait due à une raréfaction des échelons supérieurs plutôt qu'à une modification des stratégies d'exploitation, les poissons carnivores ayant une valeur commerciale supérieure (PAULY et WATSON, 2005). Cette interprétation est corroborée par les résultats liés à deux autres indicateurs : la profondeur de récolte, en augmentation (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), et la quantité pêchée par chalutage, en diminution (DEVINE *et al*., 2006), ce deuxième indicateur estimant la quantité obtenue pour un effort de pêche donné. A l'inverse, l'indicateur « quantité récoltée » est difficile à interpréter car il dépend aussi des efforts de pêche et de leur efficacité. Sa stabilité, malgré l'intensification des efforts de pêche, appuie la conclusion d'une raréfaction des stocks (PAULY et WATSON, 2005).

D'un point de vue sociétal, l'indicateur MTI, en considérant l'état des chaînes trophiques et plus particulièrement des espèces exploitées, se place dans une perspective plus utilitariste, de maintien des services écosystémiques.

Indicateur oiseaux communs (STI)

Cet indicateur évalue l'abondance des espèces d'oiseaux spécialistes des habitats observés, afin de ne pas considérer favorablement une augmentation d'abondance qui serait due à une invasion d'espèces généralistes. L'indicateur STI s'appuie sur un système d'observation largement déployé dans l'espace, permettant d'être décliné à des échelles spatiales diverses (Julliard *et al.* 2004), mais limité aux pays développés. Les données récoltées permettent aussi d'estimer le nombre d'espèces, la diversité spécifique, de même que la diversité génétique, par la connaissance des effectifs des espèces. L'état d'autres niveaux trophiques, selon des méthodes similaires, permettrait une appréciation beaucoup plus complète de la fonctionnalité de l'écosystème.

En caractérisant précisément l'état d'un groupe d'espèces situées en haut des chaînes trophiques, cet indicateur renseigne sur la fonctionnalité des écosystèmes terrestres, et se situe ainsi à mi-chemin des précédents en termes d'enjeu sociétal, car cette fonctionnalité est nécessaire au maintien à la fois des espèces menacées et des services écosystémiques. Cet indicateur a un attrait sociétal majeur : en s'intéressant à un pan de la biodiversité familier, c'est un outil de mobilisation de l'ensemble de la société (Couvet *et al.* 2005).

Le "Living planet index" (LPI)

Indicateur synthétique, le LPI combine des suivis de populations de vertébrés sur l'ensemble du monde vivant et de la biosphère, montrant un déclin plus important chez les espèces tropicales (www.iucn.org). Par la diversité des groupes documentés, cet indicateur peut répondre à des préoccupations sociétales diverses. À l'inverse, les possibilités d'analyses sont limitées pour deux raisons : choix arbitraire des populations suivies, peu d'espèces par espace et groupe fonctionnel.

Indicateurs et théorie en écologie

Chaque indicateur devrait s'appuyer sur une théorie écologique solide, précisant p.ex. le rôle des espèces spécialistes dans les écosystèmes (STI), ou la signification du taux d'espèces rares dans un écosystème (RLI), utilisant les avancées récentes dans le domaine des distributions d'abondance des espèces (HUBBELL, 2001). Le choix des groupes fonctionnels suivis, des caractères évalués et des pondérations devrait pouvoir s'appuyer sur un corpus théorique solide, considérant les processus intervenant à de larges échelles d'espace et de temps, formalisant les interactions spatiales entre écosystèmes (écotones et impacts de la fragmentation…), et intégrant le rôle des sociétés humaines.

L'UTILISATION DES INDICATEURS D'ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ

Lorsque l'on dispose de ces indicateurs, comment décider si l'état de la biodiversité est acceptable ? Les quatre indicateurs ci-dessus renvoyant à des enjeux sociétaux différents, la durabilité de nos relations

avec la biodiversité exigerait que chacun d'entre eux fournisse des résultats satisfaisants.

Juger que l'état d'un indicateur est satisfaisant paraît simple dans le cadre de l'objectif 2010, « stopper le déclin » (union Européenne), ou « le ralentir » (Convention pour la diversité Biologique, CBD) : il 'suffit'de mesurer ses variations temporelles.

La définition d'un état de référence

Un objectif plus ambitieux, la restauration d'écosystèmes ou de groupes fonctionnels, demande à fixer un état de référence. Une référence historique, ayant une légitimité à la fois sociétale et scientifique, est difficile à choisir dans un contexte de déséquilibre ancien de la biodiversité, les écosystèmes en régions tempérées étant témoins des glaciations du quaternaire puis de l'extension de l'Homme. Un état de référence qui serait la France du début du XXe siècle offrirait la particularité d'une faible couverture forestière et d'une large couverture agricole.

Aide à l'analyse : le modèle PER de fonctionnement de la biodiversité

Les indicateurs, au-delà de l'évaluation de l'état de la biodiversité, ont pour fonction d'améliorer sa gestion, en tenant compte des multiples contraintes liées aux limitations d'espaces et de ressources disponibles. Ceci suppose une bonne connaissance des mécanismes impliqués, plus précisément des interactions entre biodiversité et sociétés humaines, de l'échelle locale (biotope) à l'échelle globale, et cette analyse est facilitée par la formalisation de ces interactions, p. ex. le modèle PER, qui intègre trois compartiments (voir fig. 1) :

- P : pressions pesant sur la biodiversité.
- E : état de la biodiversité.
- R : réponses apportées par les sociétés humaines.

L'union européenne utilise le modèle DPSIR, plus détaillé avec cinq compartiments, mais moins mécaniste, en séparant forces motrices, pressions et impacts (voir fig. 2).

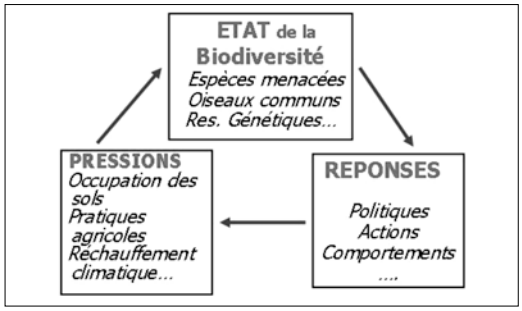

Figure 1 : le modèle PER, dans un cadre général

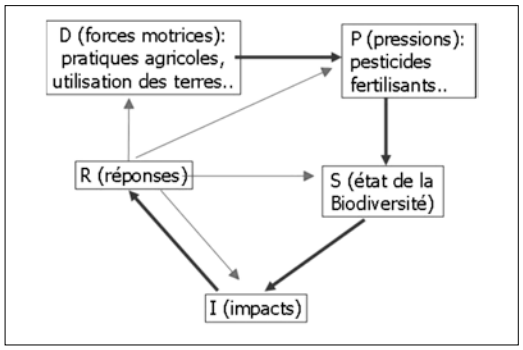

Figure 2 : le modèle DPSIR, dans un cadre « Relations entre biodiversité et agriculture »

Étude de l'interaction entre biodiversité et sociétés humaines

En étudiant les corrélations des indicateurs d'état avec les indicateurs de pressions et de réponses, on peut hiérarchiser les pressions liées aux activités humaines, et mesurer l'efficacité des réponses apportées par les sociétés à travers leurs politiques environnementales.

En pratique, l'information apportée par les indicateurs doit faciliter et accélérer le passage entre les trois compartiments PER, c.-à.-d. que les réponses apparaissent plus rapidement lorsque les modifications de l'état de la biodiversité sont identifiées, et à fortiori lorsque les pressions changent. Pour cela, il faut disposer d'indicateurs d'état qui répondent rapidement, de manière univoque aux pressions, et à la mesure de la rapidité des changements de pressions anthropiques. C'est le cas des indicateurs d'abondance, quantité qui répond plus rapidement

que la diversité spécifique, pour laquelle on peut observer une dette d'extinction (VELLEND *et al*., 2006) durant un laps de temps significatif.

La diversité des cadres analytiques

Ce modèle simple présente plusieurs ambiguïtés. Ainsi les « réponses » ne sont pas l'adaptation de la biodiversité aux changements globaux, mais plutôt les réactions des sociétés humaines aux modifications de biodiversité. Une autre ambiguïté concerne le contenu des compartiments PER. La surface en espaces protégés est un indicateur à la fois : 1) de pressions, modifiées et allégées pour certaines lorsque ces espaces sont en augmentation ; 2) d'état, si l'on admet que l'état de la biodiversité est connu et généralement plus favorable dans de tels espaces ; ou 3) de réponses, qui évalue l'investissement sociétal dans la création d'espaces protégés. L'indicateur « diversité des langages », choisi par la CBD, est à la fois un indicateur d'état de la diversité humaine et de pressions, en supposant que la mondialisation favorise à la fois la disparition des langues locales et la sur-exploitation des ressources communes.

Enfin, le système formalisé peut varier, selon le type d'espaces, relations entre agriculture et biodiversité (voir fig. 2), devenir des espaces côtiers…, ou encore l'échelle spatiale, de l'espace protégé à la nation ou au continent, offrant l'avantage de multiplier les types d'analyses possibles.

La variabilité de ces cadres d'analyse semble nécessaire si l'on veut appréhender les interactions dans toutes leurs dimensions, ce qui suppose une batterie d'indicateurs de pression et de réponse, les mécanismes considérés étant sensiblement différents selon le cadre d'analyse. Ainsi, une pression majeure sur les espaces côtiers, serait la montée du niveau de la mer, associée au réchauffement climatique.

Passer d'une mesure des intentions à une mesure des résultats

Les indicateurs de réponse sont le plus souvent des intentions, p.ex. la surface en espaces protégés, ou le nombre d'espèces faisant l'objet de plans de gestion. Il faudrait aussi mesurer des intentions affectant l'ensemble de la biodiversité, en modifiant les forces motrices, par exemple les taxes sur le carbone fossile émis, les fertilisants ou les pesticides.

Surtout, il est nécessaire d'aller au-delà des intentions, et de mesurer l'efficacité des réponses. Ainsi, on constate dans les espaces protégés du Wisconsin une diminution plus importante de diversité végétale que dans les espaces ordinaires, qui serait due à la prolifération des herbivores (WALLER et ROONEY, 2004). En outre, la taille souvent trop faible de ces espaces, associée à l'inhospitalité des espaces alentours, permet de douter de leur efficacité. Comparer l'état de la biodiversité dans différents espaces protégés, selon l'importance accordée aux objectifs socio-économique et environnementaux, en comparant notamment Parcs nationaux et Parcs naturels régionaux, serait donc très utile.

Dans un cadre spatial plus large, on suspecte que les mesures agri-environnementales sont plus ambitieuses dans leur affichage que dans leurs résultats (KLEIJN *et al*., 2006). Des indicateurs d'état de la biodiversité dans les espaces agricoles permettraient d'en juger.

Coûts et bénéfices de la protection de l'environnement

La gestion de la biodiversité résultant d'arbitrages entre des intérêts socio-économiques, la communication est un enjeu majeur, et les indicateurs y jouent un rôle essentiel. À cet égard, un des 10 indicateurs environnementaux français, le coût de la protection de l'environnement, paraît un mauvais indicateur, car il en déforme les enjeux en représentant cette protection comme un luxe plutôt qu'un investissement. En effet, il mesure les coûts immédiats de la protection de l'environnement, en augmentation plus rapide que le PIB (www.ifen.fr), et oublie les bénéfices économiques indirects, dont on suppose qu'ils sont bien supérieurs, selon la notion de services écosystémiques (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Ainsi, protection et restauration des zones humides en amont des agglomérations urbaines

Caractéristique de la biodiversité	*Critère de résilience*	*Indicateur*
Structure (composantes)	Abondance de certains écosystèmes	Fréquence des différents écosystèmes (forêts, cultures, surfaces urbanisées…)
Fonctionnement (interactions)	Taux de recrutement de la végétation	Abondance relative des niveaux trophiques
Continuité (maintien de la structure et des fonctions, dans l'espace et dans le temps)	Diversité et dynamique des espaces perturbés	Abondance et diversité de : banques de graines, disperseurs, pollinisateurs, corridors écologiques…
Adaptation aux modifications environnementales	Vitesse de réponse aux perturbations	Abondance et diversité (spécifique et génétique) de différents groupes fonctionnels

Tableau 1. Indicateurs de résilience (à partir de Cummings *et al.* 2005)

devraient être associées à une augmentation significative d'un indicateur « bénéfices socio-économiques de la protection de l'environnement », à travers l'amélioration de la qualité des eaux et la raréfaction des crues. Des mesures agri-environnementales significatives devraient être associées au même type de bénéfices, à travers la diminution de l'eutrophisation des écosystèmes marins et lacustres, augmentant leur intérêt piscicole et récréatif, l'amélioration du statut des pollinisateurs ou des espèces contrôlant les ravageurs des cultures, entraînant une augmentation de certains rendements agricoles ou une diminution des pesticides utilisés.

OBSERVATOIRES ET INDICATEURS

Les nombreuses lacunes dans les indicateurs existants s'expliquent par l'absence de systèmes d'observation ayant une large couverture spatiale, et documentant l'état de nombreux groupes fonctionnels, selon différentes caractéristiques. Les données collectées permettraient de comparer l'état de la biodiversité dans l'ensemble des espaces, et à différentes échelles, et ainsi identifier les facteurs responsables des variations, en croisant ces indicateurs avec des indicateurs socio-économiques associés aux pressions en œuvre sur la biodiversité ; par exemple en comparant l'impact de différentes politiques selon l'entité socio-économique, de différents types d'agriculture… (DONALD *et al*., 2001). Une large couverture spatiale permet aussi d'examiner les différenciations spatiales, donc la banalisation des écosystèmes (WALLER et ROONEY, 2004).

En permettant l'évaluation de l'état des trois niveaux de diversité, un tel système d'observation offrirait la possibilité d'estimer la résilience des systèmes écologiques étudiés, de la manière suivante. Il s'agirait d'abord d'identifier les propriétés de la biodiversité essentielles au maintien de la résilience de ces écosystèmes. Il en a été proposé quatre : structure des écosystèmes présents, fonctionnement de chacun, continuité de ces écosystèmes dans le temps et l'espace (présence d'organismes pollinisateurs, disperseurs de graines…), et adaptation aux modifications environnementales. À chaque propriété peut être associé un critère de résilience, auquel correspondrait un indicateur, dont il faudrait s'assurer de la bonne corrélation avec le critère proposé (tableau 1). Ainsi, la vitesse de réponse aux perturbations, mesurant cette dernière propriété, l'adaptation, pourrait être représentée par un indicateur qui serait la diversité spécifique et infra spécifique, car ces diversités sont un élément déterminant de cette vitesse de réponse.

BIBLIOGRAPHIE

BUCKLAND S.T., MAGURRAN A.E., GREEN R.E. et FEWSTER R.M. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Phil. Trans. R. Soc*. B 360 : 243-254.

BUTCHART S.H.M., STATTERSFIELD A.J., BENNUN L.A., SHUTES S.M., AKCAKAYA H.R., BAILLIE J.E.M., STUART S.N., HILTON-TAYLOR C. et MACE G.M. 2004. Measuring Global Trends in the Status of

Biodiversity : Red List Indices for Birds. PlosBiology 2 (12), e383

COUVET D., JIGUET F., JULLIARD R. et LEVREL H. 2005. Les indicateurs de Biodiversité. *In* : Barbault, R. et Chevassus-au-Louis, B. 2005. *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche*, adpf-Ministère des Affaires étrangères, 241 p.

CUMMINGS G.S., BARNES G., PERZ S., SCHMINCK M., SIEVING K.E., SOUTHWORTH J., BINGORD M., HOLT R.D., STICKLER C. et VAN HOLT. T. 2005. An explanatory framework for the empirical measurement of resilience. *Ecosystems* 8 : 975-987.

DE HEER M., KAPOS V. et TEN BRINK B.J.E. 2005. Biodiversity trends in Europe : development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Phil. Trans. R. Soc*. B (2005) 360 : 297-308.

DEVINE J.A., BAKER K.D. et HAEDRICH R.L. 2006. Deep-sea fishes qualify as endangered. *Nature* 439 : 29.

DONALD P.F, GREEN R.E et HEATH M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. London* Series B 26 : 25-29.

GARDENFÖRS U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends Ecol. Evol.* 16 : 511-516.

HUBBELL S.P. 2001. The neutral Theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press.

JULLIARD R., JIGUET F. et COUVET D. 2004. Common birds facing global changes : what makes a species at risk ? *Global Change Biology* 10 : 148-154.

KIRCHNER J.W. et WEIL A. 2000. Delayed biological recovery from extinctions throughout the fossil record. *Nature* 404 : 177-179.

KLEIJN D. *et al*. 2006 Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries, *Ecology Letters* 9 : 3-243.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. www.milleniumassessment.org.

NORTON B.G. 2005. *Sustainability*. Univ ; Chicago Press.

PAULY D. et WATSON R. 2005 Background and interpretation of the "Marine Trophic Index" as a measure of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc*. B 360 : 415-423.

PAVOINE S., OLLIER S. et DUFOUR A.B. 2005. Is the originality of a species measurable ? *Ecology Letters* 8 : 579-586.

SCHOLES R.J. et BIGGS R. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434 : 45-49.

VELLEND M. *et al*. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than one century following habitat fragmentation. *Ecology* 87 : 542-548.

WALLER D.M. et ROONEY T.P. 2004. Nature is changing in more ways than one. *Trends Ecol. Evol.* 19 : 6-7.