

## Résumé

Ce rapport a deux objectifs principaux :

- réaliser une présentation et une analyse critique des méthodes utilisables pour estimer des valeurs économiques de la biodiversité et des services écosystémiques ;
- appliquer ces méthodes aux écosystèmes présents sur le territoire national, afin de fournir des « valeurs de référence » pouvant être utilisées en particulier dans l'évaluation socioéconomique des investissements publics.

Après avoir évoqué les réflexions initiées à la fin des années 1980 autour du développement durable et des liens entre biodiversité et activités humaines, le rapport détaille (chapitre II) les enjeux socioéconomiques majeurs que représentent pour la France la biodiversité et les services écosystémiques, non seulement aujourd'hui mais pour l'avenir. Il présente des pistes d'action possibles pour une intégration de la dimension économique dans l'approche de la biodiversité.

Le chapitre III analyse comment le droit s'est progressivement saisi de ces problématiques de valeur économique de la biodiversité et comment il les a traitées. Un des messages majeurs est que la fixation d'une valeur n'implique pas l'ouverture d'un libre marché et que les échanges éventuels devront impérativement être régulés.

Les concepts impliqués dans les notions de biodiversité, de services écosystémiques et les liens entre ces deux notions sont ensuite précisés, ainsi que les différents indicateurs pouvant être utilisés pour décrire l'état de la biodiversité, son évolution et les pressions qui pèsent sur elle. Le chapitre IV insiste sur le fait que, même si la biodiversité est un objet complexe ayant de nombreuses dimensions, il est aujourd'hui possible de porter, en un lieu donné, un jugement sur son état et son évolution. Sont enfin présentées les hypothèses retenues par le groupe pour permettre une articulation entre les concepts biologiques et l'analyse économique, et, en particulier, l'option consistant à distinguer biodiversité « remarquable » et biodiversité « générale » ou « ordinaire », et à approcher de manière différenciée l'évaluation économique de ces deux volets.

Le chapitre V présente les cadres théorique et méthodologique qui peuvent être mobilisés pour évaluer la biodiversité et les services liés aux écosystèmes ne faisant pas l'objet d'échanges marchands directs (certains le font). Il est souligné que, alors que les valeurs d'usage peuvent être approchées avec des méthodes relativement robustes, notamment à partir de fonctions de coûts ou d'effets sur la productivité, les valeurs de non-usage sont souvent importantes, en particulier pour la biodiversité remarquable, mais leurs estimations restent beaucoup plus incertaines. Une revue des résultats publiés conduit à valider l'évaluation de la biodiversité et des écosystèmes par le biais des services qui leur sont liés.

Les principaux enjeux de recherche identifiés par le groupe sont détaillés dans le chapitre VI. L'accent est porté sur l'importance de la mise en place d'observatoires durables de la biodiversité, prenant également en compte le suivi des activités humaines et des pressions qu'elles exercent, et sur la nécessité de travaux concrets et pluridisciplinaires pour évaluer de manière spatialisée certains services écologiques, en particulier ceux de protection et de régulation.

Le chapitre VII aborde de manière détaillée les aspects techniques de l'élaboration de valeurs de référence, en soulignant qu'il existe actuellement d'importantes différences entre la question de la biodiversité et celle de la fixation du carbone, souvent citée en référence. Après avoir montré les limites de l'analyse économique de la biodiversité remarquable, ce chapitre traite plusieurs cas concrets relatifs à la biodiversité ordinaire, en particulier celui des forêts tempérées, et examine en quoi l'utilisation de ces valeurs peut influencer sur des changements d'usage du territoire. Il explicite les questions de nature procédurale qui se posent, tant dans l'élaboration que dans l'utilisation des valeurs de référence, pour que cette approche soit considérée comme recevable par les parties prenantes. Ce chapitre présente enfin les approches non monétaires qui peuvent être utilisées, en particulier dans les pratiques de compensation.

Des conclusions générales examinent les principales réponses apportées à la saisine et proposent quelques recommandations à court terme pour l'utilisation et la poursuite de ce travail.

## Synthèse opérationnelle concernant l'élaboration de valeurs de référence

Cette synthèse porte sur l'objet central du rapport, à savoir la démarche suivie pour élaborer de premières valeurs de référence pour la biodiversité et les services écosystémiques du territoire national. En effet, pour proposer de telles valeurs – en combinant les connaissances écologiques, juridiques et socioéconomiques actuelles –, **le groupe de travail a pris plusieurs options qu'il importe de mettre en lumière**, à la fois parce qu'elles peuvent donner lieu à débat et parce qu'elles conditionnent les valeurs proposées. **Si ces options sont validées, elles pourraient servir de canevas pour l'élaboration d'un premier guide méthodologique d'élaboration de valeurs de référence.**

1. La première option a été de privilégier le calcul socioéconomique *ex-ante*, c'est-à-dire de fournir des estimations aussi fiables que possible **de la totalité des pertes pouvant résulter de l'altération d'un écosystème** et devant être supportées (ou compensées) par la société. Le groupe a donc considéré que d'autres questions connexes, comme la revendication éventuelle des acteurs économiques pour recevoir une rémunération destinée à éviter tout ou partie de ces pertes, ou d'autres utilisations de ce référentiel, ne devaient pas rétroagir sur l'élaboration de ces estimations.
2. En considérant les données disponibles, mais également le fait que l'objectif « d'arrêter l'érosion de la biodiversité d'ici à 2010 » n'était pas encore suffisamment décliné pour envisager une analyse coût/efficacité, **le groupe a décidé de construire ses valeurs de référence sur une logique d'analyse coût/avantages**. Il s'est néanmoins interrogé sur l'efficacité éventuelle de ce référentiel, c'est-à-dire sur sa capacité à inciter à reconsidérer des changements d'usage du territoire, en particulier la destruction des zones à couvert végétal permanent (forêts, prairies).
3. Compte tenu de la complexité de la notion de biodiversité, le groupe de travail a proposé de **distinguer deux composantes** :
  - **l'une, qualifiée de « remarquable »**, correspondant à des entités (des gènes, des espèces, des habitats, des paysages) que la société a identifiées comme ayant une valeur intrinsèque et fondée principalement sur d'autres valeurs qu'économiques ;
  - **l'autre, qualifiée de « générale »** (ou « ordinaire »), n'ayant pas de valeur intrinsèque identifiée comme telle mais qui, par l'abondance et les multiples interactions entre ses entités, contribue à des degrés divers au fonctionnement des écosystèmes et à la production des services qu'y trouvent nos sociétés.

On soulignera que **cette distinction d'entités « remarquables » n'est pas purement biologique** : elle combine des critères écologiques (la rareté ou un rôle fonctionnel déterminant s'il s'agit d'espèces), sociologiques (le caractère « patrimonial »), économiques (la prédominance des valeurs de non-usage sur les valeurs d'usage) et éventuellement juridiques (aires bénéficiant d'un statut de protection, espèces inscrites sur une liste officielle).

4. Quatrième option, liée à la précédente, le groupe de travail a proposé, même s'il a fait l'analyse des évaluations économiques de la **biodiversité remarquable, de n'utiliser ces évaluations que de manière subsidiaire dans les débats autour de la préservation de ces entités**. Autrement dit, le groupe de travail a considéré qu'il n'était aujourd'hui ni crédible – en termes de fiabilité et de pertinence des estimations – ni opportun – en termes d'insertion dans des débats mobilisant de nombreuses valeurs – de proposer des valeurs de référence pour la biodiversité remarquable.
5. En ce qui concerne la **biodiversité générale**, le groupe de travail propose de **ne pas chercher à l'évaluer directement mais de le faire à partir des services des écosystèmes dont profite la société**. L'hypothèse sous-jacente, argumentée dans le rapport, est celle d'une relation de proportionnalité entre les fluctuations de la biodiversité et l'ampleur de ces services. Cette option s'appuie en particulier sur le fait que, contrairement à la biodiversité remarquable, cette biodiversité générale est aujourd'hui perçue de manière imprécise par les citoyens et que ce déficit de perception limite la pertinence des méthodes d'estimation directe fondées sur la déclaration de préférences.
6. **Pour évaluer ces services, le groupe s'est appuyé sur la classification proposée par le Millennium Ecosystem Assessment (MEA)**. Cette classification distingue quatre ensembles : les « **services d'auto-entretien** », non directement utilisés par l'homme mais qui conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes (recyclage des nutriments, production primaire), les « **services d'approvisionnement** » (ou de prélèvement), qui conduisent à des biens appropriables (aliments, matériaux et fibres, eau douce, bioénergies), les « **services de régulation** » c'est-à-dire la capacité à moduler dans un sens favorable à l'homme des phénomènes comme le climat, l'occurrence et l'ampleur des maladies ou différents aspects du cycle de l'eau (crues, étiages, qualité physico-chimique) et, enfin, des « **services culturels** », à savoir l'utilisation des écosystèmes à des fins récréatives, esthétiques et spirituelles. **Le groupe a suivi, notamment pour éviter les doubles comptes éventuels, la recommandation du MEA de ne pas évaluer les services d'auto-entretien**, en considérant qu'ils conditionnent de fait la permanence des trois autres ensembles de services : ils seront donc, comme la biodiversité, évalués à travers ces services.
7. En lien avec le premier point, **le groupe a décidé de considérer non seulement des services « dynamiques », c'est-à-dire en termes de flux** (fixation du carbone, production d'eau, fréquentation touristique, etc.) **mais aussi des services « statiques »** (stabilité des sols, conservation d'un stock de carbone). Il a considéré en effet que la valeur de la perte potentielle de ces services en cas de destruction de l'écosystème (augmentation de l'érosion, libération plus ou moins rapide de CO<sub>2</sub>) devait être retranchée du bilan socioéconomique d'une opération qui entraînerait cette destruction, ce qui revient à porter cette perte évitée au crédit de ces écosystèmes.

8. Parmi les différentes composantes de la notion de valeur économique totale, **le groupe a privilégié les valeurs d'usage** (au sens large, c'est-à-dire en intégrant les usages potentiels à plus ou moins long terme). Il a considéré en effet que, comme pour la biodiversité remarquable, la robustesse des méthodes d'estimation des valeurs de non-usage était plus faible et leur légitimité davantage contestée. Corrélativement, **le groupe a privilégié pour l'estimation de ces valeurs d'usage des méthodes considérées comme robustes** (prix révélés, dépenses effectivement engagées, coûts de restauration ou de remplacement).
9. Compte tenu des problèmes complexes de transfert de valeurs, **le groupe s'est limité aux services pour lesquels on disposait d'études françaises (ou issues de pays écologiquement et socioéconomiquement voisins)** et qui, en outre, fournissaient un référentiel relativement homogène (ou dont l'hétérogénéité pouvait être aisément expliquée). Il en résulte que **certains services** (par exemple les effets sur la santé ou la protection contre les catastrophes naturelles), **pour lesquels les références étaient limitées, incohérentes ou très exotiques, n'ont pas été évalués, même s'il est légitime de leur supposer une valeur élevée.**
10. Pour prendre en compte le long terme, le groupe a reconnu **qu'il n'était pas opportun d'utiliser un taux d'actualisation différent de celui employé pour d'autres aspects du calcul socioéconomique** (4 % aujourd'hui, décroissant au-delà de 30 ans). En revanche, il propose de retenir jusqu'en 2050 une **augmentation moyenne des prix relatifs** des services écosystémiques d'environ 1 % (voire plus dans les situations de pertes irremplaçables) par rapport aux biens manufacturés. Ceci conduit à multiplier par 40 la valeur du service annuel pour obtenir une valeur totale actualisée. Des estimations de cette augmentation des prix relatifs et de son évolution dans le temps, plus précises et mieux adaptées aux situations rencontrées, nécessiteront la mise au point de modèles dynamiques de l'évolution de la biodiversité qui doivent s'intégrer à la stratégie scientifique d'évaluation de cette dernière.

En appliquant cette démarche, le groupe a abouti à quelques valeurs de référence, en particulier celle – qui a été particulièrement travaillée – de la valeur moyenne à accorder aux écosystèmes forestiers métropolitains, à savoir 970 euros par hectare et par an (soit environ 35 000 euros par hectare en valeur totale actualisée), avec une fourchette pouvant varier de 500 à 2 000 euros par hectare et par an selon, en particulier, la fréquentation récréative ou touristique et le mode de gestion de l'écosystème. Une valeur minimale de l'ordre de 600 euros par hectare et par an est également proposée pour les prairies utilisées de manière extensive.

En conclusion, le groupe souligne qu'il ne propose pas des valeurs de référence pour l'ensemble de la biodiversité mais pour **les seules valeurs d'usage de services écosystémiques liés à la biodiversité générale et qui sont aujourd'hui monétarisables d'une manière qu'il considère comme robuste**. Mais, de ce fait, le groupe considère que **les estimations proposées sont des estimations *a minima*, qui peuvent donc sans conteste remplacer dès maintenant la valeur nulle utilisée pour la biodiversité dans le calcul socioéconomique**. Corrélativement, le groupe appelle à des travaux complémentaires, prenant en compte d'autres services, travaux susceptibles de majorer significativement ces valeurs.

Pour affiner à court terme son travail, le groupe recommande en particulier :

- **d'élargir rapidement ce travail de synthèse critique** à l'ensemble des écosystèmes nationaux pour lesquels des données issues d'écosystèmes similaires sont disponibles, en s'appuyant, le cas échéant, sur les travaux en cours pour un MEA France ;
- de **spatialiser les valeurs moyennes** à une échelle au moins départementale, pour tenir compte des spécificités tant écologiques que socioéconomiques ;
- de **définir** pour ces données spatialisées non seulement la valeur actuelle mais ce qu'il a appelé la « **valeur maximale plausible** » à **moyen terme** (30-50 ans), en intégrant en particulier les variations prévisibles du taux d'usage des différents services écosystémiques ;
- de **préciser les structures** en charge de réaliser, de mettre en débat, d'actualiser régulièrement ce travail et d'utiliser concrètement ce référentiel, **en déterminant les modalités procédurales permettant de lui conférer un champ d'application et une légitimité qui conduisent à son appropriation** par l'ensemble des opérateurs concernés.

## Résumé analytique des chapitres

La mission confiée au groupe de travail identifiait quatre grandes questions :

- « *Dresser un bilan des connaissances scientifiques sur le thème de la monétarisation des services rendus par les écosystèmes et de la valeur de la biodiversité ;*
- *Analyser les enjeux socioéconomiques de la diversité biologique en France, y compris dans les départements et collectivités d’Outre-mer ;*
- *Proposer un cahier des charges pour d’éventuelles recherches ultérieures ;*
- *Estimer les premières valeurs de référence pour la prise en compte de la biodiversité, qui pourront être utilisées notamment dans les études socioéconomiques relatives aux projets d’infrastructures ».*

### Le cadrage : l’approche microéconomique *ex-ante*

Le premier chapitre du rapport situe ces questions dans les dynamiques internationales, européennes et nationales initiées à la fin des années 1980 autour du **développement durable**. Ces dynamiques ont amené à percevoir les liens forts existant entre la biodiversité et les activités humaines, et à se poser de ce fait des questions sur l’évaluation économique de cette biodiversité et des services qui lui sont attachés.

Le groupe de travail a décidé de cadrer sa réflexion à partir de deux distinctions :

- entre des préoccupations macroéconomiques visant à des évaluations globales (relations entre le développement économique et la biodiversité ou les services écosystémiques, comptabilité nationale) et des approches micro-économiques analysant les impacts des choix et des comportements à une échelle *a priori* plus localisée (infrastructures, pollutions) dont on souhaite mesurer les effets ;
- entre les approches *ex-ante* (aide à la décision publique, via notamment l’évaluation socioéconomique des projets) et *ex-post* (réparation de dommages, compensation écologique).

Dans l’esprit de la lettre de commande, **un centrage sur l’évaluation micro-économique *ex-ante*, c’est-à-dire sur la fourniture de valeurs de référence pour le calcul socioéconomique, a été privilégié**. En effet, si d’autres éléments (valeur du temps, du bruit, de la pollution, etc.) sont d’ores et déjà pris en compte dans l’analyse coût/avantages des choix publics, les effets sur la biodiversité demeurent aujourd’hui *de facto* considérés comme nuls.

Tout en retenant cette option, **l’objectif européen et national d’arrêt de la perte de biodiversité d’ici à 2010 – objectif qui implique que toute perte de biodiversité à**

**un endroit donné devra être au moins compensée par un gain de biodiversité en un autre point du territoire – a également été pris en compte et analysé dans ses conséquences.** Il implique en effet qu'une évaluation économique de la biodiversité doit s'inscrire dans une logique qualifiée de « durabilité forte », **c'est-à-dire ne saurait servir à des transactions avec d'autres éléments de bien-être susceptibles de suppléer des pertes de biodiversité.**

Enfin, **le groupe de travail a jugé utile d'examiner également de manière succincte quelques approches *ex-post*, en particulier celle de la compensation, pour en cerner les spécificités par rapport aux approches *ex-ante*.**

## Les enjeux socioéconomiques de la biodiversité

**En réponse à la deuxième question de la saisine, le chapitre II présente les différentes dimensions des enjeux socioéconomiques de la biodiversité et des services écosystémiques.** Il situe le contexte français, y compris l'Outre-mer, dans le cadre plus large des enjeux de la biodiversité mondiale.

**Le premier enjeu est celui d'un changement de notre perception** qui conditionnera les priorités des actions à mettre en œuvre : alors que la perception de la biodiversité par le public est souvent limitée à quelques espèces emblématiques de faune ou de flore, il est crucial de resituer cette biodiversité sous l'angle de son omniprésence comme fondement de la vie et de ses multiples interactions avec les sociétés humaines, que ce soit comme support à l'alimentation, aux médicaments, aux grands processus biogéochimiques, à l'industrie chimique, ou encore à l'inspiration créative. L'accent est donc mis sur ces multiples biens et services dont nos sociétés humaines tirent bénéfice, en s'appuyant sur quelques exemples d'enjeux émergents et en insistant sur le fait que ces services seront sans doute encore plus importants à l'avenir qu'aujourd'hui.

**Le deuxième enjeu est relatif à la description et à la compréhension de la dynamique de la biodiversité.** À l'aube d'une possible sixième extinction de la biodiversité, l'analyse des enjeux socioéconomiques de la biodiversité est indissociable d'une évaluation de son état et de son évolution sous l'effet de pressions croissantes. La France est en outre porteuse d'une responsabilité majeure dans ce domaine puisque, avec ses territoires d'Outre-mer, elle accueille une part notable de la biodiversité mondiale. Notre connaissance de la biodiversité, de sa relation avec les fonctions et les services que les sociétés humaines s'y procurent, des processus qui régissent son évolution reste pourtant largement lacunaire, ce qui rend difficiles et complexes les évaluations en support à la décision. Ces incertitudes prennent une acuité particulière dans la perspective des changements climatiques, qui interrogent sur la capacité des écosystèmes à s'adapter et, surtout, à continuer à produire les services dont nous dépendons.

**Troisième enjeu, celui de la mobilisation des acteurs.** Ce chapitre rappelle donc la nature des engagements internationaux, européens et nationaux qui ont été pris en faveur de la biodiversité et les différents outils opérationnels déjà en place, tout en soulignant la variété des acteurs impliqués et la diversité des enjeux – éthiques, sociaux et géoéconomiques – à prendre en compte.

Sont ensuite présentées différentes démarches engagées, ainsi que des pistes d'action, pour une intégration de la dimension économique dans l'approche de la biodiversité : démarche de nature « macro » – comme l'initiative en cours sur « l'Économie des écosystèmes et de la biodiversité » (TEEB), la révision du système des Nations unies de comptabilité nationale, « l'Initiative pour une économie verte » – ou plus ciblées – comme l'évolution de la fiscalité, le réexamen des subventions publiques aux effets négatifs sur la biodiversité, le mécanisme de paiement pour les services écosystémiques ou encore l'intégration de la biodiversité dans la comptabilité des entreprises.

## L'approche juridique de la valeur de la biodiversité

Étant donné l'importance de la dimension juridique dans la mise en œuvre des plans, des projets et des programmes, un chapitre particulier est consacré à l'apport du droit à cette réflexion sur la monétarisation de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes, compte tenu notamment de l'évolution récente du droit de l'environnement, spécialement communautaire. Tant à travers la directive 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale qu'à travers les nombreux textes qui imposent d'éviter les impacts négatifs, à défaut de les réduire et, en dernier ressort, de compenser les impacts résiduels, le droit positif engendre, en effet, des besoins nouveaux sur la « valeur de la biodiversité ».

Partant d'une analyse de la jurisprudence rendue en matière de réparation des dommages causés à l'environnement, et des rares textes, notamment répressifs, qui traduisent la réaction sociale aux atteintes à la biodiversité, les développements de ce chapitre s'interrogent sur la question de savoir si le droit peut admettre le principe d'une valorisation de la biodiversité, notamment dans les études socioéconomiques relatives aux projets d'infrastructures. Ils soulignent que le Conseil d'État a consacré la méthode du bilan « coût/avantages » dans la préparation de la décision publique – et qu'il n'est donc pas choquant de tenter de donner une valeur monétaire à la biodiversité dans le calcul socioéconomique – mais que cette valorisation de la biodiversité n'a pas pour effet de faire de celle-ci un bien juridique marchand.

Au-delà, et dans la mesure où les textes favorisent le recours à des mécanismes de compensation, tant pour réparer des dommages déjà causés que pour anticiper ceux qui pourraient l'être par des projets d'infrastructures, l'accent est mis sur **la nécessité de mettre en place des institutions et des mécanismes de régulation indépendants et aussi objectifs que possible**. Cette indépendance doit se vérifier tant à l'égard de l'administration qu'à l'égard des opérateurs du secteur concerné : il importe d'éviter qu'une confusion ne s'instaure entre l'exercice du pouvoir régalién (interdire ou autoriser, mettre en œuvre des polices administratives et imposer le respect de prescriptions) et la détermination des conditions de l'échange et de la compensation, afin que la décision administrative ne soit pas pervertie par l'inversion du triptyque « éviter, réduire, compenser » ; il importe tout autant d'empêcher une captation des mécanismes d'échange et de compensation par les opérateurs du secteur et de garantir un fonctionnement transparent de ces mécanismes.

Enfin, l'institution d'une autorité indépendante, nécessairement très spécialisée et opérant dans un cadre strictement défini par des textes, ne saurait faire disparaître la responsabilité finale des décisions, qui revient au pouvoir politique.

## La description de la biodiversité : concepts et indicateurs biologiques

**Le chapitre IV présente tout d'abord les principaux concepts biologiques sous-jacents aux notions de biodiversité et de services écosystémiques et les indicateurs actuellement disponibles ou envisageables pour les décrire.**

En effet, du strict domaine d'intérêt des biologistes et des protecteurs de la nature à celui des politiques, la notion de biodiversité a connu des évolutions importantes : la vision fixiste et centrée sur les espèces, qui prévalait au début du XIX<sup>e</sup> siècle, a été peu à peu remplacée par une vision évolutive et fonctionnelle, intégrant la diversité au sein des espèces (en particulier la diversité des gènes), la diversité des associations d'espèces peuplant les écosystèmes (diversité « écologique ») et surtout l'importance des interactions entre toutes ces composantes.

Par ailleurs, la notion de « nouvelle frontière », introduite grâce à l'exploration intensive de nouveaux milieux (fonds marins, forêts tropicales), a marqué la fin du XX<sup>e</sup> siècle : elle souligne l'ampleur insoupçonnée de la diversité spécifique – pour l'essentiel encore à décrire – mais aussi le fait que **notre perception de la biodiversité repose encore aujourd'hui sur des espèces de taille relativement grande, facilement observables, mais qui constituent plutôt l'exception que la règle au sein du vivant.**

En ce qui concerne les indicateurs, les premières propositions de mesure globale et quantitative remontent aux années 1950 et correspondaient à des objectifs scientifiques de description synthétique et comparative de peuplements. La perception depuis les années 1960 de l'érosion accélérée de la biodiversité a motivé les efforts de construction d'indicateurs simples, compréhensibles par des décideurs politiques et, plus largement, par le grand public. L'objectif était de pouvoir suivre, à des échelles plus ou moins larges (écosystèmes, paysages, écorégions), les variations temporelles de la biodiversité (indicateurs d'état) mais également des indicateurs de pression (ou d'interaction) des activités humaines sur cette biodiversité.

Idéalement, ces indicateurs devront prendre en compte le nombre d'entités différentes présentes (richesse), leur abondance relative (écart à l'équi-répartition) et la diversité plus ou moins grande de ces entités (différentiation évolutive ou fonctionnelle). En outre, ils devront rendre compte de l'abondance absolue des espèces ou des populations et de l'organisation spatiale des entités constitutives des écosystèmes. **Plusieurs arguments plaident en effet – et nous soulignons fortement ce point – en faveur d'un suivi de la biodiversité fondé sur une estimation des variations d'abondance des espèces** : ces variations intègrent les différents mécanismes régissant leur devenir, elles sont plus rapides et plus continues que les variations de diversité spécifique et, enfin, on peut en dériver toute une série d'indicateurs plus spécifiques (dynamique d'espèces, services écologiques, quantification de pressions, réponses, etc.).

De nombreux indicateurs sont aujourd'hui disponibles au niveau mondial et sont présentés dans ce chapitre. **Pour la plupart, ils ne bénéficient pas d'une organisation systématique, coordonnée au niveau mondial, de la collecte et de l'analyse des données.** En Europe toutefois, le programme SEBI 2010, piloté par l'Agence européenne de l'environnement (AEE) vise à organiser, en liaison avec les

pays membres de son réseau, la documentation régulière et l'enrichissement d'un jeu de 26 indicateurs pertinents pour l'analyse de la biodiversité ; indicateurs dont la France s'est inspirée pour définir son propre jeu d'indicateurs de suivi de la Stratégie nationale Biodiversité. Des réflexions sont en cours au sein de l'AEE pour développer un indicateur relatif à l'intégrité des écosystèmes.

Ces indicateurs de biodiversité doivent donc rendre compte d'un objet « multi-dimensionnel », à la fois par ses différents niveaux d'organisation (diversité génétique, spécifique et écologique), par l'hétérogénéité des entités au sein de chacun de ces niveaux, mais également par la complexité de ses perceptions (par les écologues, taxonomistes, naturalistes, gestionnaires, économistes). La quantification de la biodiversité est donc un objectif particulièrement ambitieux et **il est illusoire de vouloir définir un indicateur unique rendant compte de tous les aspects de la biodiversité. En revanche, il est possible de caractériser, en un lieu donné et par rapport à une préoccupation donnée, l'état de la biodiversité à partir d'une batterie d'indicateurs pertinents.**

Cependant, dans ce cadre d'informations et d'outils encore imparfaits, certaines variations de biodiversité ne pourront être détectées qu'indirectement, via les variations éventuelles des services écosystémiques auxquels cette biodiversité contribue. Les travaux économiques les plus nombreux et les plus aboutis s'appuient d'ailleurs beaucoup plus sur l'évaluation indirecte des services écosystémiques que sur la biodiversité. De ce fait, **pour permettre l'articulation entre les approches biologiques de la biodiversité et l'analyse économique, le groupe de travail a pris quatre options :**

1. **distinguer au sein de la biodiversité d'un territoire donné sa dimension « patrimoniale »** (ou « remarquable », c'est-à-dire l'existence d'entités identifiées comme présentant un intérêt particulier) **de sa dimension « générale » ou « fonctionnelle »** (liée aux interactions entre des entités « ordinaires » plus ou moins abondantes et contribuant à la production de services écosystémiques) **et traiter ces deux ensembles de manière différenciée ;**
2. **affirmer d'emblée que l'analyse économique de la biodiversité « remarquable » doit être un élément « subsidiaire » par rapport aux multiples critères (écologiques, éthiques, culturels, esthétiques) à prendre en compte.** Cette option se fonde en particulier sur les limites des méthodes d'évaluation économique utilisables dans ce cas et sur le fait que la possibilité même de « substituabilité » avec d'autres biens semble *a priori* exclue ;
3. **aborder l'analyse économique de la biodiversité « ordinaire » non pas directement mais à travers les services écosystémiques auxquels elle contribue ;**
4. enfin, **travailler dans une hypothèse « médiane » de relation linéaire positive entre biodiversité générale et services écosystémiques.** Cette option repose sur le principe que l'évaluation économique de la diminution de ces services fournira une mesure pertinente de la valeur des pertes de biodiversité associées. Elle permet de considérer que des variations, observées ou potentielles, d'indicateurs de biodiversité dans un milieu donné pourront être « monétarisées » en supposant une variation relative similaire des services écosystémiques de ces milieux.

En ce qui concerne la distinction entre biodiversité « remarquable » et « ordinaire », si le groupe en a admis le principe, il n'a fait qu'esquisser les éléments (écologiques mais aussi socioéconomiques) susceptibles d'être pris en compte dans l'identification de ces entités « remarquables ».

## L'évaluation économique : fondements, méthodes, résultats

Le chapitre V est consacré à une présentation critique des approches économiques utilisables et de leurs principaux résultats.

L'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques soulève un ensemble de difficultés auxquelles l'analyse économique propose un cadre de résolution parfois problématique – et souvent contesté dans sa pertinence même – mais susceptible de favoriser la mise en cohérence et la comparaison avec les autres enjeux sociaux. Ce cadre est caractérisé par une approche anthropocentrée qui évalue les choix en fonction de leurs conséquences, mesurées en termes de variations de bien-être individuel ou social. **Son principe repose sur les préférences individuelles, supposées guider les choix des agents** (individus, ménages ou entreprises) vers la recherche d'un plus grand bien-être ; ce qui implique que la valeur qui sera accordée aux actifs environnementaux est dépendante à la fois de l'information détenue par les agents et de leur capacité à en inférer des conséquences. Les problèmes d'agrégation des préférences individuelles donnent donc un certain intérêt à l'étalon monétaire comme mesure unidimensionnelle des préférences (approchées par le biais de l'estimation de consentements à payer).

Dans le cas de la biodiversité et des services écosystémiques, le manque de familiarité de la plupart des agents avec ces notions introduit une imprécision plus élevée des résultats obtenus par l'utilisation des préférences individuelles ou partiellement agrégées que celle que l'on constate dans d'autres domaines. **Cette imprécision, qui devrait se réduire du fait d'une sensibilisation croissante à ces questions, conduit à accorder une attention particulière à la notion de « biens tutélaires », pour lesquels l'évaluation issue des préférences des agents ne peut être directement utilisée pour justifier les choix collectifs.** Le niveau approprié de protection ou de préservation implique donc l'intervention d'une autorité, non seulement du fait des caractéristiques de bien public de plusieurs éléments qui concourent à la valeur de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes, mais aussi du fait d'une perception incomplète ou biaisée de cette valeur, liée au caractère indirect et peu perceptible des services rendus.

Malgré cette limite, l'évaluation économique offre un cadre utilisable pour intégrer les multiples dimensions de la valeur des écosystèmes. **Au-delà de l'utilité retirée de l'usage direct de ces actifs, un ensemble d'extensions a permis d'élaborer une conception très élargie de la valeur, qui tend à déborder du cadre utilitariste strict** : les usages indirects permettent d'intégrer les services n'impliquant pas d'interaction directe entre les usagers et les écosystèmes (cas des usages différés dans le temps) ; les valeurs d'option et de quasi-option reflètent le rôle assurantiel de la biodiversité ou les gains liés à l'amélioration de l'information face aux choix irréversibles ; les valeurs de non-usage manifestent l'existence de préférences éthiques dont l'intégration dans l'évaluation apparaît à la fois nécessaire (la contribution de la biodiversité à notre bien-être dépasse à l'évidence les seules

valeurs d'usage) et problématique, car leur mesure est délicate et introduit de l'hétérogénéité dans le cadre d'analyse.

Il convient à cet égard de rappeler que les valeurs que l'on peut obtenir n'ont pas nécessairement un caractère absolu mais qu'elles permettent essentiellement de prendre en compte les aspects liés à la biodiversité dans le processus de classement des solutions entre lesquelles le décideur public doit choisir. Lorsque l'affectation de telles valeurs et leur utilisation dans l'évaluation traditionnelle se révèlent trop incertaines, il reste généralement possible de recourir à d'autres méthodes pour procéder à ce classement.

**Les conséquences des choix en matière de conservation de la biodiversité concernent, pour partie, des horizons temporels éloignés qui donnent une importance particulière aux options retenues pour prendre en compte les enjeux futurs.** La question de l'actualisation est donc un enjeu majeur. Les préconisations générales dans ce domaine (taux de 4 % à court-moyen terme, décroissant à long terme) doivent *a priori* s'appliquer aux choix impliquant la biodiversité. Les hypothèses sur l'évolution des prix relatifs (croissant pour les actifs naturels de plus en plus rares, décroissant pour les biens manufacturés bénéficiant du progrès technique) devraient avoir pour conséquence une diminution du taux apparent d'actualisation de la valeur de ces services (et donc du poids des préférences de la génération présente sur la liberté de choix des générations futures). À la limite, pour des actifs irremplaçables et contribuant significativement au bien-être, il conviendrait (règle de Hotelling) d'attribuer à la biodiversité un prix implicite s'accroissant au rythme du taux d'actualisation, attribuant ainsi une valeur potentiellement infinie si le service avait le potentiel d'être rendu indéfiniment. **Cet argument a contribué à conforter la proposition de traiter de manière distincte les éléments de biodiversité remarquable, qui devraient relever de méthodes plus complexes prenant plus précisément en compte la durée prévisible d'existence du service associé et les possibilités d'évolution de ces actifs.**

À partir de ces concepts, plusieurs méthodes ont été développées pour construire des mesures pratiques de ces valeurs, à partir d'informations déduites de l'observation des comportements sur des marchés directs ou de substitution, ou d'enquêtes visant à recueillir les préférences des agents face à des scénarios hypothétiques. **Les analystes sont cependant confrontés à un dilemme : seules les techniques basées sur des préférences déclarées permettent de prendre en compte les valeurs autres que d'usage direct mais les résultats obtenus par ces méthodes sont sensibles aux conditions de leur mise en œuvre et parfois difficiles à interpréter.** Les informations recueillies par des méthodes liées aux seuls comportements observables (coûts de déplacement, prix hédonistes) ne peuvent cependant suffire à orienter les choix ; et celles basées sur les coûts (de restauration, de remplacement, impact sur les fonctions de production, notamment agricoles) se heurtent à la question du caractère effectivement complet de la substitution envisagée. La constitution et l'utilisation de bases de référence pour l'élaboration de valeurs de transferts entre des écosystèmes étudiés et des écosystèmes menacés, pour lesquels on ne dispose que d'informations superficielles, impliquent donc beaucoup de discernement, mais apparaissent comme une nécessité.

En termes de bilan concret, on dispose aujourd'hui d'un nombre important d'évaluations portant sur des espèces, des habitats, ou des services écosystémiques. Mais **beaucoup de ces travaux ne sont pas directement utilisables pour élaborer**

**des valeurs de référence à intégrer à une évaluation socioéconomique traditionnelle.** Leur élaboration est marquée par de multiples biais (représentativité, niveau d'information, etc.) et leurs résultats, le plus souvent exprimés en termes de consentement à payer individuel, restent délicats à utiliser pour construire des valeurs globales pour des écosystèmes différents de ceux pour lesquels ces résultats ont été obtenus.

## Les besoins de recherche

**Le chapitre VI répond à la troisième question de la saisine sur les besoins de recherche, en se limitant aux aspects les plus directement opérationnels.**

Dans le domaine des sciences biologiques, **le développement de bases de données, de dispositifs de suivi et d'indicateurs composites de la biodiversité, à différentes échelles spatiales et sur l'ensemble du territoire national, apparaît comme le fondement de toute politique dans ce domaine.** On souligne également l'importance de pouvoir intégrer dans ces systèmes d'information des indicateurs de pression sur la biodiversité liés aux diverses activités humaines. Cette préoccupation rejoint la question de la définition d'entités spatiales pertinentes – qualifiées de « socio-écosystèmes » – pour la description, l'analyse et la gestion de la biodiversité. L'initiative en cours du MEA France est susceptible de répondre à cette interrogation, à condition qu'elle veille à la prise en compte des données socioéconomiques dans la typologie qui sera établie.

Toujours dans le domaine des sciences biologiques, l'importance que pourrait prendre à l'avenir la **notion d'équivalence écologique**, en particulier dans les pratiques de compensation, incite à développer des démarches aussi explicites et transparentes que possible pour établir cette équivalence, y compris ses marges d'incertitude, et à mettre en place des dispositifs de validation de ces démarches.

Enfin, l'émergence de la notion de services écosystémiques et son utilisation dans l'analyse économique amènent à **préciser le lien entre ces services et les différentes dimensions de la biodiversité**, notamment pour définir les modifications de la biodiversité susceptibles, pour un écosystème donné, de modifier ou non l'ampleur de ces services à court, moyen ou long terme. Dans ce domaine, des approches d'écologie expérimentale, intégrant cette dimension du long terme – approches peu développées en France – seraient à encourager pour compléter les dispositifs d'observation.

**Dans le domaine des sciences économiques et sociales, les défis semblent beaucoup plus résider dans le déficit de travaux concrets appliquant les méthodes disponibles que dans des développements méthodologiques.** Des incitations spécifiques seront donc à mettre en place, en particulier pour l'évaluation des services de protection et de régulation. Dans ce cas, des approches couplées, associant des spécialistes du milieu physique, de l'écologie, de l'économie, du droit et de la gestion des risques seraient sans doute à promouvoir. La question se pose pour les risques naturels mais également pour la santé humaine, dans son lien avec la biodiversité et l'environnement, qu'il s'agisse de la modulation de la présence ou de l'effet d'agents pathogènes ou de substances polluantes.

**Une autre dimension importante de la mobilisation des sciences sociales concerne l'analyse de procédures pertinentes pour la prise en compte et la gestion durable de la biodiversité.** Nous l'avons évoquée dans le cas de l'établissement des valeurs tutélaires et de la régulation de leur usage, mais également dans la question de l'expression des préférences dans le cas de l'évaluation contingente. On peut la poser aussi dans le cas de la réaction d'un certain nombre d'acteurs de la société à divers dispositifs d'incitation qui pourraient être mis en place, sur la base de l'évaluation des services écosystémiques : il serait naïf de penser que ces acteurs ne se comporteront pas de façon stratégique vis-à-vis de toute politique réglementaire ou incitative.

Nous évoquons enfin la question de la **prise en compte de l'hétérogénéité des préférences vis-à-vis de la biodiversité**, qu'il s'agisse d'une diversité de points de vue entre les différents acteurs présents sur un territoire ou des tensions pouvant exister entre les appréciations locales et celles d'autres parties prenantes, extérieures à ce territoire et affichant d'autres priorités. Il serait pour le moins réducteur de traduire cette diversité par une « préférence moyenne », et des travaux à l'interface entre l'économie, la sociologie et les sciences politiques pourraient éclairer cette problématique.

**Nous terminons sur la question du droit et du « statut » juridique de la biodiversité.** Il se trouve en effet que seule une partie de la biodiversité (les ressources génétiques des espèces domestiques, les espèces protégées, les espaces remarquables, etc.) dispose d'un véritable statut précisant les droits et obligations des opérateurs publics et privés. En revanche, la biodiversité ordinaire, qu'il s'agisse de la flore herbacée, de la macrofaune du sol ou surtout des micro-organismes des sols et des eaux, est considérée comme un élément de la propriété privée de ceux qui possèdent ou utilisent les territoires. Dès lors que, comme nous l'avons amplement souligné, cette biodiversité ordinaire apparaît comme un déterminant majeur des services écosystémiques, on peut interroger les sciences juridiques sur l'intérêt d'une évolution éventuelle de son « statut » et des droits qui s'exercent sur elle. L'idée d'un droit des biens spéciaux – comme il existe un droit des contrats spéciaux – mériterait réflexion. Cette réflexion passe sans doute par une analyse des fondements éthiques ou philosophiques du statut de la nature et la biodiversité dans nos sociétés post-industrielles.

## Vers la fixation de valeurs de référence

**Le chapitre VII examine, sur la base des méthodes et concepts présentés dans les chapitres précédents, la possibilité de fixer aujourd'hui des valeurs de référence pour les écosystèmes français, ainsi que les limites de cet exercice.**

Après avoir rappelé la définition et les objectifs des valeurs de référence, la première partie introduit quelques questions générales liées à l'élaboration de ces valeurs. Il est tout d'abord rappelé l'importance **de définir un objectif précis à atteindre, y compris en termes d'indicateurs de réussite, d'échéance et d'espace géographique concerné.** Si l'objectif microéconomique d'internaliser les coûts des impacts sur la biodiversité est opérationnel, l'objectif macroéconomique actuel d'arrêter la perte de biodiversité française en 2010 apparaît dans cette optique insuffisamment explicite. Les limites de l'utilisation des prix du marché (réel ou fictif) pour fonder de telles valeurs sont ensuite soulignées. Enfin, nous présentons et comparons l'intérêt et

la faisabilité, dans le cas de la biodiversité, des approches coût/avantages et coût/efficacité. Nous concluons que les données actuellement disponibles permettent surtout d'alimenter une approche coût/avantages. Les valeurs proposées seront donc fondées sur les usages actuels, et non sur le coût de la réalisation d'un objectif normatif de protection vis-à-vis des actions qui concourent à menacer la biodiversité.

**La deuxième partie se réfère aux travaux récents sur la valeur tutélaire de la fixation de CO<sub>2</sub> pour montrer, en comparaison, les principaux problèmes spécifiques liés à la biodiversité :** impossibilité de définir un indicateur simple et unique similaire à la « tonne-carbone », caractère souvent localisé des impacts limitant la pertinence de bilans à grande échelle des « sources » et des « puits », forte spécificité des situations locales rendant problématiques les transferts de valeur, contestation de la légitimité même et de la pertinence de la monétarisation, ainsi que du caractère substituable de la biodiversité. Enfin, il est souligné que, si la tonne-carbone constitue à la fois une « variable de pression » mesurant l'ensemble des influences anthropiques sur le climat et une « variable de contrôle » permettant de piloter des actions correctrices, la biodiversité représente une « variable d'état », résultante de multiples pressions qu'il conviendrait d'identifier et de réduire par des politiques spécifiques agissant sur les variables de contrôle associées à ces pressions.

Il n'en reste pas moins que la prise en compte de la dynamique des écosystèmes dans la fixation des valeurs attribuées à la biodiversité est nécessaire à la comparaison pertinente, sur le long terme, des conséquences des différentes options susceptibles d'être proposées à un décideur. Une prise en compte précise supposera de développer des modélisations reliant l'état de la biodiversité (décrit par des paramètres à définir) à des variables de contrôle (au sens des systèmes dynamiques) reflétant les différentes pressions anthropiques.

Nous traitons dans une troisième partie plusieurs problèmes méthodologiques propres à la fixation de valeurs de référence pour la biodiversité et les services écosystémiques :

- comment réduire la forte dispersion des estimations, qui semble liée notamment à une définition insuffisamment précise des écosystèmes étudiés ?
- comment prendre en compte le caractère évolutif des écosystèmes, qui doivent être considérés à la fois dans leur état instantané et dans leur « trajectoire » ? **Nous concluons à la nécessité de construire une typologie des « socio-écosystèmes » adaptée à la France, Outre-mer compris, et d'introduire une pondération prenant en compte leurs usages présents mais aussi leur potentiel d'utilisation à moyen terme (30-50 ans), à travers la notion de « valeur maximale plausible ».**
- comment agréger les valeurs des différents services écologiques d'un écosystème ou les services d'une mosaïque d'écosystèmes sur un territoire ? peut-on se contenter d'une simple addition ou faut-il pratiquer des pondérations plus complexes ?
- peut-on se limiter à l'utilisation d'une métrique rapportant les services à des unités de surface (euros par hectare et par an) ? Certains services ne sont pas proportionnels à la surface des écosystèmes, la surface à considérer est parfois très différente de la surface physique modifiée et la localisation des surfaces modifiées peut, à surface égale, conduire à des impacts très différents. **Il en résulte qu'une fixation de valeur de référence par unité de**

**surface ne constitue qu'un premier repère qui doit être affiné au cas par cas.** L'exemple de l'analyse économique de la « trame verte et bleue » prévue par le Grenelle de l'environnement est en particulier évoqué, car il montre bien les limites de cette approche.

Dans une quatrième partie, nous revenons sur la distinction proposée entre biodiversité « remarquable » et biodiversité « ordinaire », pour montrer les limites de l'analyse économique de la biodiversité remarquable. Les exemples des espèces animales emblématiques et des plantes d'intérêt pharmaceutique soulignent en effet l'imprécision et la faible robustesse des estimations de valeur monétaire proposées. **Nous concluons sur le fait que, dans l'état actuel des connaissances, l'utilisation de telles valeurs risque de complexifier plutôt que d'éclairer les débats sur la conservation de cette biodiversité remarquable.**

Nous abordons ensuite plusieurs exemples concrets : le cas des massifs coralliens, pour montrer l'importance des services écosystémiques de tels milieux et la légitimité d'investissements lourds pour les protéger ; celui des zones humides, pour montrer la nécessité d'études plus spécifiques de la situation française, puis celui des forêts tempérées, qui nous semble un bon cas d'école pour illustrer la démarche permettant, à partir d'un ensemble de données bibliographiques, de proposer des valeurs de référence pour les différents services écosystémiques de ces milieux.

En s'appuyant sur la typologie des services du *Millennium Ecosystem Assessment* et en analysant à chaque fois le rôle de la biodiversité dans la production de ces services, cette analyse nous conduit à proposer pour la France une valeur de référence moyenne de l'ordre de 970 €/ha x an pour l'ensemble des services forestiers pour lesquels des évaluations monétaires présentant une certaine robustesse pouvaient être réalisées (en fait un intervalle minimal de 500 à 2 000 euros selon l'intensité réelle des services). **Cette valeur est sensiblement plus élevée que celles publiées à ce jour mais cette étude montre surtout la nécessité de mieux évaluer certains services (en particulier les services de régulation et de protection contre les catastrophes naturelles) et de moduler fortement cette valeur en fonction des situations locales (caractéristiques de l'écosystème, mode de gestion, topographie, densité de population, accessibilité, etc.).** Nous esquissons ensuite une étude similaire dans le cas des prairies permanentes pour lesquelles, lorsqu'elles sont gérées de manière extensive, une valeur de référence de l'ordre de 600 €/ha x an pourrait être proposée.

Enfin, nous nous interrogeons sur la capacité de telles valeurs de référence à influencer sur des changements d'usage du territoire, en particulier sur la tendance actuelle à la réduction de certaines surfaces à couvert végétal permanent dont on connaît l'importance en matière de biodiversité (prairies, jachères). Nous montrons, en première analyse, que la rémunération effective des services écosystémiques liés à ces surfaces, en particulier dans le cadre des aides de la PAC, pourrait effectivement corriger, voire inverser les écarts de rentabilité entre les différents types de production, en particulier entre les cultures annuelles et les élevages à l'herbe. Toujours en première analyse, nous montrons qu'un prélèvement unique au titre de la perte définitive de ces services lié à un aménagement (par exemple la mise en place d'un parking goudronné) serait du même ordre de grandeur que les coûts de restauration d'écosystèmes similaires et permettrait donc d'alimenter de telles opérations. En revanche, **la capacité de tels prélèvements fondés sur l'estimation des services écosystémiques à influencer sur des opérations d'artificialisation lourde**

(urbanisation, infrastructures de transport) apparaît plus problématique, même si elle peut intervenir dans des arbitrages entre diverses options plus ou moins dommageables à la biodiversité. La question de la limite d'une approche économique par rapport à une approche réglementaire protégeant certains espaces est alors posée.

La suite du chapitre examine comment, à partir des cadrages généraux précédents, ces valeurs de référence pourraient à l'avenir être concrètement définies et surtout utilisées lorsqu'on quitte le calcul socioéconomique et qu'on envisage des mécanismes de rémunération, de compensation et d'échange.

En ce qui concerne la définition, il s'agit de préciser les dispositifs à mettre en place pour fixer ces valeurs de manière à ce qu'elles soient effectivement reconnues et acceptées comme telles par l'ensemble des acteurs concernés. **Nous insistons en particulier sur l'importance de cette « légitimité procédurale », dans un contexte où les données techniques sont complexes et fortement entachées d'incertitude et où la prise en compte du long terme reflétera au moins autant des choix politiques et éthiques que strictement économiques.**

En ce qui concerne l'utilisation de telles valeurs au-delà du calcul socioéconomique, le rapport discute en particulier la question de la légitimité et de l'opportunité de la rémunération des acteurs privés impliqués dans la production des services écosystémiques. **Nous montrons que si, sur un plan théorique, cette rémunération devrait se limiter à la seule rémunération du capital humain investi, des montants plus élevés pourraient être envisagés de manière pragmatique, dans une approche coût/efficacité.**

Enfin, le rapport présente une approche complémentaire possible, celle de la compensation écologique « service pour service ». Cette approche s'est développée aux États-Unis dans les années 1980 et se met peu à peu en œuvre dans l'Union européenne, dans le cadre de la directive sur la responsabilité environnementale. Nous soulignons les principales différences entre cette approche et celle de l'évaluation monétaire des services : pas de substitution possible avec d'autres éléments de bien-être (« *no net loss* »), possibilité d'établir des « équivalences en nature » sans passer par des valeurs monétaires, recherche prioritaire de compensations proches et portant sur des écosystèmes similaires aux écosystèmes impactés. **Nous concluons que, en particulier si l'échelle géographique de gestion est, comme nous le proposons, limitée, ces approches pourraient être plus pertinentes, plus opérationnelles – et peut-être moins conflictuelles – que celles fondées sur la monétarisation. Il apparaît donc souhaitable – et c'est d'ailleurs l'option actuellement retenue – de réserver les approches de monétarisation principalement au calcul socioéconomique *a priori* de l'opportunité d'investissements publics et de donner la priorité à ces approches non monétaires pour prendre en charge la compensation des impacts résiduels éventuels, une fois décidés de tels investissements.**

La question de la régulation des transactions susceptibles de s'effectuer en utilisant de telles unités d'équivalence en nature est ensuite discutée. Nous insistons sur la **nécessité d'une « autorité indépendante »** s'impliquant dans les décisions clés (autorisation de la transaction, désignation des bénéficiaires, validation des équivalences – monétaires ou non – utilisées). Nous plaidons également pour l'instauration d'espaces d'échange relativement locaux (régionaux ou infrarégionaux)

pour ces transactions, même si les règles de procédure devront être établies à l'échelle nationale, voire européenne.

## Conclusions et recommandations

Les **conclusions générales** insistent sur quatre points :

- quand on évoque aujourd'hui les enjeux socioéconomiques, on associe souvent ceux de l'érosion de la biodiversité et ceux du changement climatique. Cette association est légitime, dans la mesure où il s'agit d'enjeux d'égale importance et fortement interconnectés. Cependant, cela ne doit pas masquer le fait que l'érosion actuelle de la biodiversité est liée à de nombreux autres facteurs – modification et fragmentation des habitats, introduction d'espèces, pollutions – à l'œuvre depuis de nombreuses années. **Il importe donc de maîtriser le plus rapidement possible l'effet néfaste de ces facteurs pour permettre à la biodiversité d'affronter le défi du changement climatique et, si possible, de contribuer à en modérer l'ampleur et les impacts ;**
- en ce qui concerne l'état actuel des connaissances et les besoins de recherche, il existe certes des développements méthodologiques à encourager, mais on dispose déjà d'une panoplie assez large d'indicateurs biologiques et d'approches économiques mobilisables, dont on cerne assez bien l'intérêt et les limites. **Le principal défi est donc plutôt de disposer de données concrètes, pour l'ensemble du territoire national et à des échelles spatiales suffisamment précises, de l'état de la biodiversité et des services écologiques.** Ces données devront en outre être actualisées régulièrement et reliées à la mesure des pressions pouvant affecter ces ressources ;
- il est possible aujourd'hui, pour certains écosystèmes définis de manière assez large – par exemple les « forêts tempérées » ou les « prairies permanentes » – de proposer des estimations plus ou moins précises de la valeur économique d'un certain nombre de services écologiques qui leur sont associés. Transformer ces différentes informations en valeur de référence globale, en prenant en compte les imprécisions, les lacunes (absence d'évaluation de certains services), les spécificités locales, les perspectives à long terme d'utilisation de ces services et l'importance relative à donner aux différents services est un exercice qui ne peut se conduire sur des bases strictement techniques et objectives. **Cette fixation de valeurs de référence nécessite donc l'instauration de « procédures délibératives » dont les modalités et le niveau territorial pertinent seront à définir, mais qui devront assurer, notamment à travers le respect des critères de transparence et d'indépendance, la « légitimité sociale » nécessaire à l'utilisation concrète de telles valeurs ;**
- il apparaît souhaitable de poursuivre rapidement ces travaux en réalisant, sur le modèle de l'approche suivie pour les forêts tempérées, **des synthèses critiques des données disponibles pour les autres écosystèmes métropolitains et des départements et territoires d'Outre-mer**, en examinant en particulier la possibilité de fournir des données spatialisées, au moins à l'échelle départementale, de la valeur économique des différents services.

Le groupe de travail recommande donc :

1. d'étendre rapidement ce travail de synthèse critique et de spatialisation des données, en tenant compte des résultats, à venir, du MEA France ;
2. d'identifier (ou de créer si nécessaire) la structure permanente pluraliste fixant et actualisant régulièrement les cadres méthodologiques et les paramètres clés à utiliser par les opérateurs chargés d'élaborer les valeurs de référence ;
3. de définir de même les lieux et processus de décision responsables de l'application de ces valeurs de référence à des opérations concrètes et de la prise en compte d'autres aspects, en particulier des éléments de biodiversité remarquable ;
4. de préciser, notamment en termes d'indicateurs et d'échelle territoriale de référence, l'objectif national de stopper l'érosion de la biodiversité d'ici à 2010, et de définir éventuellement un nouvel objectif à moyen terme ;
5. de soutenir et développer les initiatives visant à faire connaître les enjeux socioéconomiques de la biodiversité auprès de différents publics.