Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes

Contribution à la décision publique

Bernard Chevassus-au-Louis, président du groupe de travail
Jean-Michel Salles, vice-président
Jean-Luc Pujol, rapporteur général

Rédacteurs principaux :
Sabine Bielsa, Bernard Chevassus-au-Louis, Gilles Martin, Jean-Luc Pujol, Dominique Richard, Jean-Michel Salles

2009

Centre d'analyse stratégique

Sommaire

(Voir table des matières détaillée en fin d'ouvrage)

Résumé ____ 5

Synthèse opérationnelle concernant l'élaboration de valeurs de référence ____ 7

Résumé analytique des chapitres ____ 11

Chapitre 1
Problématique générale ____ 25

Chapitre 2
Les enjeux socioéconomiques et politiques de la biodiversité ____ 34

Chapitre 3
L'approche juridique ____ 71

Chapitre 4
État des connaissances : concepts et indicateurs biologiques ____ 88

Chapitre 5
L'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques : bilan des connaissances scientifiques ____ 137

Chapitre 6
Synthèse des besoins de recherche ____ 259

Chapitre 7
Vers des valeurs de référence ____ 281

Chapitre 8
Conclusions générales ____ 358

Annexes ____ 367

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 2) 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 3 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 relatifs aux 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 4 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 5 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 6. 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 7 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 influer 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 (gènes, espèces, habitats, 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_2) 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 il 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 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 de 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 juge 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 resitue 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 microéconomiques 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 microéconomique *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 2 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 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 - « *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* »), 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 se demandent 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 placé 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 régalien (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 4 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 XIXe 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 XXe 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'équirépartition) 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 « multidimensionnel », 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 5 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 6 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, d'avoir ou non un impact sur 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 7 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 souligné 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 explicité. 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_2 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/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/an pourrait être proposée.

Enfin, nous nous interrogeons sur la capacité de telles valeurs de référence à influer 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 influer 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.

Chapitre 1

Problématique générale

1. Les termes de la saisine

Par lettre du 16 janvier 2008, annexée à ce rapport, le Premier ministre, sur proposition du ministre d'État, ministre de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (MEEDDAT), a demandé au secrétaire d'État auprès du Premier ministre chargé de la Prospective et de l'Évaluation des politiques publiques de :

1. *« 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 ;*
2. *Analyser les enjeux socioéconomiques de la diversité biologique en France, y compris dans les départements et collectivités d'Outre-mer ;*
3. *Proposer un cahier des charges pour d'éventuelles recherches ultérieures ;*
4. *Estimer les première 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 ».*

Les motivations de cette demande rappelaient que « *l'évolution de la biodiversité était au cœur des préoccupations environnementales de notre société* » et que le président de la République s'était engagé, dans le cadre des conclusions du Grenelle de l'environnement « *à ce que toutes les décisions publiques soient arbitrées dans le futur en intégrant leur coût pour la biodiversité* ». Dans son discours de clôture du Grenelle de l'environnement du 25 octobre 2007, le président de la République ajoutait en effet : « *Très clairement, un projet dont le coût environnemental est trop lourd sera refusé (…) Ce ne sera plus aux solutions écologiques de prouver leur intérêt. Ce sera aux projets non écologiques de prouver qu'il n'était pas possible de faire autrement*[1] ».

1 – Le projet de loi relatif à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement prévoit en son article 2 que les procédures de décisions publiques susceptibles d'avoir une incidence significative sur l'environnement seront révisées pour que soit apportée la preuve qu'une décision alternative plus favorable à l'environnement est impossible à un coût raisonnable.

Dans cette optique, la saisine mettait l'accent sur la nécessité de « *disposer d'éléments d'évaluation objective qui permettront de mieux prendre en compte la valeur de la biodiversité et les services rendus par les écosystèmes. Ces éléments d'évaluation pourront tendre vers la détermination de valeurs de référence qui pourraient guider le Gouvernement dans ses décisions* ».

Pour répondre à cette demande, le Centre d'analyse stratégique a mis en place un groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis et composé d'experts de la biodiversité, d'économistes, de représentants des syndicats, des associations d'environnement et de l'administration. Sa composition précise figure en annexe.

2. Une préoccupation émergente

Cette volonté de prise en compte de la dimension socioéconomique de la biodiversité et des écosystèmes s'inscrit dans une évolution, entamée depuis une vingtaine d'années, du contexte politique international, européen et national. On peut considérer que le point de départ emblématique de ces réflexions a été la Convention sur la diversité biologique (CDB), signée à Rio en 1992.

2.1. La CDB et ses prolongements

Ratifiée à ce jour par 168 pays (sur 191), la Convention sur la diversité biologique constitue la première convention internationale concernant globalement la diversité biologique. Son préambule affirme notamment que : « *la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique revêtent la plus haute importance pour la satisfaction des besoins alimentaires, sanitaires et autres de la population de la planète* ».

Les engagements pris dans le cadre de cette convention sont cependant peu contraignants et sont assortis de nombreuses formules de style donnant une large marge d'appréciation et de manœuvre aux États signataires. On en jugera par exemple dans le texte de l'article 6 :

> « *Chacune des parties contractantes, en fonction des conditions et moyens qui lui sont propres :*
>
> *a. élabore des stratégies, plans et programmes nationaux tendant à assurer la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique ou adapte à cette fin ses stratégies, plans ou programmes existants qui tiendront compte, entre autres, des mesures énoncées dans la présente Convention qui la concernent ;*
>
> *b. intègre, dans toute la mesure du possible et comme il convient, la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique dans ses plans, programmes et politiques sectoriels ou intersectoriels pertinents.* »

C'est dix ans plus tard, lors de la conférence de Johannesburg de 2002, qu'un engagement plus précis – et placé dans une logique d'obligation de résultats et non seulement de moyens – a été pris par les parties signataires, à savoir : « *parvenir d'ici à 2010 à une réduction significative du rythme actuel d'appauvrissement de la*

biodiversité aux niveaux mondial, régional et national à titre de contribution à l'atténuation de la pauvreté et au profit de toutes les formes de vie sur Terre ».

L'objectif français, qui reprend celui retenu par l'Union européenne, adopte la même échéance mais se veut plus ambitieux. Défini en 2004 dans le cadre de la « Stratégie nationale pour la biodiversité », il se propose de « *stopper l'érosion de la biodiversité d'ici à 2010* ».

Ces différents engagements affirment tous l'existence d'un lien fort entre biodiversité et développement : c'est le cas de la CDB, élaborée dans le cadre plus général de la Convention de Rio sur le développement durable ; c'est également le cas pour la France, puisque la Stratégie nationale pour la biodiversité est une composante de la Stratégie nationale du développement durable (SNDD), adoptée en juin 2003 par le gouvernement français. C'est pourquoi il est apparu de plus en plus nécessaire d'examiner plus précisément les dimensions économiques de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes.

2.2. Les directives européennes sur l'environnement

Il apparaît clairement aujourd'hui que plusieurs directives européennes relatives à l'environnement portaient en germe cette préoccupation d'évaluation économique, même si elles ne l'exprimaient qu'indirectement.

Dès 1985, la **directive 85/337/CEE** concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement ainsi que, plus tard, la **directive 2001/42 du 27 juin 2001** relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement sous-tendent des besoins d'évaluation, éventuellement monétaires, pour quantifier et mitiger des impacts sur la biodiversité et les écosystèmes.

La **directive 92/43 du 21 mai 1992**, dite directive Habitats, relative à la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages sur le territoire européen, génère elle aussi potentiellement des besoins d'évaluation, éventuellement monétaire, de la biodiversité à travers les articles 6.3 et surtout 6.4. En effet, ceux-ci stipulent :

> *Article 6.3. Tout plan ou projet non directement lié ou nécessaire à la gestion du site mais susceptible d'affecter ce site de manière significative, individuellement ou en conjugaison avec d'autres plans et projets, fait l'objet d'une évaluation appropriée de ses incidences sur le site eu égard aux objectifs de conservation de ce site (…).*
>
> *Article 6.4. Si, en dépit de conclusions négatives de l'évaluation des incidences sur le site et en l'absence de solutions alternatives, un plan ou projet doit néanmoins être réalisé pour des raisons impératives d'intérêt public majeur, y compris de nature sociale ou économique, l'État membre prend toute mesure compensatoire nécessaire pour assurer que la cohérence globale de Natura 2000 est protégée (…).*

Une évaluation complète, éventuellement monétaire, des services écosystémiques potentiellement affectés par l'aménagement peut donc s'avérer nécessaire pour définir de façon appropriée « l'intérêt public majeur ».

Dans le domaine des milieux aquatiques, la **directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE** offre un cadre global et intégré pour la gestion des eaux >

continentales, en vue de prévenir et réduire la pollution, promouvoir une utilisation durable de la ressource en eau, préserver les zones protégées, améliorer l'état écologique des écosystèmes aquatiques et mitiger les effets des inondations et sécheresses. Cette approche intégrée fait appel à une caractérisation de l'ensemble des fonctionnalités et des vulnérabilités des écosystèmes aquatiques, pouvant conduire à des besoins d'évaluation monétaire des services induits et du coût de leur dégradation. En outre, lorsque les États membres indiqueront qu'ils ne peuvent pas atteindre l'objectif de restauration du bon état écologique des masses d'eau, ils devront argumenter sur la base des disproportions de coût.

Plus récemment, la **directive 2004/35 du 21 avril 2004** sur la responsabilité environnementale, qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux, crée elle aussi de nouveaux besoins d'évaluation. Signalons également la **communication de la Commission européenne du 22 juin 2006** : « *Arrêter la perte de biodiversité en 2010 et au-delà – Maintenir les services écosystémiques pour le bien-être humain* ». Accompagnée d'une feuille de route en faveur de la biodiversité pour la prochaine décennie, elle reconnaît explicitement qu'une des forces motrices à l'origine de la perte de biodiversité est « *l'échec des gouvernements et de l'économie conventionnelle à reconnaître les valeurs économiques du capital naturel et des services écosystémiques* ». Il faut enfin citer la récente résolution du Parlement européen (2008/2210(INI), 3 février 2009) qui « *invite la Commission à définir les zones de nature vierge* », lui demandant de « *réaliser une étude sur la valeur et les avantages de la protection des zones de nature vierge* » et de « *concevoir une stratégie communautaire* » *ad hoc*.

On peut citer dans le même registre la réflexion entamée depuis plusieurs années par l'Union européenne autour de l'Eurovignette : actualisant une directive de 1999, la directive 2006/38 du 9 juin 2006 ouvre aux États membres la possibilité, facultative, d'instaurer une taxe ou une redevance sur l'usage par les poids lourds des infrastructures routières du réseau européen de transport. Conformément aux règles d'harmonisation définies par la directive, les États membres ont la possibilité de différencier les péages en fonction du type de véhicules, de sa catégorie d'émissions (classification « EURO »), du degré de dommages qu'il occasionne aux routes, ainsi que du lieu, du moment et du niveau de l'encombrement. Actuellement, seules trois « externalités négatives » ont ainsi été identifiées (la pollution atmosphérique, le bruit et la congestion) et les débats sont vifs autour de l'absence de prise en compte d'autres impacts, en particulier sur le climat et la biodiversité[1]. En France, les péages autoroutiers répondent à cette directive et les calculs réalisés par le MEEDDAT montrent que les poids lourds couvrent leur coût complet sur le réseau autoroutier concédé, compte tenu du péage auquel ils sont soumis. Cependant, ces calculs n'intègrent pas d'évaluation chiffrée de la perte de biodiversité, en l'absence de méthode d'évaluation. Soulignons également que, depuis 2001, la Suisse, qui n'est pas tenue au respect de cette directive, a appliqué une « redevance sur les poids lourds liée aux prestations » (RPLP) prenant en compte de tels impacts[2].

1 – Un rapport sur les méthodes d'estimation de ces différents impacts a été produit récemment à la demande de l'Union européenne : Mailbach M. *et al.* (2008), *Handbook on Estimation of External Costs in the Transport Sector*, CE Delft, Netherland.
2 – L'estimation des coûts externes des transports routiers pour l'année 2005 est de 9,3 milliards de francs suisses, dont 687 millions pour les impacts sur la nature et les paysages (source : Office fédéral du développement territorial ARE).

Enfin, au niveau national, l'obligation d'accompagner à partir de septembre 2009 chaque projet de loi d'une étude d'impact environnemental[1] est en cours de discussion et constitue une autre illustration de cette volonté d'évaluation *a priori* des impacts des politiques publiques.

2.3. Les travaux méthodologiques

Pour répondre à ces attentes, plusieurs travaux à caractère méthodologique ont été initiés dans diverses instances.

Ainsi, dès 2001, dans le cadre du mandat qui lui avait été assigné par les ministres de l'environnement de l'OCDE, et conformément à la décision IV/10 de la Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique, le **groupe de travail de l'OCDE sur les aspects économiques de la biodiversité** concentrait son second guide méthodologique sur la question de la monétarisation de la biodiversité[2]. Ce guide recensait en particulier neuf cadres et objectifs politiques possibles d'évaluation, éventuellement monétaire, de la biodiversité :

— démontrer la valeur de la biodiversité, tant morale qu'esthétique, économique et écologique pour une meilleure prise de conscience de la société ;
— déterminer les dommages liés à la perte de biodiversité : aspects de responsabilité environnementale ;
— réviser les comptabilités économiques nationales ;
— fixer des montants de taxes et amendes ;
— faciliter la prise de décision pour la planification de l'usage des sols : encourager une agriculture ou une sylviculture durables, priorités pour l'établissement de zones protégées ;
— démontrer le coût des invasions biologiques en vue de mieux les prévenir ;
— limiter ou bannir le commerce des espèces en danger ;
— évaluer les impacts sur la biodiversité des investissements liés aux infrastructures routières, aéroportuaires, résidentielles ;
— fixer des objectifs prioritaires de conservation de la biodiversité dans un contexte de budget limité.

Cette liste peu structurée montre clairement que les besoins en termes d'évaluation économique de la biodiversité (et des écosystèmes) sont de natures très différentes et impliquent des prises de décision et d'action à des niveaux variés.

Un tournant majeur dans cette réflexion méthodologique a été le ***Millennium Ecosystem Assessment*** **(MEA)**, qui s'est déroulé de 2001 à 2005 et a mobilisé 1 360 experts de 95 pays. Cette étude, sur laquelle nous reviendrons amplement, faisait suite aux travaux du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), qui avait identifié les menaces pesant sur les écosystèmes suite aux changements climatiques et recherchait clairement une approche

1 – Article 7 du projet de loi organique relatif à l'application des articles 34-1, 39 et 44 de la Constitution après la première lecture par l'Assemblée nationale et le Sénat.
2 – OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité. Guide à l'intention des décideurs*, OCDE Publications, Paris, 177 p.

politique analogue à celle du changement climatique. Publié en 2005, le rapport du MEA a popularisé la notion de service des écosystèmes et a proposé pour différents écosystèmes des évaluations économiques de ces services.

Ces travaux du MEA ont depuis été repris et confortés dans des analyses régionales, nationales et locales. Le MEEDAT a ainsi initié en 2008 une démarche similaire pour la France, pour parvenir à des conclusions nationales sur l'état, les biens et services rendus par les écosystèmes, la valeur de ces services et leur contribution aux activités humaines, qu'elles soient productives, sociales ou culturelles. De même, l'Agence européenne pour l'environnement a lancé en 2006 le projet « ***European Ecosystem Assessment*** **(EURECA)** », qui reprend le cadre logique du MEA et sa typologie des services rendus par les écosystèmes, ainsi que les indicateurs sur la biodiversité « Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI) », mais qui est plus détaillé et plus orienté vers les politiques que le MEA. La publication des résultats est prévue pour 2012.

Enfin, le **processus TEEB** (« *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* »), initié en mars 2007 durant la présidence allemande du G8 à Potsdam et coordonné par l'économiste Pavan Sukhdev, vise pour sa part à évaluer le coût global, pour la société, de la dégradation de la biodiversité et des services écosystémiques. Il se situe donc à la fois dans la continuation des travaux du MEA et dans l'optique de la « *Stern Review of the Economics of Climate Change* », publiée en 2006 et qui avait conduit un travail similaire sur le coût global du changement climatique et sa mise en balance avec les coûts de lutte contre ce changement. Un rapport intérimaire a été publié à l'été 2008 et le rapport définitif est attendu début 2010.

Un tout autre cadre politique engendrant un besoin d'évaluation de la biodiversité et des écosystèmes est celui offert par la révision en cours du **système de l'ONU de comptabilité environnementale économique intégrée (SEEA)**. L'un des objectifs est d'y intégrer les écosystèmes et leurs services en tant que capital ou actif naturel. Au niveau français, la **Commission des comptes et de l'économie de l'environnement (CCEE)**[1] a été constituée selon le modèle des autres commissions sectorielles (transport, tourisme, agriculture, etc.). Elle a pour mission principale d'examiner et d'approuver le *Rapport annuel sur les comptes de l'économie de l'environnement* réalisé par l'Institut français de l'environnement (IFEN)[2]. Ces comptes de l'économie de l'environnement constituent actuellement un compte « satellite » de la Comptabilité nationale et sont essentiellement fondés sur une comptabilisation des dépenses de protection et de mise en valeur de l'environnement. À terme, les comptes de la dépense pour l'environnement, qui forment le noyau des comptes de l'économie de l'environnement, sont destinés à faire partie intégrante du SEEA.

On peut rattacher à cette préoccupation l'instauration en 2008 par le président de la République de la « Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social », présidée par le prix Nobel d'économie Joseph Stiglitz. Cette commission a en effet pour mandat d'identifier les limites du PIB comme indicateur de progrès dans une optique de développement durable, prenant en compte les impacts négatifs sur l'environnement.

1 – Missions définies à l'article D.133-35 du code de l'environnement.
2 – Devenu en novembre 2008 le SOeS (Service de l'observation et des statistiques) du MEEDDAT.

3. Les deux niveaux d'approche et le cadrage du rapport

Il apparaît possible, mais surtout nécessaire, de distinguer dans ces différents travaux deux grands registres de préoccupation et d'action publique :

— **une finalité « macroéconomique »** : on cherche à approcher la valeur de la biodiversité et des services des écosystèmes à l'échelle d'un pays, de grands ensembles biogéographiques, voire de l'ensemble de la planète, à fixer des objectifs globaux et à élaborer des instruments de gestion et de gouvernance à ce niveau. Ces instruments supposent souvent une forte implication des pouvoirs publics : grandes conventions internationales (par exemple sur le partage des avantages liés à l'utilisation de la biodiversité), grandes infrastructures écologiques.

  Cette approche est de même nature que celle qui, dans le cas des gaz à effet de serre, aborde la question des conséquences globales des changements climatiques. C'était l'objectif central du rapport Stern, que l'on retrouve donc dans le processus TEEB. Se rattachent également à cette préoccupation macroéconomique les questions de comptabilité environnementale ou d'analyse critique du PIB ;

— **une finalité « microéconomique »** : **comment internaliser dans le coût de chaque projet ou action locale ses impacts sur la biodiversité**, pour que l'évaluation socioéconomique de sa rentabilité en tienne compte sur des bases cohérentes au niveau national ? C'est l'analogue strict de la démarche de l'Eurovignette ou du rapport « Boiteux II » du Commissariat général du Plan (2001), qui proposait des valeurs de référence à intégrer dans les évaluations pour le bruit ou les pollutions, comme pour le temps gagné ou le carbone émis ou économisé. Ce rapport était totalement muet sur la biodiversité (qui n'était même pas citée dans les travaux à approfondir…), ce qui revenait à compter sa valeur pour nulle dans le calcul socioéconomique servant à l'optimisation des décisions, en particulier d'infrastructures.

La saisine du Premier ministre se rattache clairement à cette seconde préoccupation, même si les « décisions publiques » évoquées ne concernent pas uniquement les projets d'infrastructures. **C'est donc dans ce domaine microéconomique que le groupe de travail a concentré ses analyses, tout en prenant en compte le fait que l'ensemble de ces décisions microéconomiques devait être cohérent avec les objectifs globaux de conservation de la biodiversité, et en particulier celui de stopper d'ici à 2010 l'érosion de la biodiversité**. Cet objectif implique en particulier 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**.

Une autre distinction qu'il semble utile de faire est celle entre les préoccupations *ex-ante*, lorsqu'il s'agit d'examiner un projet – ou diverses variantes d'un projet – en termes d'effets sur la biodiversité, et les préoccupations *ex-post*, quand on est face à un dommage volontaire ou fortuit qu'on cherche à évaluer et, éventuellement, à faire prendre en charge par ceux qui en sont à l'origine.

Ces deux questions sont sensiblement différentes, en particulier parce que, dans le second cas, l'estimation de la « réparation », notamment dans les décisions de justice, peut intégrer principalement des notions de « réprobation sociale » ou de « préjudice moral » comme fondements de l'évaluation. Cela ne signifie pas, comme nous le verrons, que ces considérations (et d'autres considérations non économiques) soient irrecevables dans les analyses *ex-ante*.

L'essentiel de ce rapport s'est placé dans une optique *ex-ante*, c'est-à-dire dans l'optique d'une fixation de valeurs de référence permettant d'intégrer la biodiversité dans l'instruction des choix publics. Mais il nous a semblé utile de jeter également un regard sur les approches *ex-post*. C'est pourquoi nous avons cherché à préciser comment le droit abordait ces questions et en particulier les approches qu'il utilisait pour fixer des valeurs économiques aux préjudices liés à l'environnement. C'est à ce titre que nous examinerons également les approches actuelles de la compensation pratiquée à l'étranger, et qui commencent à se développer en France.

4. Les grandes étapes du rapport

Le texte intégral de la saisine et la composition du groupe de travail sont donnés en annexe.

S'appuyant sur le canevas des quatre questions posées, la progression retenue a été la suivante :

- il est apparu tout d'abord nécessaire (chapitre 2) de rappeler les enjeux socioéconomiques majeurs que représentent la biodiversité et les services écosystémiques non seulement aujourd'hui mais pour l'avenir, en insistant sur la forte responsabilité de la France dans ce domaine. Le chapitre 3 présente ensuite comment le droit s'est progressivement saisi de ces problématiques et comment il les a traitées ;
- un développement important a été jugé utile pour présenter les concepts scientifiques impliqués dans les notions de biodiversité, de services écosystémiques et les liens entre ces deux notions (chapitre 4). Ce chapitre présente également les différents indicateurs qui peuvent être utilisés pour décrire l'état de la biodiversité, son évolution et les pressions qui pèsent sur elle. Il s'achève par la présentation des hypothèses retenues par le groupe pour permettre une articulation entre les concepts biologiques et l'analyse économique ;
- le chapitre 5 fait le bilan des connaissances scientifiques dans le domaine de l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité. Sa première section pourra être éludée par les spécialistes de ces disciplines mais le groupe de travail a estimé nécessaire, compte tenu des débats sur la légitimité même de l'approche économique dans ce domaine, de revenir sur les bases de la théorie économique de la valeur. Ce chapitre présente ensuite les extensions du cadre d'analyse nécessaires pour appréhender la biodiversité, puis les différentes méthodes qui ont été développées pour approcher la valeur de biens ne faisant pas l'objet d'échanges marchands directs, enfin,

les principaux résultats publiés relatifs aux composantes de la valeur de la biodiversité. Il se conclut en rappelant les apports de plusieurs initiatives institutionnelles récentes en lien avec l'objet de ce rapport ;

– faisant suite à ces deux chapitres sur « l'état de l'art », le chapitre 6 présente les principaux enjeux de recherche identifiés par le groupe au cours de ses travaux ;
– s'appuyant sur ces approches théoriques, le chapitre 7 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. Il propose plusieurs illustrations concrètes, en particulier dans le cas des forêts tempérées et examine en quoi l'utilisation de ces valeurs peut influer 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 aux quatre questions de la saisine, et proposent quelques pistes et recommandations pour l'utilisation et la poursuite de ce travail.

Indiquons d'emblée que, conformément à sa lettre de mission, le groupe s'est essentiellement attaché à la question de **l'élaboration** des valeurs de référence. **Il n'a en revanche posé que quelques jalons – qui lui semblaient particulièrement importants – pour cerner le champ et les modalités possibles d'utilisation de ces valeurs. Il considère cependant que la manière dont l'action publique, à travers ses différents instruments (réglementations, taxes, incitations, etc.), intégrera ces approches et les combinera à d'autres considérations est cruciale et devra donc être explorée et clarifiée.**

Le groupe est en effet unanime à considérer qu'il ne serait pas acceptable que l'utilisation pratique des approches qu'il a accepté d'explorer se traduise, paradoxalement, par une moindre prise en compte des enjeux de conservation et d'utilisation durable de la biodiversité et des services des écosystèmes, enjeu dont l'importance est aujourd'hui largement reconnue.

Chapitre 2

Les enjeux socioéconomiques et politiques de la biodiversité

1. Pourquoi la biodiversité est-elle si importante pour la société ?

1.1. La biodiversité, fruit d'interrelations du monde vivant

Si les définitions du néologisme « biodiversité » sont nombreuses et variées, l'étendue de sa signification pour la société est immense. Il s'agit en fait de considérer la « *totalité des êtres vivants en interaction, y compris les micro-organismes et les services rendus par les écosystèmes* » (Babin *et al.*, 2008). La biodiversité d'aujourd'hui résulte de milliards d'années d'évolution, formée par les processus naturels, subissant, de plus en plus et de façon considérablement accélérée depuis les cinq dernières décennies, l'influence de l'Homme. **La biodiversité et les écosystèmes au sein desquels elle s'exprime fournissent un grand nombre des biens et services qui soutiennent la vie humaine** : les aliments, les combustibles et les matériaux de construction ; la purification de l'air et de l'eau ; la stabilisation et la modération du climat de la planète ; la modération des inondations, des sécheresses, des températures extrêmes et des forces éoliennes ; la génération et le renouvellement de la fertilité des sols ; le maintien des ressources génétiques qui contribuent à la variété des cultures et à la sélection des animaux, des médicaments, et d'autres produits ; et des avantages culturels, récréatifs et esthétiques.

À l'échelle globale, **la biodiversité doit être considérée « *dans ses rapports avec les enjeux majeurs que sont par exemple la réduction de la pauvreté, la sécurité alimentaire et l'approvisionnement en eau potable, la croissance économique, les conflits liés à l'utilisation et à l'appropriation des ressources, la santé humaine, animale et végétale, l'énergie et l'évolution du climat***. *Cette vision implique de lier biodiversité et bien-être humain dans l'esprit de la réalisation des objectifs du millénaire pour le développement* » (Babin *et al.*, 2008 ; PNUD, 2004). Dans un monde en profonde mutation sous l'effet de changements accélérés d'usage des sols et du climat, des bouleversements des sociétés humaines dans leur relation à leur environnement, la biodiversité est désormais reconnue comme

« l'assurance-vie de la vie elle-même » (McNeil et Shei, 2002). Les Nations unies en faisaient le thème de leur Journée internationale de la biodiversité, le 22 mai 2005, sous le slogan « **La biodiversité, une assurance-vie pour notre monde en changement** ».

Ainsi la biodiversité n'est plus uniquement vue – loin s'en faut – à travers le prisme de la conservation de la nature pour elle-même ou de la sauvegarde de certaines espèces emblématiques. Les sociétés humaines, même les plus développées, ont pris conscience de l'interaction entre l'humanité et la biodiversité dont elle fait partie.

***Interaction et dynamique endogène* sont les maîtres mots de la vie**. Il nous faut interagir pour coopérer, pour procréer, pour modifier l'environnement dans lequel nous évoluons et pour nous adapter à ses évolutions naturelles. De même, l'interaction avec l'ensemble du monde vivant nous est vitale : nous ne consommons que des organismes vivants, légumes, fruits, viandes et coopérons avec des organismes vivants pour obtenir tous les produits issus de fermentations : bière, vin, fromage, saucisson entre autres. Notre habitat est largement constitué de matériaux issus du vivant. Les énergies fossiles et les calcaires sont aussi un legs de la biodiversité d'autrefois, tout comme notre atmosphère. Notre santé est très dépendante de la biodiversité. Il est ainsi estimé que les trois quarts de la population mondiale dépendent de remèdes naturels traditionnels. En Chine, parmi les 30 000 espèces de plantes supérieures recensées, plus de 5 000 sont utilisées à des fins thérapeutiques. Près de la moitié[2] des médicaments synthétiques sont dérivés de sources naturelles et, parmi les médicaments anticancéreux, 42 % sont d'origine naturelle (Newman et Cragg, 2007).

La principale difficulté, s'agissant d'apprécier les enjeux socioéconomiques de la biodiversité, est d'abord d'identifier toute l'étendue de sa présence dans la vie quotidienne des humains : elle est partout, de l'alimentation à la digestion, de la préservation de la peau à l'industrie chimique. Une difficulté supplémentaire est le caractère dynamique de la biodiversité, qui oblige à prendre en compte le paramètre temps-durée.

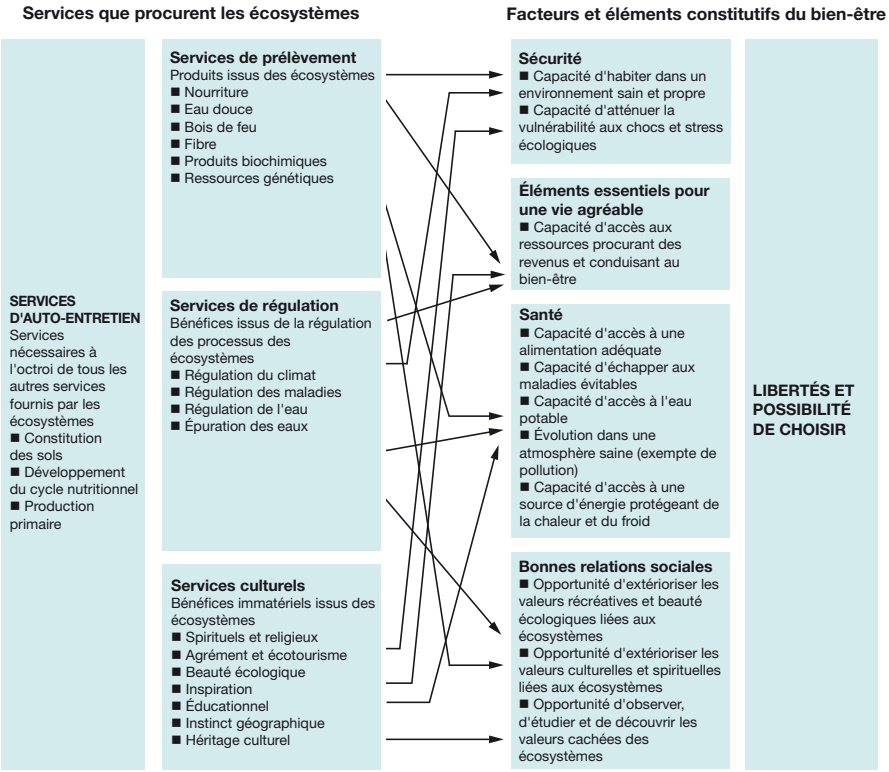
1.2. La biodiversité, un support à des services écosystémiques

L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005a), publiée en 2005, a eu un impact considérable, qui tient d'abord à la proposition d'un cadre commun de réflexion sur les écosystèmes en lien avec le bien-être social, à la définition du concept de « service écosystémique », aussi appelé « service écologique » (les humains utilisent les propriétés des écosystèmes librement), et à l'élaboration d'une typologie de ces services écologiques.

Les services écosystémiques résultent des interactions entre organismes qui façonnent les milieux et leur fonctionnement au sein des écosystèmes. La purification de l'air ou de l'eau, le stockage du carbone, la fertilité des sols sont autant de services résultant non d'organismes, mais d'interactions. À chaque type d'écosystèmes (forêts, zones humides, prairies, coraux, etc.) correspondent des fonctions et des services différents, eux-mêmes dépendant de la santé de l'écosystème, des pressions qui s'exercent sur lui mais également de l'usage qu'en font les sociétés dans un contexte biogéographique et géoéconomique donné (voir sections 4. et 6.3.). Les sociétés humaines utilisent les écosystèmes et, de ce fait, les modifient localement et globalement. En retour, ces sociétés ajustent leurs

usages aux modifications qu'elles perçoivent. Cette interaction dynamique caractérise ce qu'il est convenu d'appeler des **socio-écosystèmes** (Walker *et al.*, 2002).

Figure 2-1 : Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être de l'Homme



Source : Millennium Ecosystem Assessment, *2005*

De même, la perception et l'usage des services écosystémiques dépendent largement de l'échelle considérée. Par exemple, le bénéfice tiré des produits non ligneux d'une forêt, tels que baies et champignons, relève plutôt d'un intérêt local ou régional – même si parfois les collectes se font dans le cadre d'une lourde organisation employant une main-d'œuvre non qualifiée – , alors que l'importance de la forêt en tant que puits de carbone relève d'enjeux globaux. Une étude réalisée à la demande du Département britannique pour l'environnement, l'alimentation et les affaires rurales (EFTEC, 2005) sur les valeurs économiques, sociales et écologiques des services écologiques, met l'accent sur cette notion d'échelle quant à la perception des services rendus par des écosystèmes. Menée sur la base d'une synthèse bibliographique de nombreux cas d'études collectés au niveau international, l'étude classe les services écologiques liés à trois grands types d'écosystèmes (forêts, zones humides, agro-écosystèmes), en fonction de leurs valeurs d'usage par rapport à trois niveaux de bénéficiaires : niveaux local, régional/national et global (voir tableaux 2-1, 2-2 et 2-3). **L'intrication des échelles associées aux services écosystémiques complexifie ainsi l'attribution de valeurs monétaires aux biens et services écosystémiques**.

Tableau 2-1 : Valeur économique totale des biens et services forestiers

	Biens et services	Local	Régional	Global
Utilisation directe	Produits de la forêt			
	Bois	X	X	X
	Charbon de bois	X		
	Produits non ligneux	X		
	Ressources génétiques			
	Médecine traditionnelle	X	X	X
	Pharmacologie	X	X	X
	Recherche	X	X	X
	Récréation et tourisme	X	X	X
Utilisation indirecte	Régulation des précipitations locales		X	
	Régulation des inondations et de l'alimentation en eau	X	X	
	Contrôle de l'érosion des sols	X	X	
	Stockage et séquestration de carbone			X
	Santé	X		
Options	Utilisation future directe et indirecte des biens et services mentionnés ci-dessus	X	X	X
Non-usage	Savoirs traditionnels et culture	X	X	X

Source : EFTEC-DEFRA 2005 (adapté)

Tableau 2-2 : Valeur économique totale des biens et services liés aux zones humides

	Biens et services	Local	Régional	Global
Utilisation directe	Élevage/Cultures	X	X	
	Pêche	X	X	
	Fibres pour construction, production artisanale et bois de chauffe	X		
	Chasse au gibier d'eau et autres animaux sauvages	X	X	
	Valeur esthétique des zones humides, récréation	X	X	X
Utilisation indirecte	Régulation des tempêtes		X	
	Rétention des crues et régulation des flux	X	X	
	Recyclage des sédiments et des nutri-ments – amélioration de la qualité de l'eau	X	X	
	Contrôle de l'érosion par la végétation	X	X	
	Séquestration du carbone – mitigation des changements climatiques			X
Options	Utilisation future directe et indirecte des biens et services mentionnés ci-dessus	X	X	X
Non-usage	Valeurs d'existence, d'héritage et valeurs altruistes des habitats et espèces liées aux zones humides. Savoirs traditionnels et culture ; traditions	X	X	X

Source : EFTEC-DEFRA 2005 (adapté)

Tableau 2-3 : Valeur économique totale des biens et services liés aux agrosystèmes

	Biens et services	Local	Régional	Global
Utilisation directe	Cultures/Nourriture	X	X	X
	Élevage/Nourriture	X	X	X
	Aménités des paysages agricoles	X	X	
Utilisation indirecte	Contrôle des pestes et maladies	X	X	
	Processus liés aux sols			
	- processus de minéralisation	X	X	
	- maintien de la structure des sols et de la porosité	X	X	
	- maintien de la fertilité des sols	X	X	
	Pollinisation	X	X	
	Cycle des éléments nutritifs	X		
	Séquestration du carbone			X
	Quantité et qualité de l'eau	X		
	Diversité génétique	X	X	X
Options	Utilisation future directe et indirecte des biens et services mentionnés ci-dessus	X	X	X
Non-usage	Savoirs traditionnels et culture ; traditions	X	X	X

Source : EFTEC-DEFRA 2005 (adapté)

Nombre d'études voient le jour sur l'importance de la biodiversité en tant que support à des services écosystémiques et par là même, le coût pour la société d'une perte de cette biodiversité.

a. Coûts de l'effondrement des pêcheries maritimes

Les travaux menés par le Centre de recherche sur les pêches de l'université de Colombie Britannique montrent l'impact de l'effondrement des pêcheries au niveau mondial, tant d'un point de vue économique, d'emploi que de santé (Pauly *et al.*, 1998, 2003). L'accès libre et les subventions perverses sont des éléments clés pour expliquer cet effondrement, avec une surexploitation de plus du quart des pêcheries maritimes mondiales et des seuils maximum atteints pour la moitié. Les risques sont considérables en termes économiques, puisque cette activité représente un revenu de près de 100 milliards de dollars US par an et 27 millions d'emplois, mais surtout en matière de santé publique car, pour plus d'un milliard d'humains, le poisson représente l'unique ou la principale source de protéine animale, notamment dans les pays en développement.

b. Importance de la biodiversité pour la pollinisation

Une récente étude publiée dans la revue *Ecological Economics* (Gallai N. *et al.*, 2009), basée sur une large revue bibliographique de la dépendance des principales cultures nourricières aux pollinisateurs et sur des données 2007 de la FAO, a permis d'établir la valeur de service des pollinisateurs à 150 milliards d'euros. Les principales cultures concernées sont les fruits pour 50 milliards, les légumes, 50 milliards, et les oléagineux, 39 milliards. La valeur moyenne des cultures dépendantes des pollinisateurs (760 euros la tonne) est bien supérieure à celle des cultures non dépendantes comme les céréales et la canne à sucre (150 euros la tonne). En cas de disparition des pollinisateurs, les équilibres

alimentaires mondiaux seraient profondément modifiés pour les fruits, légumes et stimulants (café, cacao). Les régions importatrices comme l'Union européenne seraient particulièrement touchées.

Au-delà des pollinisateurs domestiques tels que l'abeille domestique *Apis mellifera*, les pollinisateurs sauvages que sont les abeilles sauvages, les papillons diurnes et nocturnes, les guêpes mais également certains oiseaux et chauves-souris jouent un rôle crucial pour cette production agricole (Klein *et al.*, 2007 ; Balmford *et al.*, 2008). En outre, ces pollinisateurs sont importants pour la flore sauvage qui joue un rôle dans le maintien d'autres services écosystémiques.

c. Risques sanitaires liés aux perturbations des écosystèmes

La perte de biodiversité introduit de profonds changements dans l'équilibre des interactions au sein des communautés d'espèces, notamment dans les relations proies-prédateurs, hôtes-parasites, relations symbiotiques, mais également interactions entre agents pathogènes, vecteurs et hôtes. Les agents pathogènes de maladies infectieuses font partie intégrante d'écosystèmes, au sein de réseaux complexes avec d'autres organismes qui en gouvernent l'émergence, la transmission et la propagation. Rappelant que dans 60 % des maladies humaines infectieuses, les agents pathogènes ont vécu et se sont développés sur d'autres organismes avant d'atteindre l'homme, Molyneux *et al.* (2008) montrent les conséquences directes de la perte de biodiversité liée à la dégradation des écosystèmes dans la propagation de ces maladies.

Des expériences convergentes effectuées au Brésil et aux États-Unis prouvent que la biodiversité est un facteur important d'inhibition de nombreuses maladies (leishmaniose, maladie de Chagas, maladie de Lyme, etc.). À l'opposé, la destruction des milieux est un facteur favorisant la propagation de ces maladies (Laffitte et Saunier, 2007).

1.3. La biodiversité comme support des agricultures durables

Les modes d'agriculture et d'élevage intensifs qui se sont développés dans la seconde moitié du XXe siècle pour répondre à l'augmentation des besoins alimentaires mondiaux pourraient, en apparence, être considérés comme peu dépendants de la biodiversité : ils se caractérisent par une faible diversité spécifique (monoculture), génétique (variétés homogènes) et écologique (environnement homogénéisé permettant des économies d'échelle). Outre que cette apparence est trompeuse – il suffit de rappeler qu'ils utilisent, souvent à l'excès, des produits de la biodiversité passée, qu'il s'agisse du pétrole et du gaz naturel, des phosphates ou des ressources génétiques sauvages nécessaires à la création des variétés modernes – **il devient clair aujourd'hui que ces systèmes intensifs vont rencontrer au cours du XXIe siècle de nombreuses limites de durabilité**.

Ces limites tiennent en particulier à leurs impacts environnementaux, au renchérissement inévitable des intrants (eau, engrais, énergie) et à leur acceptabilité par la société. En outre, les attentes à l'égard de l'agriculture se sont fortement modifiées : si l'objectif d'accroître la production alimentaire au niveau mondial (doublement d'ici à 2050) demeure prégnant, la diminution des actifs agricoles liée à la mécanisation, qui a alimenté l'essor de

l'industrie et des services dans les pays développés au cours du XXe siècle, n'apparaît guère souhaitable, et même à éviter dans les pays en développement. En revanche, au-delà de la maîtrise de ses impacts, **une contribution positive de l'agriculture à la production des services écologiques que nous venons d'évoquer est désormais fortement souhaitée**, du fait de la prédominance des activités agricoles (y compris l'élevage et la foresterie) dans la gestion des territoires.

La construction de nouvelles agricultures, productives au sens à la fois économique, social et environnemental du terme, est donc un enjeu majeur pour les années à venir. **Ces nouvelles agricultures devront à l'évidence se refonder sur une compréhension fine et une utilisation pertinente de la biodiversité** : conception et création de peuplements végétaux ou animaux plus diversifiés (mélanges de variétés ou d'espèces) pour mieux tirer parti des ressources du milieu ou lutter contre les maladies et les ravageurs, réorganisation des paysages pour mieux conserver les ressources en eau, lutter contre l'érosion ou entretenir une biodiversité utile, gestion de la biologie des sols pour utiliser au mieux les éléments fertilisants sont quelques exemples de ces nouvelles approches (voir Griffon, 2006, ou Chevassus-au-Louis et Griffon, 2007) qui devront mobiliser de plus en plus la recherche, la formation et le développement agronomique au niveau mondial.

La récente synthèse collective sur le thème « Agriculture et biodiversité, valoriser les synergies » (Le Roux *et al.*, 2008), réalisée à partir de l'analyse de plus de 2 000 références bibliographiques, montre comment **la biodiversité est à la base de trois niveaux de services pour l'agriculture** :

- les services contribuant directement au revenu agricole tels que rendements, qualité des produits. Ainsi, dans les prairies, il est possible de profiter des complémentarités fonctionnelles entre espèces, notamment avec des légumineuses qui fixent l'azote de l'air, ou par rotations culturales. La diversité botanique des prairies et parcours a un effet avéré de stimulation de l'appétit (et donc de l'ingestion) des herbivores domestiques. En outre, la présence de certaines espèces prairiales peut améliorer la qualité organoleptique des fromages ;
- les services contribuant au bon fonctionnement des agro-écosystèmes par :
  - des contrôles biologiques (rôle des ennemis naturels des ravageurs, des pollinisateurs…). Les abeilles et les syrphes constituent des groupes d'insectes clés pour ce type de services. Le maintien de populations « sources » nécessite en particulier un contexte paysager favorable, alliant l'hétérogénéité des tailles et de la nature des parcelles et la présence d'habitats semi-naturels ;
  - la fourniture de ressources aux plantes (fertilité, stabilité physique du sol), c'est-à-dire les conditions d'alimentation en eau et en éléments minéraux des cultures, assurés par la biodiversité de la faune et des micro-organismes du sol, mais aussi par celle de la flore ;

– les services hors revenu agricole direct : limitation des pollutions des nappes phréatiques, régulation du climat (stockage du carbone par les prairies par exemple), façonnement des paysages, supports du tourisme rural.

L'intégration de la notion de services agro-écosystémiques, rejoignant celle de multifonctionnalité des agro-écosystèmes, est au cœur de la réflexion pour le paiement des services écosystémiques aux agriculteurs telle que promue par la FAO (FAO, 2007).

1.4. La biodiversité comme support d'une nouvelle « biotechnologie »

Le rapport au Parlement et au Sénat des sénateurs P. Laffitte et C. Saunier (2007) le martèle : « **La valorisation durable de la biodiversité est une nécessité, mais aussi une chance à saisir. La biodiversité peut être un des supports du changement de notre mode de développement économique, rendu inéluctable par les crises climatiques et énergétiques qui s'annoncent** ». Leur analyse porte en particulier sur le constat :

– des services rendus par les écosystèmes ;
– du réservoir de biens à explorer, en tant que boîte à outils d'une quatrième révolution industrielle fondée sur la biomimétique, la bio-inspiration, la valorisation de la biodiversité bactérienne et la bioprospection.

La biomimétique consiste à repérer un comportement remarquable, à comprendre la relation comportement/structure, à imiter cette structure pour élaborer des matériaux durables de façon rapide et à moindre coût. Des exemples d'application industrielle sont (Benyus, 2002) :

– le développement d'une peinture extérieure autonettoyante inspirée des propriétés étonnantes de la surface de la feuille de lotus (la saleté n'y adhère pas). L'eau de pluie suffit pour que la surface peinte conserve son éclat initial, les nettoyants chimiques deviennent inutiles ;
– des surfaces antifriction adaptées aux systèmes électriques modernes, inspirées de la peau étonnamment glissante du poisson des sables, un lézard de la péninsule arabique ;
– un système de récupération d'eau permettant aux bâtiments de capter dans l'air humide l'eau nécessaire à leurs propres besoins. Ce système s'inspire de la manière dont le scarabée du désert de Namibie récupère l'eau des brouillards côtiers ;
– un emballage biodégradable qui imperméabilise la tuyauterie en imitant la façon dont une grenouille des déserts australiens maintient autour d'elle un film d'eau en attendant la saison des pluies.

Les perspectives sont immenses, comme le montrent A. Guillot et J. A. Meyer (2008). Pour leur part, Biomimicry Guild et le groupe de recherches ZERI (Zero Emissions Research and Initiatives) ont dressé, en partenariat avec le PNUE (Programme des Nations unies pour l'environnement) et l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), une première liste de quelque 2 100 exemples, à partir desquels doit être préparé un ouvrage, *Les 100 meilleures astuces et leçons de la nature*.

La bio-inspiration, qui est à un stade industriellement moins avancé, va essayer d'identifier les molécules qui possèdent certaines propriétés et d'en obtenir des objets différents de ceux créés par le vivant.

La valorisation de la biodiversité bactérienne comme substitut ou appui à la chimie ouvre des horizons nouveaux : soit pour une production directe (exemple : pénicilline), soit en extrayant des enzymes pour pratiquer des bioconversions afin de leur faire accomplir une étape d'un processus chimique. Les exemples industriels de ces utilisations sont nombreux : fabrication de Tergal, dépollution, fabrication de bêta-carotène, de méthane, de corticoïdes, etc.

La bioremédiation, ensemble de techniques nouvelles mettant à contribution des micro-organismes ou des plantes pour dépolluer des sols ou des eaux, s'avère prometteuse sur le plan économique. Elle représente aujourd'hui plus de 100 millions d'euros de chiffre d'affaires et pourrait peser 10 milliards d'euros dans le monde d'ici quelques années. En France, elle pourrait aider à dépolluer 20 000 sites (CSPNB, 2007).

2. Quel est l'état de la biodiversité ? Quels sont les risques et les menaces qui pèsent sur elle ?

L'analyse des enjeux socioéconomiques et politiques de la biodiversité est indissociable d'une évaluation actualisée du patrimoine exceptionnel de la France et de ses richesses en biodiversité. Mais il est aussi indispensable de bien évaluer les pertes déjà enregistrées, ainsi que les risques encourus par la poursuite de certaines tendances et les menaces nouvelles.

2.1. La France : un pays méga-divers qui s'ignore

Si la biodiversité métropolitaine présente des caractéristiques remarquables, **la biodiversité d'outre-mer confère à la France une place unique au monde et, de ce fait, une responsabilité majeure : la France détient avec ses collectivités d'outre-mer plus du tiers des espèces recensées au niveau mondial**. La France est le seul pays présent dans 5 des 25 points chauds de la biodiversité (Méditerranée, Caraïbes, océan Indien, Nouvelle-Calédonie, Polynésie) et dans une des trois zones forestières majeures de la planète (Amazonie). Son domaine maritime est le 2e du monde avec 11 millions de km^2. Elle héberge 10 % des récifs coralliens et des lagons de la planète et, avec 14 280 km^2 de récifs coralliens, se situe au 4e rang derrière l'Australie, l'Indonésie et les Philippines. L'originalité de la flore et de la faune de Nouvelle-Calédonie, pas plus grande que la Picardie (trois départements), est comparable à celle de toute l'Europe continentale ; l'île de Rapa en Polynésie française héberge, sur une surface équivalente à quelques arrondissements de Paris (40 km^2), au moins 300 espèces endémiques (Gargominy, 2003), c'est-à-dire confinées naturellement à une région donnée.

La France métropolitaine est un carrefour biologique pour l'Europe, avec quatre des huit principales zones biogéographiques (atlantique, continentale,

méditerranéenne et alpine). De ce fait, elle abrite sur moins de 12 % de la surface du continent 57 % des types d'habitats d'intérêt communautaire listés dans le cadre de la directive Habitats (CTE/DB, 2008) et 40 % de la flore d'Europe, avec une forte proportion d'espèces endémiques, surtout dans sa partie méditerranéenne et alpine (IFEN 2006, IUCN France, 2005). Le domaine rural, où s'exercent notamment les activités agricoles et pastorales, est encore largement développé, recouvrant plus de la moitié du territoire français. On y retrouve non seulement l'ensemble des habitats et des espèces sauvages du territoire mais également le patrimoine vivant unique des espèces, variétés et races cultivées ou élevées, sélectionnées au cours de l'histoire. Cette richesse patrimoniale se traduit par l'identification, sur l'ensemble du territoire métropolitain, de près de 15 000 zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique (ZNIEFF), dont 1 921 ZNIEFF de type II (grands ensembles naturels riches et peu modifiés, offrant des potentialités biologiques importantes) et 12 921 ZNIEFF de type I (secteurs de grand intérêt biologique ou écologique) (INPN-MNHN, 2008).

L'extrême variété de ses paysages métropolitains contribue largement à faire de la France la première destination touristique du monde. Comme le souligne la Convention européenne sur le paysage, ratifiée par la France le 17 mars 2006, « *le paysage concourt à l'élaboration des cultures locales et représente une composante fondamentale du patrimoine culturel et naturel de l'Europe, contribuant à l'épanouissement des êtres humains et à la consolidation de l'identité européenne* ». Plus que dans tout autre continent, la biodiversité européenne résulte d'interactions millénaires entre la nature et les sociétés humaines, maintenues jusqu'à l'ère industrielle dans une relative stabilité, en dépit d'épisodes d'intensification alternant avec des épisodes d'abandon des terres (European Environment Agency, 2006). **De nos jours, les paysages ruraux qui abritent la plus forte biodiversité sont d'une part les zones peu propices aux cultures (zones humides, terrains fortement empierrés, terrains trop pentus) ou d'autre part des milieux agricoles exploités de façon extensive ou peu intensive, au sein de parcelles de taille petite ou moyenne, imbriquées en mosaïques d'habitats ayant entre eux des relations fonctionnelles (régions de bocages, vergers traditionnels)** (Collectif Science et Décision, 2007). Du fait de l'intensification des pratiques agricoles ou, à l'inverse, de la déprise agricole en régions de moyenne montagne, combinées à une urbanisation de plus en plus diffuse et au développement d'infrastructures, **la tendance générale est celle d'une homogénéisation des paysages ruraux, impactant directement la biodiversité** (Burel et Baudry, 2003 ; Lepart, 2005). **Les espèces spécialistes tendent à décliner au profit d'espèces généralistes** (voir chapitre 3, section 3.3.).

Dans son étude pour la faisabilité d'un « MEA France » (Levrel, 2007), H. Levrel souligne l'intérêt de l'approche paysagère comme point d'entrée pour réfléchir à l'évaluation intégrée des services écosystémiques et aux liens avec la gestion de la biodiversité, ce que confirment différents travaux menés au niveau européen (Mander *et al.*, 2007 ; Pedroli *et al.*, 2007 ; Marangon et Visintin, 2007).

2.2. Une érosion accélérée de la biodiversité...

Au niveau mondial, sur les deux cents dernières années, le rythme de disparition des espèces est estimé, suivant les espèces considérées, de 10 à 100 fois supérieur au tempo naturel d'extinction (une espèce sur 50 000 par siècle). En 2050, il pourrait être, suivant les espèces, de 100 à 1 000 fois supérieur au rythme naturel (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005b). **Un consensus de plus en plus large se fait parmi la communauté scientifique pour parler d'un processus en cours vers une sixième extinction de la biodiversité, quasi exclusivement du fait des activités humaines**, en référence aux cinq précédentes, qui ont scandé le monde vivant, selon des processus naturels, depuis quatre cent quarante millions d'années, date de la première extinction connue.

Le patrimoine de la France en espèces vivantes est vulnérable puisque la France est au 4e rang mondial pour les espèces animales menacées et au 9e rang pour les plantes, selon la liste rouge mondiale de l'IUCN (International Union for Conservation of Nature). Sur 135 espèces de mammifères se reproduisant sur le territoire français (y compris les mammifères marins), 49 ont été recensées comme menacées à divers degrés. Sur 276 espèces d'oiseaux nichant en France, 51 sont considérées comme menacées. Quelques exemples illustrent l'importance des dégradations : la superficie des prairies françaises a diminué de 30 % en trente ans, 60 % des zones humides ont disparu au XXe siècle, 75 % des rivières contiennent des pesticides, 50 % du territoire est pollué par les nitrates ; en trente ans, la Beauce a perdu plus de 30 % des composés organiques de son sol, l'urbanisation aurait détruit 800 km^2 d'espaces naturels durant les années 1980 sur le territoire français et 60 % des côtes seraient urbanisées contre 39 % en 1960, les forêts sèches ou semi-sèches côtières ont pratiquement disparu de La Réunion ou de Nouvelle-Calédonie (Gargominy, 2003 ; UICN France, 2005 ; IFEN, 2006).

La première évaluation de l'état de conservation des espèces et des habitats d'intérêt communautaire réalisée en application de l'article 17 de la directive Habitats montre que 76 % des habitats concernés présents en France sont dans un état de conservation défavorable (mauvais pour 41 %). Pour les espèces, la situation est un peu meilleure avec 50 % en état de conservation défavorable (mauvais pour 31 %). Les incertitudes sur le statut de 30 % des espèces laissent toutefois penser que la situation pourrait être plus critique que ce que montre l'évaluation (CTE/DB, 2008b, Commission européenne - DG Environnement, sous presse).

Le caractère insulaire de la plupart des collectivités d'outre-mer se traduit par un très haut niveau d'endémisme mais représente également un facteur de fragilité. Les populations limitées des espèces les rendent vulnérables face à l'extinction. **Ainsi, 30 % des extinctions d'espèces de mollusques ont eu lieu dans les collectivités d'outre-mer, ce qui place la France au deuxième rang derrière les États-Unis en termes d'extinctions reconnues**. L'archipel des Mascareignes (Réunion, Maurice, Rodrigues) est souvent cité comme exemple des graves modifications provoquées par l'homme dans les écosystèmes insulaires (Gargominy, 2003).

2.3. ...sous l'effet de pressions croissantes

En France comme dans le reste du monde, **cinq grands types de pressions sur la biodiversité sont considérés comme à l'origine de son érosion** (PNUE, 2006, Collectif d'experts pour un état des lieux de la biodiversité 2003) :

- **la destruction et la dégradation des habitats**, engendrées par l'agriculture (intensification agricole, abandon des terres, drainage, irrigation), la sylviculture (exploitation intensive, reboisements monospécifiques), la pêche industrielle et l'aquaculture, la construction d'infrastructures et l'urbanisation conduisant à une fragmentation des habitats, les aménagements touristiques, industriels et l'exploitation minière…
- **la pollution** (eutrophisation des milieux aquatiques, dépôts d'oxyde d'azote atmosphérique sur la végétation, acidification des sols, pollution par les pesticides, métaux lourds) ;
- **les espèces envahissantes**, dont le risque s'accroît en raison de la forte augmentation des introductions, volontaires ou accidentelles, d'espèces exogènes, notamment du fait de la multiplication des voies de communication (routières, ferroviaires, aériennes, maritimes) et de l'intensification des échanges ;
- **les changements climatiques.** On estime qu'une hausse de 1 °C de la température déplace vers les pôles les limites de tolérance des espèces terrestres de 125 km en moyenne, et de 150 m vers le haut en montagne. Ceci devrait entraîner des modifications importantes de la structure et du fonctionnement des écosystèmes et mettre en péril les espèces qui ne seront pas capables de faire évoluer assez rapidement leur aire de répartition. Le réchauffement des eaux marines représente également un risque pour de nombreuses espèces : l'élévation de température déjà enregistrée jouerait un rôle dans les blanchissements étendus de coraux, observés en Polynésie et dans les Caraïbes ;
- **la surexploitation des ressources biologiques sauvages** (chasse, pêche, cueillette, exploitation du bois) à un rythme incompatible avec leur renouvellement. La pression de la chasse représente encore un facteur de déclin pour certaines espèces (d'oiseaux en particulier) vulnérables. Le problème est plus aigu dans certaines collectivités d'outre-mer (braconnage des tortues marines aux Antilles, à Mayotte, à La Réunion et en Polynésie française, notamment) où se pose aussi le problème de la surexploitation pour le commerce d'animaux sauvages (trafic entre la Guyane et les Antilles, par exemple). L'état général de bon nombre de stocks exploités pour la pêche dans l'Atlantique par les flottilles françaises est préoccupant (dorade rose, raie, morue, lieu, baudroie, sole, langoustine, hareng, maquereau, etc.). Outre-mer, diverses ressources marines sont surexploitées, notamment aux Antilles (langoustes, oursins blancs, lambis, etc.), à Mayotte ou à La Réunion (espèces récifales, coquillages, langoustes, requins) (Gargominy, 2003).

Les diverses pressions qui s'exercent sur la biodiversité résultent pour l'essentiel de la manière dont notre société, dans ses choix d'aménagement du territoire, de production et d'exploitation, utilise l'espace et les ressources naturelles. **Les causes sous-jacentes de l'érosion de la biodiversité sont ainsi largement de nature socioéconomique**.

2.4. Connaissances lacunaires et réponses incertaines face aux risques et menaces

Notre connaissance de la biodiversité, de sa relation avec les fonctions et services que les sociétés humaines s'y procurent, de sa magnitude et des processus qui régissent son évolution reste largement lacunaire, ce qui rend complexes les évaluations en support à la prise de décision.

Si l'on considère la seule dimension « espèces » de la biodiversité, sur les 10 à 15 millions d'espèces estimées, seules 1,8 million d'espèces (soit de 12 % à 18 %) ont été décrites et nommées, et environ 16 000 espèces nouvelles sont décrites chaque année. La connaissance est très hétérogène selon les groupes taxonomiques : pour les vertébrés (poissons, amphibiens, reptiles, oiseaux, mammifères), qui représentent – avec environ 50 000 espèces – une infime partie de la biodiversité, on estime que 95 % des espèces existantes ont déjà été décrites, alors que seuls 10 % des insectes seraient actuellement connus, essentiellement parmi les espèces de milieux tempérés. C'est pour les invertébrés des forêts tropicales, les organismes marins des grandes profondeurs et les microorganismes que l'on constate le plus de lacunes. Or **la partie « inconnue » de la biodiversité est sans doute la plus importante, non seulement en termes de nombre d'espèces mais de biomasse et de divergences évolutives et donc de fonctions** (par exemple, en savane africaine, la biomasse totale des discrets termites est supérieure à celle des grands herbivores). C'est pour beaucoup cette « partie invisible de l'iceberg » qui fait tourner la biosphère par son rôle dans les cycles des matières organiques et des minéraux, la régulation des populations et même comme support à la vie des « grandes espèces » animales et végétales via les symbioses microbiennes.

Les décisions politiques en matière de protection de la biodiversité se réfèrent très largement à des notions patrimoniales, qu'elles concernent les espèces protégées au niveau national ou les espèces et les habitats d'intérêt communautaire ; et ce du fait de leur statut juridique. Or, **même pour ce nombre limité d'espèces et d'habitats patrimoniaux, on s'aperçoit que les données disponibles en France en termes de répartition sur le territoire national, d'abondance et de dynamique des populations, d'état de conservation, sont lacunaires**. Ce constat est particulièrement frappant à la lecture du rapport de synthèse de la Commission européenne (en cours de finalisation) relatif à l'état de conservation des quelque 1 800 espèces d'habitats et d'espèces d'intérêt communautaire, tel que rapporté par les 25 pays membres de l'Union européenne au titre de l'article 17 de la directive Habitats.

Au-delà de la connaissance des espèces et de leur évolution, de nombreuses questions scientifiques demeurent quant à la place et au rôle d'espèces individuelles et d'assemblages d'espèces dans le fonctionnement, la performance et la capacité de résilience des écosystèmes. Dans quelle mesure les espèces sont-elles complémentaires entre elles pour la fonctionnalité de l'écosystème ? Certaines sont-elles redondantes pour assurer les services écologiques utiles à la société ? Si elles sont redondantes, ne représentent-elles pas par ailleurs une « assurance-vie » en cas de disparition ou de déclin d'autres espèces aux fonctions similaires ? Plus généralement, **notre compréhension de la dynamique des écosystèmes et des seuils de résilience des écosystèmes à des stress répétés reste limitée**. Le devenir de la biodiversité par rapport aux perturbations

peut ainsi faire l'objet de scénarios extrêmes, des plus optimistes tablant sur la résilience des écosystèmes et la redondance fonctionnelle entre espèces, aux plus pessimistes s'appuyant sur la théorie des dominos.

Ces questionnements prennent une acuité particulière dans la perspective de profonds bouleversements liés aux changements climatiques, soulevant ainsi un enjeu socioéconomique majeur. Se pose notamment la question de la capacité des écosystèmes à s'adapter à des changements environnementaux rapides et à en atténuer les effets.

À titre d'exemples :

- les récoltes tendent à être plus précoces : les vendanges sont d'un mois plus précoces qu'à la fin de la Seconde Guerre mondiale (García de Cortázar Atauri *et al.*, 2007) ;
- les espèces en interaction tendent à se désynchroniser. Ainsi, les chenilles dont se nourrissent les jeunes mésanges éclosent plus tôt, avec des printemps plus précoces. Ne trouvant pas de quoi se nourrir car les arbres n'ont pas encore formé suffisamment de feuilles, elles sont décimées, ce qui nuit aux populations de mésanges, qui à leur tour déclinent (Blondel, 2004). Il arrive toutefois que des espèces se resynchronisent. Ainsi des orchidées de Méditerranée qui ont éclos un mois plus tôt que d'habitude en 2007, mais ont également fleuri un mois de plus, attendant l'arrivée des pollinisateurs pour faner (Feldmann, 2007) ;
- dans les écosystèmes forestiers, l'équipe de Christian Körner (Körner, 2005) a mis en évidence que l'accroissement du CO_2 dans l'atmosphère engendrait des effets de seuil au-delà desquels les arbres voyaient leur durée de vie raccourcir ;
- des hivers plus chauds et des saisons de végétation plus étendues peuvent favoriser l'explosion de certaines « pestes », rendues plus vulnérantes sur des arbres déjà fragilisés par la sécheresse (Rouault *et al.*, 2006) ;
- dans les océans, la pêche s'exerçant surtout sur des espèces carnivores, espèces de fin de chaîne trophique, les écosystèmes en sont fortement perturbés et on observe de plus en plus des espèces à vie de plus en plus courte, telles que poulpes ou méduses (Cury et Miserey, 2008). En mer du Nord, on constate déjà l'implantation d'espèces d'eaux chaudes, dont certaines entrent en compétition avec les espèces locales, telles que les moules (Marbaix et van Ypersele, 2005).

Ces évolutions des écosystèmes exploités pèsent lourdement sur l'évolution socioéconomique. En outre, certaines activités humaines qui dégradent les écosystèmes contribuent à aggraver les émissions de CO_2, notamment en limitant leur capacité d'agir comme puits de carbone. Ainsi, le rapport du GIEC 2007 évalue à 20 % des émissions globales de CO_2 le résultat de la déforestation. Des travaux récents menés sur des prairies permanentes dans le cadre des programmes européens « GreenGrass » et « CarboEurope » montrent que ces prairies sont d'autant plus aptes à stocker le CO_2 qu'elles ont une diversité floristique, favorisée par une gestion plus extensive. À l'inverse, une gestion intensive de ces prairies en réduit le rôle de puits de carbone (Soussana *et al.*, 2007).

3. La biodiversité au cœur des décisions politiques et stratégiques

3.1. Une grande variété d'acteurs socioéconomiques pour la biodiversité

Compte tenu de la vision proposée de la biodiversité, chacun est acteur de la biodiversité. Les décideurs à différents niveaux, du local à l'international, et de différents types, qu'ils soient publics, privés, communautaires ou collectifs sont concernés : gouvernements, organisations internationales, communautés locales et peuples autochtones, organisations non gouvernementales, académies, scientifiques, juristes, médias, consommateurs, entreprises, planificateurs, acteurs du développement, chambres de commerce… **Chacun est impliqué dans des processus de décision qui ont une influence directe ou indirecte sur la biodiversité. Les acteurs sociaux et économiques sont donc très hétérogènes et n'ont pas toujours pleinement conscience de leur interaction avec la biodiversité comme bénéficiaires et/ou perturbateurs**.

Les acteurs institutionnels de la politique et de la planification, les scientifiques ou les associations de défense de l'environnement mais aussi les juristes sont des acteurs directs et classiques de longue date. De nouveaux acteurs émergent dans le domaine de la biodiversité, avec des rôles ou des fonctions nouvelles. C'est le cas du secteur privé, qui tente maintenant d'intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises, voire dans leur comptabilité (Houdet, 2008). À une autre échelle, les populations et communautés locales ou autochtones s'appuient sur la biodiversité ou leurs modes de gestion de celle-ci pour renforcer leurs revendications politiques, économiques ou sociales, voire culturelles. Dans un autre registre, le secteur de la finance s'implique dans le cadre de fonds de compensation ou de fonds fiduciaires, notamment pour le financement à long terme des aires protégées.

3.2. La biodiversité au cœur des enjeux éthiques et géoéconomiques

Lorsqu'on superpose la carte mondiale de concentration des richesses biologiques avec celle de la richesse économique, on s'aperçoit qu'elles sont souvent inversement corrélées (PNUE-GRID Arendal, 2004). À titre d'exemple, Madagascar et le Cameroun, deux points chauds de biodiversité, avaient un PIB par personne respectivement de 260 dollars US (2000) et 800 dollars US (2005).

Au total, 1,3 milliard de personnes vivent dans des conditions d'extrême pauvreté, généralement dans des régions riches en biodiversité. **Les populations locales des pays en développement dépendent principalement des écosystèmes dans lesquels elles vivent pour leur nourriture et leur santé ; les populations des pays riches puisent dans l'ensemble des écosystèmes de la planète, qu'il s'agisse de biens (en particulier alimentaires et énergétiques) ou de services, notamment par le tourisme** (UICN 2004, European Environment Agency, 2006). **C'est ce que sous-tend la notion**

d'empreinte écologique qui, bien que contestée dans son calcul (Piquet *et al.*, 2007 ; Jolivet, 2008), permet de communiquer sur la « charge » qu'impose à la nature une population donnée pour soutenir ses niveaux actuels de consommation des ressources et de production de déchets (Wackernagel et Rees, 1996) ; et ceci bien au-delà de leurs propres frontières dans le cas des pays industrialisés.

Pour les populations locales qui vivent le plus souvent sous un régime d'insécurité des droits d'accès et d'usage, sous la pression d'investissements bénéficiant aux pays industrialisés, il ne peut y avoir d'incitation à s'engager dans l'aménagement durable de l'espace et des écosystèmes.

Le cas des collectivités d'outre-mer est particulier : à l'exception de Mayotte et de Wallis et Futuna, le PNB par habitant y est en général largement supérieur à celui des pays voisins (Gargominy, 2003). Dans les collectivités d'outre-mer habitées, les transferts publics représentent plus de 95 % du PIB, ce qui influence fortement la relation à la biodiversité. Tel appontement de Mayotte sur piliers en métal a un impact négatif sur la vie des coraux ; les décharges de Guadeloupe, à ciel ouvert, sont situées en bord de mer ou, pire, projetées en bord de mangrove en zone centrale du parc national. De nombreux autres exemples regrettables, allant à l'encontre de la politique générale en faveur de la biodiversité, pourraient être cités. Il est en outre bien peu logique qu'en Guyane il faille avoir défriché un terrain pour prétendre à un titre foncier, si dans le même temps l'État en appelle à la préservation de l'écosystème.

Une question importante pour les collectivités d'outre-mer est celle de la défense des savoirs coutumiers des populations locales, actuellement prélevés par les ONG ou des entreprises. Les connaissances locales, étant communes au groupe, ne peuvent être protégées par un régime de propriété privée : les appellations d'origine qui, à travers un produit, protègent une culture, un paysage, des techniques, constituent un des outils pour résoudre ce problème.

Un enjeu particulier, en termes éthiques et géo-économiques, est celui des pays émergents comme le Brésil, l'Afrique du Sud ou encore l'Asie du Sud-Est, par ailleurs méga-divers en biodiversité. Leur choix de croissance pour accéder à un niveau de vie comparable à celui de pays « développés » risque d'avoir un impact considérable sur cette biodiversité.

3.3. La biodiversité sur l'agenda politique international

Initiée en 1980 avec la « Stratégie mondiale de la conservation des ressources vivantes au service du développement durable », commandée par le PNUE à l'UICN, une réflexion politique sur la **nécessité d'une approche intégrée de la conservation de la biodiversité, à toutes les échelles de décision et d'action**, ne s'est vraiment développée que depuis le Sommet de la Terre, à Rio de Janeiro en 1992, et la mise en place de la Convention sur la diversité biologique.

Une dizaine d'années plus tard, un objectif ambitieux a été fixé, en 2002, par les chefs d'État et de gouvernement des parties contractantes à la Convention sur la diversité biologique, à l'occasion de la 6e Conférence de la Convention (La Haye) : « ***réduire de façon significative la perte de biodiversité d'ici à 2010, aux niveaux global, régional et national, afin de contribuer à l'éradication***

Tableau 2-4 : Récents engagements politiques en faveur de la biodiversité

Niveau global	
6e Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique à La Haye, 7-19 avril 2002	Adoption du Plan stratégique pour la Convention sur la diversité biologique (décision VI/26) incluant l'objectif 2010 de « réduire de façon significative le rythme actuel de perte de biodiversité aux niveaux global, régional et national, en tant que contribution à la réduction de la pauvreté et au bénéfice de la vie sur Terre »
Sommet mondial pour le Développement durable à Johannesburg, 26 août-4 septembre 2002	Entérinement de l'objectif 2010 visant à une réduction significative du rythme actuel de perte de biodiversité
7e Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique à Kuala Lumpur, 9-27 février 2004	Adoption d'un cadre de travail (décision VII/30) visant à : – faciliter l'évaluation des progrès vers l'objectif 2010 et la communication sur cette évaluation – promouvoir une cohérence entre les programmes de travail de la convention – fournir un cadre flexible au sein duquel les objectifs nationaux et régionaux puissent être intégrés et des indicateurs identifiés
Niveau paneuropéen	
5e Conférence ministérielle paneuropéenne à Kiev, 21-23 mai 2003	Entérinement d'une résolution pour « Arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010 à tous les niveaux », en fonction de sept principaux champs d'action : forêt et biodiversité, agriculture et biodiversité, réseau écologique paneuropéen, monitoring et indicateurs de biodiversité, espèces introduites envahissantes, financement de la biodiversité, participation du public et conscientisation
Niveau Union européenne	
6e Programme d'action pour l'environnement, 2001	« Nature et biodiversité » reconnue comme une thématique prioritaire dans l'objectif général de « protéger, conserver, restaurer et développer le fonctionnement des systèmes naturels, des habitats naturels, de la flore et de la faune sauvages en vue d'arrêter la désertification et la perte de biodiversité (d'ici à 2010), y compris diversité génétique, à la fois dans l'Union européenne et à l'échelle globale »
Conseil européen de Göteborg, 15-16 juin 2001	Adoption de la Stratégie de l'UE pour le développement durable dont l'un des objectifs affichés est de « gérer les ressources naturelles de façon plus responsable : protéger et restaurer les habitats et les systèmes naturels et arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010 »
Conférence « Assurer les conditions de vie sur Terre et la biodiversité : atteindre l'objectif 2010 dans la Stratégie européenne pour la biodiversité », Malahide, 25-27 mai 2004	À l'issue d'une large consultation ayant engagé de nombreux acteurs, pour la révision de la Stratégie européenne (CE) pour la biodiversité et des plans d'action associés, formulation du « message de Malahide » qui identifie le besoin d'actions futures sur des thématiques transversales et dans les secteurs les plus impactants sur la diversité biologique, afin d'arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010
Conseil européen de Bruxelles, 28 juin 2004	Conclusions pour « Arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010 »
Communication de la Commission européenne, mai 2006	Adoption de la communication sur « Arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010 et au-delà : soutenir les services écosystémiques pour le bien-être de l'humanité », accompagnée d'un plan d'action détaillé de l'UE pour la biodiversité
Niveau national	
Plusieurs pays ont inclus l'objectif 2010 dans le cadre de leur Stratégie nationale pour la biodiversité. La France se dote d'une Stratégie nationale de la biodiversité en 2004, désormais soutenue par onze plans d'action sectoriels	

Source : CAS, Groupe biodiversité

de la pauvreté et pour le bénéfice de toute vie sur Terre ». L'Union européenne, pour sa part, prenait dès 2001 un engagement encore plus ambitieux, celui « *d'arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010* ». Le tableau 2-4 résume les étapes importantes de ce processus.

« Enrayer la perte de biodiversité et limiter les changements climatiques sont les deux enjeux les plus importants auxquels la planète doit faire face (…). D'une certaine manière, la perte de biodiversité représente même une menace plus sérieuse car la dégradation des écosystèmes atteint souvent un point de non-retour et parce qu'une extinction est irréversible ». C'est en ces termes que le commissaire européen à l'Environnement, Stavros Dimas, introduisait la « Green Week » annuelle en mai 2006.

Conscients de la nécessité d'une gouvernance internationale de la biodiversité au même niveau que pour les changements climatiques, de nombreux pays se rallient à l'idée, notamment portée par la France, d'un mécanisme équivalent au Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Faisant suite au processus consultatif IMoSEB (« Towards an International Mechanism for Scientific Expertise on Biodiversity »), lancé en 2005, **le principe d'une Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (PIBES) a été approuvé lors de la 9e Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique** tenue à Bonn en mai 2008.

3.4. Traduire les engagements en outils opérationnels de conservation de la biodiversité

En appui à ces grands engagements politiques et stratégiques, qui reflètent une préoccupation croissante face à la crise de la biodiversité, il est nécessaire de renforcer les outils opérationnels existants, d'en mettre en place de nouveaux et surtout de les inscrire dans un cadre stratégique cohérent.

Comme d'autres pays, la France s'est historiquement dotée d'une gamme d'outils variés dans le domaine législatif, de planification du territoire, de maîtrise foncière ou de labellisation, pouvant contribuer de manière plus ou moins directe, et de façon plus ou moins contraignante, à la protection de la biodiversité (MEEDAT, 2008, Guillaume Grech MNHN-SPN, communication personnelle). Citons notamment :

- **réglementation** : protection des espèces et des espaces (9 parcs nationaux ; 1 parc naturel marin ; 30 909 km^2 classés en réserve naturelle ; 1 631 km^2 classés en arrêté préfectoral de biotope ; 8 000 km^2 en sites classés ; 17 000 km^2 en sites inscrits) ;
- **protection contractuelle** : parcs naturels régionaux (71 773 km^2), Natura 2000 (100 000 km^2 terrestres + marins), Pilier 2 de la Politique agricole commune (mesures agro-environnementales territoriales, prime herbagère agro-environnementale) ;
- **labellisation internationale** : réserves de biosphère, sites Ramsar, sites du patrimoine mondial ;
- **maîtrise foncière par l'État** : Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres (1 200 km^2, 1 000 km de rivages), domaine public, Office

national des forêts (18 000 km^2 en métropole) ; **par les collectivités territoriales** : gestion confiée à l'Office national des forêts (29 000 km^2 en métropole), espaces naturels sensibles ; **par les ONG** : Conservatoires régionaux d'espaces naturels (1 400 km^2) ;

- **évaluation environnementale** : directive 85/337/CEE concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, directive 2001/42 du 27 juin 2001 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement ; directive 2004/35 du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux ;
- **documents d'urbanisme** : directive territoriale d'aménagement (DTA) ; schéma de cohérence territoriale (SCOT) ; plan local d'urbanisme (PLU), notamment espace boisé classé, directives de protection et de mise en valeur des paysages ;
- **certification des modes de production** (bois, labels Appellation d'origine contrôlée, agriculture biologique).

Toutefois, face à l'ampleur de l'érosion de la biodiversité, l'utilisation au cas par cas de tels outils, sans stratégie d'ensemble intégrée dans une perspective de développement durable, se révélait insuffisante.

C'est en conformité avec son engagement au titre de la Convention sur la diversité biologique, mais dans la démarche plus stricte de l'Union européenne, que la France s'est dotée en 2004 d'une Stratégie nationale pour la biodiversité visant à arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010. Cette Stratégie nationale, accompagnée de onze plans d'action[1], constitue une véritable « feuille de route » de l'État français pour aborder la conservation de la biodiversité de façon beaucoup plus intégrée, en agissant au niveau des politiques sectorielles.

Les dispositions entérinées dans le cadre du Grenelle de l'environnement (nouvelles zones protégées, dont marines, acquisition de zones humides, trame verte et bleue, restauration de la qualité écologique de l'eau, amélioration de la connaissance et de l'expertise) devraient renforcer le dispositif de conservation de la biodiversité. Dans un contexte de grandes incertitudes et bouleversements liés notamment aux changements climatiques, le développement d'une infrastructure verte (« *Green infrastructure* »), telle que promue par la Commission européenne, ou de la « Trame verte et bleue » au niveau français, doit favoriser la connectivité des milieux naturels terrestres et aquatiques et par là même contribuer à la résilience des écosystèmes et au maintien de leur capacité à délivrer des services écologiques.

À l'échelle locale, les collectivités locales, poussées par de nouvelles responsabilités réglementaires de planification, par l'opinion publique ou par la prise de conscience de certains élus, s'engagent dans des réflexions et des prospectives structurantes intégrant la biodiversité dans leurs politiques et leur développement territorial : schémas régionaux d'aménagement et de développement durable du territoire, stratégies régionales ou départementales pour la biodiversité, schémas de cohérence territoriale, Agendas 21 locaux, plans

1 – Plans d'action : patrimoine naturel, agriculture, mer, urbanisme, infrastructures de transport, territoires, international, outre-mer, forêt, recherche, tourisme (en cours).

locaux d'urbanisme. La biodiversité y est souvent vue comme un élément essentiel d'attrait, notamment pour le bien-être de la société, pour certaines activités économiques tirant parti des ressources vivantes ou des paysages.

L'approche d'évaluation économique de la biodiversité, objet principal de ce rapport, représente un nouveau levier d'intervention opérationnel, complémentaire des précédents, pour tenter d'enrayer la perte de biodiversité. Cette approche doit aider à orienter la prise de décision pour l'utilisation des ressources naturelles et la planification de l'usage des sols, en mettant en évidence la véritable valeur de la biodiversité dans une perspective à long terme, face à des intérêts économiques souvent calculés à plus court terme.

4. L'intégration de la dimension économique dans l'approche à la biodiversité

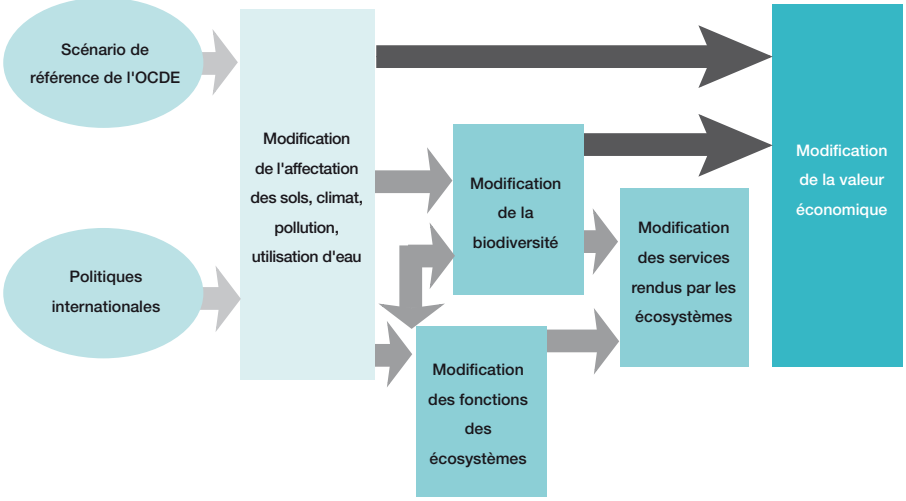
Au-delà des instruments cités précédemment, de nombreuses pistes d'action sont explorées à plusieurs échelles. Pour commencer, il importe de faire prendre conscience du coût de l'inaction en s'efforçant de le quantifier. Il convient ensuite de progresser vers la vérité des coûts en matière de biodiversité comme dans les autres domaines de l'environnement. Pour cela, un réexamen des subventions publiques et de la fiscalité défavorisant la biodiversité est nécessaire. À un niveau macroéconomique, un changement de la Comptabilité nationale afin d'intégrer la valeur de la biodiversité, et la mise en place de mécanismes de paiement pour le maintien ou l'amélioration de services écologiques sont dans l'agenda politique.

4.1. Évaluer le coût de l'inaction

Le rapport Stern, publié en 2007, évaluait les conséquences économiques de l'inaction à l'horizon 2050 dans le domaine du changement climatique et eut un grand retentissement. **En mai 2007, suite à la réunion des ministres de l'Environnement du G8+5, à Potsdam sous présidence allemande, la Commission européenne et le gouvernement allemand décidaient d'engager un travail du même type sur le coût de l'inaction**, dans le cas où l'objectif 2010 d'arrêt de l'érosion de la biodiversité ne serait pas atteint (et on sait qu'il ne le sera pas…). Le travail, confié à une équipe dirigée par l'économiste Pavan Sukhdev, sous l'intitulé « The Economics of Ecosystems and Biodiversity » (TEEB), doit se conclure par la présentation d'un rapport à la 10e Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique qui se tiendra en 2010. Le groupe en charge de ce travail a rendu public un rapport intermédiaire avec des premiers résultats instructifs.

En premier lieu, le groupe a élaboré un **cadre logique d'analyse** basé sur les travaux de l'OCDE et du *Millennium Ecosystem Assessment* (figure 2-2).

Figure 2-2 : Établissement d'un scénario d'analyse du coût de la perte de biodiversité



Source : The Economics of Ecosystems and Biodiversity, *Interim Report, 2008*

Tableau 2-5 : Valeur des pertes liées à la dégradation des écosystèmes

	Valeur des pertes en services écosystémiques en milliards annuels (10^9) EUR de perte			
	Estimation complète		Estimation complète	
	Relatif à 2000 Milliards EUR	Relatif à 2010 Milliards EUR	Relatif à 2000 % PIB en 2050	Relatif à 2010 % PIB en 2050
Zones naturelles	– 15 568	– 12 703	– 7,96 %	– 6,50 %
Zones naturelles dénudées	– 10	– 6	– 0,01 %	0,00 %
Forêts gérées	1 852	1 691	0,95 %	0,87 %
Agriculture extensive	– 1 109	– 819	– 0,57 %	– 0,42 %
Agriculture intensive	1 303	736	0,67 %	0,38 %
Biocarburants ligneux	381	348	0,19 %	0,18 %
Pâturages cultivés	– 786	– 1 181	– 0,40 %	– 0,60 %
Surfaces artificielles	0	0	0,00 %	0,00 %
Total mondial (écosystèmes terrestres)	**– 13 938**	**– 11 933**	**– 7,1 %**	**– 6,1 %**

Source : adapté de Braat et ten Brink (2008)

Les premières évaluations effectuées par Braat et ten Brink (2008), bien qu'appelées à évoluer, sont lourdes de sens. Se référant à la valeur des services écosystémiques dont aurait pu bénéficier l'homme si la biodiversité n'avait pas subi de pertes et s'était maintenue respectivement aux niveaux des années 2000 et 2010, les auteurs estiment ce que représenterait la perte annuelle monétaire en 2050, du fait de la perte de ces services (tableau 2-5) ; la dégradation des services écologiques pouvant représenter jusqu'à 7 % du PIB mondial en 2050, ou encore **13 938 milliards d'euros par an**.

4.2. Réexaminer les incitations publiques à la dégradation de la biodiversité

Aujourd'hui, on peut considérer que l'utilisation de la biodiversité ne se fait pas à coût réel. Autrement dit, la vérité des coûts ne s'impose pas aux utilisateurs de la biodiversité ; les prélèvements sur la biodiversité ne couvrent pas leurs coûts ni en termes de flux ni en termes de renouvellement des stocks. Cela pour trois raisons : l'existence de subventions publiques entraînant des effets négatifs sur la biodiversité ; l'imposition de pratiques rurales non ou peu rentables au même taux que d'autres activités plus rentables ; la persistance de dépenses fiscales négatives envers la biodiversité.

Dans la pratique et dans le contexte actuel d'une économie de marché, c'est en partie parce que les biens publics, les effets externes et le patrimoine naturel ne sont pas évalués de manière adéquate que les coûts de l'utilisation ou de l'exploitation de la biodiversité ne sont pas pris en compte dans les processus de prises de décisions économiques privées. **Les instruments économiques et fiscaux peuvent donc corriger les prix en internalisant les coûts sociaux et écologiques actuellement considérés comme externes par les mécanismes de marché, c'est-à-dire en corrigeant la distorsion entre coût supporté par la biodiversité et coût payé par le producteur/extracteur.**

À l'inverse, de nombreuses subventions publiques directes ou indirectes accordées dans le cadre de certaines politiques sectorielles ont, de fait, des effets négatifs sur la biodiversité, en encourageant sa surconsommation, voire sa destruction. Cela ne signifie pas pour autant qu'il faille supprimer ces subventions publiques. Elles peuvent être justifiées par d'autres considérations de politique publique (aspects sociaux, indépendance alimentaire, etc.). Mais il faut sans doute distinguer deux questions : d'une part, le montant total du soutien public à un secteur et, d'autre part, la forme de ces soutiens. Si, par exemple, le secteur X reçoit en France 100 M€ de subventions publiques, une première question est d'évaluer la nécessité de ce montant de soutien public par rapport à l'importance de la politique publique concernée et à l'efficacité de ce soutien public dans le secteur X et dans l'atteinte des objectifs de la politique publique en question. Si on décide que 100 M€ demeurent le bon niveau de soutien public pour le secteur X, une seconde question se pose. Si on évalue à 50 % la part de ces subventions publiques ayant un effet direct ou indirect négatif envers la biodiversité, il conviendrait alors, tout en conservant le même niveau de subventions, de trouver d'autres modalités d'allocation des 50 % concernés, qui soient neutres envers la biodiversité.

Le phénomène est global et, selon Norman Myers *et al*. (2007), **les « subventions pernicieuses », qui portent atteinte à la biodiversité dans le monde, estimées à 200 milliards de dollars/an, seraient jusqu'à dix fois supérieures au montant des dépenses consacrées à la conservation de la nature**. Dès 1998, la 4e Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique (CDB) encourageait les parties contractantes à identifier les incitations pernicieuses et à considérer la manière de les éliminer ou d'atténuer les effets négatifs sur la biodiversité. La résolution du problème des subventions à effets pervers est au cœur du programme de travail sur les mesures incitatives à la biodiversité mises en place par la CDB.

Deux politiques sectorielles en vigueur en Europe, l'agriculture et la pêche, illustrent particulièrement le problème.

Comme le souligne le récent rapport d'expertise de l'INRA, *Agriculture et biodiversité, favoriser les synergies*, les aides directes agricoles versées aux producteurs français au titre du premier pilier de la Politique agricole commune (soutien des marchés et des revenus) sont bien supérieures à celles octroyées au titre de la politique de développement rural du deuxième pilier (11 milliards *versus* 1,5 milliard d'euros). Alors même que la réforme de la PAC à l'œuvre depuis 1992 prévoyait le transfert progressif de ressources budgétaires du premier pilier vers le deuxième, sur des objectifs prioritairement environnementaux et territoriaux, force est de constater la modestie de ce transfert. Mais il est difficile de savoir quelle appréciation porter sur ce que devrait être la répartition « optimale » des fonds entre les deux piliers, compte tenu notamment de la difficulté à mesurer la valeur de l'environnement et de ses services. L'introduction du principe d'éco-conditionnalité dans le premier pilier offre toutefois une opportunité d'agir également sur des mesures favorables à la biodiversité.

Tableau 2-6 : Répartition des soutiens agricoles en 2007

	Surface (millions d'ha)	Part dans le territoire	Part de la SAU française	Aides (milliards d'euros)*
Premier pilier (Marchés et revenus agricoles)				**11**
SCOP (conditionnalité)	13	24 %	40 %	6,6
dont jachère non industrielle	1,2	2,2 %	4 %	nd
Deuxième pilier (Développement rural)				**1,51**
MAE totales	6,9	12,7 %	30 %	0,6
dont AB	0,6	1,1 %	2 %	nd
dont prime à l'herbe	3,2	5,8 %	10 %	0,21
Natura 2000 (1 705 sites)	6,8	12,4 %	10 %	0,02
Parcs naturels régionaux (45 parcs)	7	12,7 %	10 %	nd

Source : MEEDAT et MER

* Aides directes versées au titre de la politique agricole.
Lecture : SAU, surface agricole utile. SCOP, surface en céréales, oléagineux et protéagineux.
MAE, mesures agro-environnementales. AB, agriculture biologique.
nd : non disponible.

Le manque de cohérence entre politiques a des répercussions directes sur le comportement de l'agriculteur au regard de la biodiversité. Ainsi, un agriculteur qui souhaiterait adopter une mesure favorable à l'environnement – par exemple une mesure agro-environnementale (MAE) favorable à la biodiversité – pourrait y renoncer car cette adoption le contraindrait par ailleurs à abandonner tout ou partie des autres aides directes versées au titre d'autres objectifs : c'est le cas si la MAE oblige à diminuer le nombre d'animaux par unité de surface, alors qu'une autre aide serait d'autant plus élevée que le nombre d'animaux est grand (Le Roux *et al.*, 2008).

Quant à la surpêche, omniprésente dans les eaux européennes, elle conduit les entreprises de pêche à de graves difficultés. Les politiques mises en œuvre depuis les années 1970 et les subventions qui les accompagnent dans le cadre de la Politique commune de la pêche entretiennent à la fois la surpêche et la dégradation économique, en supposant que la modernisation des flottilles serait un remède, alors qu'elles ont deux effets majeurs sur les ressources renouvelables :

- des flottes modernisées accroissent la pression sur des écosystèmes déjà fragilisés reproduisant à terme les difficultés des entreprises ;
- des flottes modernisées remplacent du travail par du capital (de la technologie).

Selon des chercheurs de l'université de Colombie Britannique (Jacquet et Pauly, 2008), la pêche artisanale est doublement désavantagée : par les initiatives d'éco-étiquetage et labellisation, d'une part, car celles-ci s'appliquent essentiellement à des pêcheries à grande échelle ; et par des politiques de subventions des carburants mal conçues, d'autre part. Ainsi, sur les 30 à 34 milliards de dollars (22 à 25 milliards d'euros) dépensés chaque année pour aider ce secteur, un cinquième seulement irait aux pêcheries de petite taille (c'est-à-dire opérées sur des navires de moins de 15 mètres). Selon ces mêmes auteurs, les pêcheries artisanales capturent pourtant autant de poissons pour la consommation humaine que les pêcheries industrielles car elles sont beaucoup plus sélectives. Tout en étant moins destructrices pour l'écosystème marin, elles sont huit fois moins consommatrices en carburant et plus intensives en emploi.

Se référant aux estimations de la Banque mondiale, le rapport du sénateur Cléach (2008) évoque des chiffres saisissants : le manque à gagner par rapport à l'optimum, si les pêches étaient bien gérées, serait de 57 milliards de dollars, à comparer avec un produit de pêche s'élevant à 85 milliards de dollars. La perte de richesse entre 1974 et 2004 s'élèverait ainsi à 2 200 milliards de dollars, ces chiffres étant considérés comme conservateurs. Globalement, la perte annuelle serait égale à 64 % de la valeur débarquée et à 71 % de la valeur du poisson échangé au niveau international.

La maîtrise de l'accès aux ressources est la condition *sine qua non* de toute gestion durable des écosystèmes et des aires protégées. La solution passe par le contrôle de l'accès aux ressources et le recours à des instruments économiques de gestion (licences ou droits d'exploitation ou droits d'accès négociables).

4.3. Proposer un basculement fiscal

Le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) considère qu'il existe quatre types de capital : le capital manufacturier, le capital social, le capital humain et le capital naturel. L'essentiel de la fiscalité actuelle dans le monde porte sur le capital manufacturier et le capital humain (à travers le travail). **Les experts du MEA considèrent que la crise environnementale actuelle résulte pour une grande part de ce type de régulation qui conduit à considérer que les ressources naturelles (notamment renouvelables) et les services écologiques sont gratuits. Ils considèrent nécessaire d'envisager dès à présent de remplacer la taxation du capital manufacturier et du capital humain par une taxation de toutes les consommations de nature**.

En matière de biodiversité, la fiscalité du patrimoine est importante parce que la plupart des atteintes aux milieux naturels se font par le biais de l'immobilier non bâti, lui-même soumis à imposition.

On peut, du point de vue de la biodiversité, formuler **quatre critiques essentielles envers le système fiscal français** (Sainteny, 1993).

1. **L'égalité du taux de prélèvement envers des biens dont le taux de rendement est très différent, et notamment l'immobilier par rapport au mobilier**. D'une incidence faible sur un patrimoine de valeurs mobilières (rendement à long terme évoluant autour de 7 %), d'une incidence un peu plus importante sur un patrimoine immobilier locatif (rendement à long terme évoluant autour de 4-5 %), un impôt à 1,5 % ou 2 % devient confiscatoire et incite directement à la vente ou à la transformation et à l'artificialisation pour les patrimoines constitués de foncier non bâti (espaces naturels, forêts, foncier de propriétaires ruraux non exploitants, etc.), dont le taux de rendement est presque toujours inférieur à 2 %. Dans les deux premiers cas, l'impôt sera payé avec les revenus du bien. Dans le troisième cas, cela semble impossible.

2. **La même égalité de prélèvement pour des biens fonciers non bâtis très différents (espaces en voie de disparition ou non) et sur lesquels se pratiquent des modes d'exploitation très différents (exploitation agricole intensive, extensive ou biologique) aboutit, d'une part, à pénaliser les usages non intensifs**, moins productifs mais demandant plus de surface, et, d'autre part, à intensifier le rendement des biens fonciers non bâtis les moins rentables pour compenser la nouvelle imposition par de nouveaux revenus.

3. **Le foncier non bâti est, d'une manière générale, plus imposé en France que dans des pays comparables. C'est le cas par rapport à l'Allemagne, à l'Espagne, à la Grande-Bretagne, aux États-Unis**.

4. **Dans le cas de la France, le Conseil des impôts a montré que sur une période de 29 ans, le taux de rendement net d'un patrimoine agricole en faire-valoir indirect était négatif dans tous les cas de figure** (Conseil des impôts, 1986). Le cas du foncier non bâti non agricole est sans doute encore plus délicat. D'une part, il ne produit pas directement de revenus et ne peut donc acquitter par ses propres revenus l'imposition patrimoniale qui lui est relative. D'autre part, il est souvent plus riche du point de vue de la biodiversité, en produisant des biens et services

écosystémiques aujourd'hui non monétarisés et non valorisés mais très utiles à la société, donc à l'économie. Telle qu'elle est aujourd'hui monétarisée, la rentabilité de ces espaces, dont beaucoup sont probablement parmi ceux qu'il faudrait conserver du point de vue de la biodiversité, est donc encore plus négative, ce qui pousse davantage à leur transformation. En outre, une imposition égale sur ces biens fonciers à rendement plus faible conduit, de fait, à une imposition relativement plus forte, à rendement net inférieur, et donc à imposer davantage des espaces naturels dont la biodiversité est plus importante. **Dans ces cas, la fiscalité, en pénalisant relativement davantage les écosystèmes riches, incite à leur transformation et pousse la société et l'économie à s'appauvrir en les privant d'une partie notable des biens et services écosystémiques qui leur étaient fournis gratuitement par ces espaces naturels**.

Pour faire face à des impositions fiscales fortes en valeur relative sur un foncier non bâti à rendement brut déjà très faible, son détenteur doit donc intensifier le rendement brut de son bien (exploitation plus intense, changement de destination, artificialisation, etc.) ou amputer son capital, c'est-à-dire la nature.

Si l'on veut accroître le rendement du foncier non bâti sans que cela passe nécessairement par sa transformation, son artificialisation, son urbanisation ou par l'intensification de son exploitation, il semble nécessaire d'alléger la fiscalité qui pèse sur lui.

En outre, un certain nombre de dépenses fiscales incitent directement ou indirectement à la dégradation de la biodiversité (voir tableau 2-7). Ces dépenses fiscales sont triplement négatives : envers la biodiversité de par leur nature ; envers le budget de l'État puisqu'elles constituent une perte de recettes fiscales ; envers l'économie et la société dans leur ensemble puisqu'elles ne permettent pas la vérité des coûts, élément essentiel de choix du consommateur. À nouveau, cela ne signifie pas pour autant qu'il faille toutes les supprimer, ni que les secteurs concernés doivent forcément voir les soutiens publics dont ils bénéficient diminuer. Mais ces dépenses doivent à tout le moins être réexaminées dans leurs modalités et réduites en nombre et en montant.

Plusieurs dispositions adoptées entre 2005 et 2007 ont amélioré le statut fiscal des espaces naturels :

- depuis 2005, en vertu de la loi sur le développement des territoires ruraux, les zones Natura 2000 sont exonérées de la part communale de la taxe foncière sur les propriétés non bâties (TFNB) à hauteur de 100 % et certaines zones humides à hauteur de 50 %, sous réserve d'un engagement de gestion pendant cinq ans ;
- les espaces naturels protégés sont désormais soumis au même régime que les biens ruraux donnés à bail à long terme en matière de droits de mutation à titre gratuit ;
- les frais de restauration et d'entretien des mêmes espaces sont devenus déductibles des revenus fonciers ;
- suite à la loi sur les parcs nationaux d'avril 2006, les cœurs de parcs nationaux situés dans les départements d'Outre-mer bénéficient d'une exonération, applicable pendant cinq ans, de la TFNB.

Tableau 2-7 : Quelques dépenses fiscales à réexaminer au regard de leur impact sur la biodiversité

Intitulé de la mesure fiscale	Référence	Impôt concerné	Impact budgétaire en PLF 2007 (en M€)	Effets négatifs possibles sur la biodiversité et la vérité des coûts
Taux de 5,5 % applicable aux éléments constitutifs des aliments pour le bétail et à certains produits et engrais à usage agricole	CGI article 278 bis-4° et 5°	TVA	50	Minore le coût de l'usage des produits phytosanitaires et peut donc inciter à leur utilisation, alors que le Grenelle demande leur réduction
Exonération de taxe professionnelle pour les immobilisations de toute nature utilisées à l'irrigation pour les 9/10e au moins de leur capacité	CGI article 1469	TP		Minore le coût de l'irrigation et peut donc inciter à son usage ainsi qu'à l'extension de cultures fortement consommatrices d'eau et relativement pauvres en biodiversité
Déductibilité des travaux d'arrachage de haies, comblement de fossés, drainage… des revenus fonciers des propriétés rurales	LFI 2006	IR		Incitation à supprimer des éléments importants et structurants de certains écosystèmes et paysages (bocage, zones humides)
Taux réduit de TIPP applicable au fuel domestique utilisé comme carburant diesel	Code des douanes article 265 et 265 B	TIPP	1 450 (950 M€ en 2009)	Disposition historiquement instaurée pour inciter à la mécanisation de l'agriculture française aujourd'hui largement accomplie. Il conduit à minorer les coûts de l'utilisation des intrants (engrais, produits phytosanitaires…) et à désavantager, en termes relatifs, les agricultures biologique ou extensive moins utilisatrices d'intrants et moins mécanisées
Exonération de taxe professionnelle pour les concessionnaires de mines, les permis d'exploitation de mines et les explorateurs de mines et de pétrole et de gaz combustibles	CGI article 1463 A	TP		Les impacts des campagnes d'exploration de gisements de pétrole ou de gaz offshore sur le milieu aquatique semblent de plus en plus documentés
Déduction du revenu global des souscriptions en numéraire au capital de sociétés agréées ayant pour objet le financement de la pêche artisanale (SOFIPECHE)	CGI article 163 *duovicies*, 238 bis HO, 238 bis HP	IR		Disposition incitant au maintien d'une surcapacité des flottes de pêche et donc à une pression trop forte sur les stocks halieutiques par rapport à leur état

Intitulé de la mesure fiscale	Référence	Impôt concerné	Impact budgétaire en PLF 2007 (en M€)	Effets négatifs possibles sur la biodiversité et la vérité des coûts
Exonération de TVA sur les opérations de livraison, de réparation, d'entretien, d'affrètement et de location portant sur les bateaux affectés à la pêche professionnelle maritime et sur les livraisons de biens destinés à l'avitaillement de ces bateaux	CGI article 262- II- 2° et 6e	TVA		*Idem*
Abattement de 50 % sur le bénéfice imposable des jeunes pêcheurs qui s'installent entre le 01.01.1997 et le 31.12.2010	CGI 44 *nonies*	IR		*Idem*
Exonération des opérations effectuées par les pêcheurs et armateurs à la pêche, à l'exception des pêcheurs en eau douce, en ce qui concerne la vente de produits de leur pêche (poissons, crustacés, coquillages frais ou conservés à l'état frais par un procédé frigorifique)	CGI 261- 2-4°	TVA	60	*Idem*
Amortissement exceptionnel égal à 50 % du montant des sommes versées pour la souscription au capital des sociétés agréées pour le financement de la pêche artisanale (SOFIPECHE)	CGI 217 *decies*, 238 bis HP, 238 bis HO	IS		*Idem*
Exonération de TIPP pour certains carburants utilisés par la navigation, notamment pour la pêche dans les eaux communautaires	Code des douanes article 265 bis	TIPP	210	*Idem* En outre, disposition incitant la flotte française à utiliser des engins (chalut) entraînant à la fois une dégradation importante du milieu marin lui-même (fond des mers) et une dépense énergétique nettement supérieure à d'autres modes de pêche

En outre, la loi sur les parcs nationaux d'avril 2006 a instauré au sein de la dotation globale de fonctionnement (DGF) une dotation versée aux communes dont le territoire est pour tout ou partie compris dans le cœur d'un parc national. Cette dotation est fonction de la part de la superficie de la commune comprise dans le cœur du parc, cette part étant doublée pour le calcul de la dotation lorsque la superficie dépasse 5 000 km^2. Elle évolue chaque année comme la dotation globale de fonctionnement. Cette mesure constitue un pas important dans l'instauration d'une solidarité en faveur de communes possédant un patrimoine naturel à préserver.

Néanmoins, le statut fiscal du patrimoine naturel n'est toujours pas équivalent à celui du patrimoine culturel. Il conviendrait notamment pour cela que les frais de restauration et d'entretien des espaces naturels protégés soient déductibles du revenu global (avec un plafond) et non des seuls revenus fonciers, et que les zones humides non agricoles puissent aussi être exonérées de la TFNB.

Plusieurs autres mesures étaient proposées par les sénateurs P. Laffitte et C. Saunier en 2007 :

- réexaminer les encouragements fiscaux à l'artificialisation des milieux naturels ;
- réduire la pression fiscale sur les milieux naturels. Par exemple, il devrait être possible de mettre en œuvre des exonérations totales ou partielles sur les zones humides, les espaces naturels à statut de protection strict ; les espaces dévolus à l'agriculture biologique et les prairies naturelles ;
- favoriser l'utilisation et la fiscalité locale pour ralentir l'étalement urbain ;
- inciter, en utilisant l'impôt sur le revenu et éventuellement l'impôt sur la fortune, à la restauration des espaces naturels ;
- utiliser les dotations de financement des collectivités locales dans un sens favorisant les biodiversités. L'inclusion d'un critère biodiversité dans le calcul de la dotation globale de fonctionnement (DGF), proposée par le groupe de travail n° 2 du Grenelle de l'environnement, va dans ce sens. Mais il faut aller plus loin en considérant, comme dans le cas de la loi sur les parcs nationaux précitée, la constitution d'espaces protégés par les collectivités locales comme un investissement au même titre que la rénovation d'un lycée ou la construction d'une route ; c'est pourquoi la dotation globale d'investissement (DGI) devrait aussi inclure un critère « biodiversité ».

D'une manière générale, le groupe considère qu'en matière de biodiversité, l'utilisation des instruments économiques et fiscaux ne doit pas être prioritairement orientée vers des buts de rendement et de financement mais plutôt vers des buts incitatifs, d'internalisation des coûts et de vérité des prix.

4.4. Revoir la Comptabilité nationale pour une intégration de la valeur des écosystèmes

L'élaboration des comptes intégrés économiques et environnementaux est encadrée par le système des Nations unies, qui définit le cadre théorique des comptes de l'environnement (SEEA3). Les comptes environnementaux sont actuellement assez bien intégrés avec le système des comptes nationaux (SCN) et traitent

principalement de questions liées aux pressions de la production et de la consommation. **Dans le cadre de la révision du SEEA, prévue pour 2012, il est envisagé d'inclure des comptes d'écosystèmes afin de mesurer les impacts de ces pressions sur le fonctionnement des écosystèmes eux-mêmes et les conséquences qui en résultent pour les services qu'ils fournissent à l'économie et au bien-être humain en général**. Il s'agit d'essayer de répondre à quelques questions de base liées à la durabilité de l'interaction économie-nature (Weber, 2008) :

- le capital naturel renouvelable (les écosystèmes, leurs fonctions et services) est-il maintenu au cours du temps ?
- le coût complet de l'entretien et de la restauration du capital naturel est-il couvert par le prix courant des biens et des services ?
- le prix des produits importés couvre-t-il les coûts complets de maintenance et de restauration des écosystèmes dans les pays d'origine ?
- le total de la demande finale de biens et de services fournis par l'économie et de services d'écosystèmes utilisés gratuitement, individuellement et collectivement par les ménages s'accroît-il avec le temps ?

Cette approche « macro » répond à un besoin de valeurs agrégées opérationnelles, tel qu'exprimé depuis quelques mois par la demande politique à travers :

- le « rapport Stern » 2007 sur les coûts de l'inaction concernant le changement du climat ;
- l'initiative de Potsdam du G8+5 (2007) pour un rapport sur les coûts de l'inaction concernant les pertes de biodiversité, sous le titre « TEEB, The Economics of Ecosystems and Biodiversity » ;
- la conférence européenne « Au-delà du PIB », novembre 2007 ;
- la multiplication des initiatives pour l'évaluation et la comptabilité des écosystèmes (Green Accounting for Indian States Project, Eureka!-Europe, programmes nationaux en préparation au Royaume-Uni, en France, en Espagne, etc.) ;
- le programme de la Banque mondiale de calcul de « l'épargne véritable nette » (maintenant « épargne ajustée ») ;
- l'« Initiative pour une économie verte », récemment lancée par le PNUE (voir ci-après) ;
- l'indice de développement humain (IDH), créé par le PNUD en 1990 ;
- les travaux menés en France par la Commission sur la mesure de la performance économique et du progrès social (Commission Sen-Stiglitz).

Enfin, l'émergence de la question des paiements internationaux des services d'écosystèmes, en agriculture par exemple (FAO, 2008), pour lesquels une comptabilité est aussi nécessaire que pour les mécanismes du protocole de Kyoto, est un défi considérable auquel le SEEA doit répondre.

L'Agence européenne pour l'environnement est activement engagée dans un travail méthodologique sur les comptes d'écosystèmes (Weber *et al.*, 2008) et participe à ce titre à l'un des cinq volets de la deuxième phase du processus TEEB, portant sur « Les bases scientifiques : cadre d'évaluation, méthodologie d'évaluation monétaire et analyses de coût ». Le résultat de ces travaux est attendu pour 2010.

4.5. Intégrer la biodiversité dans la comptabilité et la stratégie des entreprises

La Convention sur la diversité biologique reconnaît explicitement, notamment par ses articles 10 et 16, l'importance d'engager le monde de l'entreprise dans la conservation de la biodiversité. Initiée en 2005, avec un fort soutien de la Commission européenne, une dynamique spécifique a été entérinée, lors de la 8e Conférence des Parties de la Convention tenue en mars 2006 à Curitiba, au Brésil, sous l'intitulé « Business and biodiversity », puis lors de la Conférence de Lisbonne sous présidence portugaise de l'UE en novembre 2007 (même intitulé).

Cette initiative est basée sur l'organisation de rencontres régulières sur ce thème et appelle à l'adoption de « bonnes pratiques » susceptibles de minimiser les impacts des entreprises sur la biodiversité et de favoriser sa préservation. Elle part du constat que « ***la variabilité et l'incertitude associées à la biodiversité et aux services écosystémiques sont en effet à la fois sources de risques et d'opportunités pour les entreprises, notamment en termes d'approvisionnement en matières premières, de réputation, de coût du capital et de réglementation****. Afin d'assurer la pérennité de l'organisation, des méthodologies permettent de hiérarchiser les enjeux pour la prise de décision et l'action, vers une meilleure maîtrise des impacts ; via l'intégration de la biodiversité dans l'économie, en lui donnant un juste prix* » (Houdet, 2008).

S'inscrivant dans ce contexte, l'Institut français de la biodiversité (IFB) et l'association Orée décidaient, fin 2005, de créer un groupe de travail sur la biodiversité, réunissant des entreprises et des scientifiques ainsi que des associations et des collectivités.

L'ambition de ce groupe est de rechercher les voies par lesquelles la biodiversité peut être un moteur du développement et l'activité économique un moyen de conserver ou d'accroître la biodiversité.

Les premiers travaux ont débouché sur le développement d'un **indicateur d'interdépendance de l'entreprise à la biodiversité (IIEB), outil d'auto-évaluation qui doit permettre aux entreprises de mettre en exergue les interactions directes et indirectes qu'elles entretiennent avec le monde vivant**. Cette démarche a permis aux 25 entreprises engagées dans la réflexion de pleinement s'approprier le concept de biodiversité, de se situer par rapport à certains critères choisis comme les plus révélateurs, et de poser les premières bases pour la mise en place d'actions stratégiques.

Partant du constat que la comptabilité des entreprises n'est pas conçue pour évaluer et suivre les relations entre l'entreprise et la biodiversité, la prochaine étape des travaux du groupe vise à établir une méthodologie pour un ***Bilan biodiversité des organisations***, qui serait le pendant biodiversité du « Bilan carbone », en restant dans le **langage de l'entreprise**, celui des *coûts* et *bénéfices*.

4.6. L' « Initiative pour une économie verte »

Le 22 octobre 2008, le PNUE et des économistes de premier plan ont lancé **l'« Initiative pour une économie verte », qui vise à profiter de circonstances historiques pour offrir dès aujourd'hui une économie de demain**. La mobilisation et la re-focalisation de l'économie mondiale sur les investissements dans

des technologies propres et des infrastructures naturelles, telles que les forêts et les sols, sont considérées comme le meilleur pari pour une réelle croissance, pour combattre le changement climatique et provoquer des créations d'emplois au XXIe siècle.

L'Initiative pour une économie verte comprend trois piliers : évaluer et intégrer les possibilités nationales et internationales de la nature ; générer des emplois verts ; établir des politiques, instruments et signaux du marché capables d'accélérer la transition vers une économie verte.

La stratégie construite sur les résultats du TEEB est aussi liée à l'Initiative des emplois verts du PNUE, de l'Organisation internationale du travail, de la Confédération syndicale internationale et de l'Organisation internationale des employeurs.

L'Initiative pour une économie verte s'appuiera sur le travail considérable déjà produit par le PNUE, le système des Nations unies et d'autres organisations, qui va des impacts et des opportunités de la pêche, des carburants et d'autres subventions jusqu'aux mécanismes innovateurs du marché et aux produits financiers amorçant déjà une transition.

Conclusions

À travers ce chapitre, nous avons tenté de montrer l'ampleur mais également la complexité des enjeux socioéconomiques et politiques liés à la biodiversité, notamment du fait de la multiplicité des acteurs et de l'intrication des échelles auxquelles ces acteurs interagissent avec cette biodiversité.

Face à une crise historique de la biodiversité, à l'aube d'une possible sixième extinction, sous l'effet de pressions anthropiques grandissantes, les approches traditionnelles de conservation de la biodiversité se révèlent largement insuffisantes pour freiner et inverser la tendance. La France est porteuse elle-même d'une grande responsabilité dans les enjeux de conservation puisqu'elle détient, avec ses territoires d'Outre-mer, plus du tiers de la biodiversité mondiale.

Une prise de conscience sur la nécessité d'agir s'est certes fait jour et la biodiversité apparaît désormais sur l'agenda politique international, avec l'engagement d'enrayer la perte de biodiversité d'ici à 2010.

Cette prise de conscience a été stimulée par la mise en évidence – notamment grâce au *Millennium Ecosystem Assessment* – de l'extrême dépendance des activités humaines vis-à-vis de la biodiversité, au-delà des produits marchands issus de la biodiversité actuelle (nourriture, médicaments, fibres, bois, etc.), que ce soit pour la biodiversité fossile (combustibles, matériaux, minerais) ou les services de support, de régulation ou services culturels et d'inspiration (dont dérive la bionique). Les grandes incertitudes liées aux changements climatiques doivent nous rappeler que **la biodiversité est la garantie d'une « assurance-vie sur la vie elle-même »**.

L'évaluation des enjeux socioéconomiques de la biodiversité conduit à revisiter en profondeur la notion d'externalité des coûts des programmes, projets et activités, dans une perspective de long terme, et à s'interroger sur les différents domaines où il serait possible d'agir en faveur de la biodiversité :

- à un niveau « microéconomique », la fiscalité **s'avère un levier puissant pour introduire une prise en compte de la biodiversité et de ses services**, tant par le réexamen des subventions et dépenses fiscales à effets négatifs sur la biodiversité que par la mise en place d'incitations. **L'intégration de la biodiversité dans la comptabilité et la stratégie des entreprises** relève également de ce niveau micro ;
- à un niveau macroéconomique, l'initiative consistant à **revoir la Comptabilité nationale** en intégrant une « valeur » pour la biodiversité et les services qu'elle procure, accompagne les nombreuses démarches émergentes visant à **l'établissement d'un marché pour le paiement des services écosystémiques**, ou, tout récemment, l'« Initiative pour une économie verte ».

On le voit, une réelle dynamique est lancée pour une intégration de la démarche économique dans les approches de la conservation de la biodiversité. Cependant, il subsiste de sérieuses incertitudes sur les moyens d'y parvenir : de nombreuses connaissances restent à acquérir sur les fonctions écologiques liées à la biodiversité, sur les seuils de résilience des écosystèmes sous l'effet de pressions croissantes. Des méthodologies doivent être affinées pour la définition d'indicateurs de biodiversité et d'intégrité des écosystèmes pertinents à différentes échelles (voir chapitre 4). Les méthodes traditionnelles d'évaluation économique doivent être testées au regard d'éléments souvent difficiles à quantifier, tels que les services de régulation ou les services culturels liés aux écosystèmes. Et ceci de façon suffisamment solide pour accompagner l'évolution récente du droit vers les notions d'échange et de compensation (voir chapitre 3).

Références bibliographiques

Babin D., Thibon M., Larigauderie A., Guinard S., Monfreda C. et Brels S. (2008), *Strengthening the Science-Policy Interface on Biodiversity. Results of the Consultative Process towards an IMoSEB*, IMoSEB/IFB/Cirad, 128 p.

Balmford A., Rodrigues A.S.L. *et al.* (2008), *The Economics of Biodiversity and Ecosystems: Scoping the Science*, Cambridge, UK, European Commission : 297.

Benyus J. M. (2002) (réédition d'un ouvrage de 1997), *Biomimicry, Innovation Inspired by Nature*, Harper Collins, New York, 301 p.

Blondel J. (2004), « Impact du réchauffement climatique sur les oiseaux : ajustements phénotypiques ou réponses adaptatives ? », *in Actes des Deuxièmes Journées de l'Institut français de la biodiversité*, Marseille, 25-28 mai.

Braat L. et ten Brink P. (eds) (2008), *The Cost of Policy Inaction: The Case of not Meeting the 2010 Target*, Study for the European Commission, DG Environment in support to the TEEB First phase.

Burel F. et Baudry J. (2003), *Landscape Ecology, Concepts, Methods, and Applications*, Science Publisher, New Hampshire, 378 p.

Centre de recherches de climatologie (CRC) et Chaire UNESCO Vins et Culture (2007), Actes du colloque international « Réchauffement climatique, quels impacts probables sur les vignobles ? », Dijon, 28-30 mars 2007.

Centre thématique européen sur la diversité biologique (CTE/BD) (2008a), Liste de référence des espèces et habitats de la directive Habitats par région biogéographique, http://biodiversity.eionet.europa.eu/ (accédé le 10/01/09).

Centre thématique européen sur la diversité biologique (CTE/BD) (2008b), *Article 17 Web Tool*, « Biogeographical assessments at MS level », http://biodiversity.eionet.europa.eu/article17 (accédé le 10/01/09).

Chevassus-au-Louis B. et Griffon M. (2007), « La nouvelle modernité : une agriculture productive à haute valeur écologique », *DEMETER 2008*, 7-48.

Cléach M.-P. (2008), *L'apport de la recherche à l'évaluation des ressources halieutiques et à la gestion des pêches*, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 174 p.

Collectif d'experts (2003), *Stratégie nationale pour la biodiversité, état des lieux, 2003*, www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/etat_des_lieux_-_decembre_2003.pdf.

Collectif Science & Décision (2007), *La Biodiversité dans les zones rurales*, université d'Evry-Val-d'Essonne, CNRS, www.science-decision.fr/cgi-bin/topic.php?topic=RUR&chapter=0.

Commission européenne (2008), *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité*, Luxembourg, Office des publications officielles des Communautés européennes, 64 p.

CSPNB (Conseil scientifique du patrimoine naturel et de la biodiversité) (2007), *La biodiversité à travers des exemples*, MEDD/D4E, 104 p., www.ecologie.gouv.fr/-CSPNB-html.

Cury P. et Miserey Y. (2008), *Une Mer sans poissons*, Paris, Calmann-Lévy, 279 p.

EFTEC (2005), *The Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: A Literature Review*, Report to DEFRA, Londres, 42 p.

European Commission (2008), *Biodiversity Communication Action Plan COM(2006)216: Communication from the Commission - Halting the loss of biodiversity by 2010 – and beyond – Sustaining ecosystem services for human well-being*, Brussels.

European Environment Agency (2008), *Ecosystems Services – Accounting for what Matters*.

European Environment Agency (2006), *Progress Towards Halting the Loss of Biodiversity by 2010*, EEA Report No 5/2006, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

FAO (2007), *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture 2007. Payer les agriculteurs pour les services environnementaux*, Rome, 240 p.

Feldmann P. (2007), « Une floraison précoce d'*Ophrys* dans l'Hérault : un effet du changement climatique ? », *L'Orchidophile*, n° 38 (2), p. 111-116.

Gallai N., Salles J. M., Settele J. et Vayssière B. (2008), « Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline », *Ecological Economics*, doi:10.1016/j.ecolecon.2008.06.014.

García de Cortázar Atauri I., Brisson N., Jacquet O., Payan J.-C., Claverie M., Salançon E., Fournioux J.-C., Monamy C., Le Sueur D., Barbeau G., Bottois N., Dumot V., Gaudillere J.-P., Goutouly J.-P., Agut C., Rodriguez-Lovelle B., Ramel J.-P., Huard F., Ripoche D., Launay M. et Seguin B. (2007), « Évaluation des impacts du changement climatique dans les différents vignobles de France à l'aide du modèle STICS-vigne », *Actes du congrès Climat et Vigne*, avril 2007, Zaragoza, 8 p.

Gargominy O. (éd.) (2003), *Biodiversité et conservation dans les collectivités françaises d'Outre-mer*, Collection Planète Nature, Comité français pour l'UICN, Paris, 246 p.

Griffon M. (2006), *Nourrir la planète*, Paris, Odile Jacob, 456 p.

Guillot A. et Meyer J.-A. (2008), *La bionique, quand la science imite la nature*, Dunod, Collection UniverSciences, 248 p.

Houdet J. (2008), *Intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises : le bilan biodiversité des organisations*, Fondation pour la recherche sur la biodiversité, Entreprises, territoires et environnement.

IFEN (2006), « L'Environnement en France », Édition 2006, *Les Synthèses de l'IFEN*, IFEN, Orléans, 471 p. + annexes.

INPN-MNHN (2009), Site de l'Inventaire national du patrimoine naturel, http://inpn.mnhn.fr/isb/index.jsp, (accédé le 3 février 2009).

Jacquet J. et Pauly D. (2008), « Funding priorities: big barriers to small-scale fisheries », *Conservation Biology*, Volume 22, Issue 4, p. 832-835.

Jolivet P. (2008), « La double erreur de l'empreinte écologique », *Les Échos*, 26 novembre.

Klein A. M., Vaissière B. E., Steffan-Dewenter I., Cunningham S. A., Claire K. et Tscharntke T. (2007), « Importance of pollinators in changing landscapes for world crops », *Proceedings of the Royal Society of London*, volume 274, n° 1608, 7 février.

Körner C. (2005), « Biodiversity and atmospheric change », *International Conference, Biodiversity, Science and Governance*, Paris, janvier.

Laffitte P. et Saunier C. (2007), *Rapport sur les apports de la science et de la technologie au développement durable*, Tome II : « La biodiversité : l'autre choc ? l'autre chance ? », Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.

Lepart J. (2005), « Diversité et fonctionnement des écosystèmes et des paysages », *in* P. Marty, F.-D. Vivien, J. Lepart, R. Larrere (éds), *Les biodiversités – Objets, théories, pratiques*, CNRS Éditions, novembre.

Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I, Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.-P. et Trommetter M. (éds) (2008), « Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective », *synthèse du rapport INRA* (France), 113 p.

Levrel H. (2007), *Étude de faisabilité pour la réalisation d'un « Millennium Ecosystem Assessment en France »*, Rapport interne au ministère de l'Écologie et du Développement durable, MNHN, Paris.

Mander U., Wiggering H. et Helming K. (eds) (2007), *Multifunctional Land Use, Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 421 p.

Marangon F. et Visintin F. (2007), « Rural landscape valuation in a cross-border region », *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n° 84-85.

Marbaix P. et van Ypersele J.-P. (2005), *Impacts of Climate Change in Belgium*, Report commissioned by Greenpeace, université catholique de Louvain, Belgique.

McNeill C. et Shei P. (2002), *A Framework for Action on Biodiversity and Ecosystem Management*, Water-Energy-Health-Biodiversity (WEHAP) Working Group, World Summit on Sustainable Development. Johannesburg, Afrique du Sud, 26 août-4 septembre, Nations unies, New York.

MEEDAT (2009), Site Internet section « Natura 2000, Espaces protégés, Sites classés, Paysages ». www.ecologie.gouv.fr/-Biodiversite-et-paysages-.html (accédé le 26/01/2009).

MEEDAT (2008), *L'Outre-mer français, un patrimoine naturel d'exception*, rapport édité par le MEEDAT, 34 p. www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/3%20-%20brochure%20francais.pdf (accédé le 10/01/09).

Millennium Ecosystem Assessment (2005a), *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, 201 p.

Millennium Ecosystem Assessment (2005b), *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*, World Resources Institute, Washington DC., 86 p.

Molyneux D. H., Ostfeld R. S. *et al.* (2008), *Ecosystem Disturbance, Biodiversity Loss and Human Infectious Disease. Sustaining Life. How Human Health Depends on Biodiversity*, E.C. a. A. Berstein. New York, Oxford University Press: 287-323.

Myers N. (Lead Author), Golubiewski N. E. et Cleveland C. J. (Topic Editors) (2007), « Perverse subsidies », *in* C. J. Cleveland (ed.), *Encyclopedia of Earth*, (Washington D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment) [Published in the *Encyclopedia of Earth*, August 9] ; www.eoearth.org/article/Perverse_subsidies (accédé le 11/01/09).

Newman D. et Cragg G. (2007), « Natural products as sources of new drugs over the last 25 years », *Journal of Natural Products* 70(3): 461-477.

Pauly D. (2003), « Ecosystem impacts of the world's marine fisheries », *Global Change Newsletter*, 55: 21-23.

Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. et Torres F. (1998), « Fishing down marine food webs », *Science*, 279 (5352), February, 860–863.

Pedroli G. B. M., van Elsen T., van Mansvelt J. D. (2007), « Values of rural landscapes in Europe: inspiration or by-product? », *NJAS Wageningen Journal of Life Sciences*, 54 (4), 431-447 ; http://library.wur.nl/ojs/index.php/njas/article/view/1343/962.

Piquet F. P., Blanc I., Corbiere-Nicollier T. et Erkman S. (2007), « L'empreinte écologique : un indicateur ambigu », *Futuribles, Revue d'analyses et de prospective*, n° 334, octobre, DOI: 10.1051/futur:20073345.

PNUD (2004), *Les Objectifs du Millénaire pour le développement*, www.undp.org/biodiversity/mdgandbiodiversity.html (accédé le 10/01/09).

PNUE (2005), *Perspectives mondiales de la diversité biologique, deuxième édition*, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, www.cbd.int/doc/gbo2/cbd-gbo2-fr.pdf (accédé le 10/01/09).

PNUE/Grid Arendal (2004), « Poverty-biodiversity mapping applications », Discussion Paper prepared for the IUCN World Congress, November, http://maps.grida.no/go/graphic/global-poverty-biodiversity-map (accédé le 03/02/09).

Rouault G., Candau J.-N., Lieutier F., Nageleisen L.-M., Martin J.-C. et Warzée N. (2006) « Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe »,. *Ann. For. Sci.*, 63 (2006) 613-624.

Sainteny G. (1993), *La Fiscalité des espaces naturels*, Éditions Victoires, Collection Environnement, 104 p.

Soussana J. F., Allard V., Pilegaard K., Ambus P., Ammann C., Campbell C., Ceschia E., Clifton-Brown J., Czobel S., Domingues R., Flechard C., Fuhrer J., Hensen A., Horvath L., Jones M., Kasper G., Martin C., Nagy Z., Neftel A., Raschi A., Baronti S., Rees R. M., Skiba U., Stefani P., Manca G., Sutton M., Tuba Z., Valentini R. (2007), « Full accounting of the greenhouse gas (CO2, N2O, CH4) budget of nine European grassland sites », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121 (1-2). 121-134, doi:10.1016/j.agee.2006.12.022.

Stern N. (2007), *The Economics of Climate Change: The Stern Review*, Cambridge University Press, 640 p. + annexes.

UICN France (2005), *La France et la biodiversité. Enjeux et responsabilités*, brochure.

Wackernagel M. et Rees W. E. (1996), *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*, Gabriola Island, BC ; Philadelphia, PA : New Society Publishers.

Walker B. H., Carpenter S., Anderies A., Abel N., Cumming C., Janssen M., Lebel L., Norberg J., Peterson G. D., Pritchard R. (2002), « Resilience management in social-ecological systems: A working hypothesis for a participatory approach », *Conservation Ecology*, 6(1): 14, www.consecol.org/vol6/iss1/art14.

Weber J.-L. (2008), *Comptabilité des écosystèmes et de leurs services*, *in* session sur « Au-delà du PIB, à la recherche d'indicateurs synthétiques. Les relations entre environnement et développement durable », 12e colloque de l'Association de Comptabilité nationale, Paris, 4-6 juin.

Weber J.-L., Uhel R., Spyropoulou R., Breton F., Arévalo J., Richard D., Haines-Young R., Potschin M., Kumar P., Martin B., Lomas P., Gomez E., Tomas P., Ezzine D., Nichersu J. et Marin E. (2008), *Draft report* on « Ecosystem Accounting for the Cost of Biodiversity Losses: Framework and Case Study for Coastal Mediterranean Wetlands », http://reports.eea.europa.eu/briefing_2008_2/en (accédé le 28/01/09).

Chapitre 3

L'approche juridique

Deux remarques préliminaires s'imposent pour situer ce que peut être l'apport du droit à une réflexion sur la monétarisation de la biodiversité.

En premier lieu, réfléchir sur ce thème du point de vue du droit suppose que le juriste soit en permanence à l'écoute des discours et des analyses produits par les scientifiques et les économistes. Mais une telle posture ne doit pas conduire à percevoir le droit comme une simple « boîte à outils » chargée de réaliser la mise en forme de décisions ou d'orientations définies par ailleurs. Si l'avertissement est nécessaire, c'est qu'une telle perception et un tel glissement sont fréquents, spécialement dans les domaines où la technicité réelle ou apparente des analyses scientifiques et/ou économiques peut donner le sentiment de conduire à des choix « objectifs ». Ce serait oublier que, nourri des analyses des scientifiques et des économistes mais aussi du discours des philosophes, des sociologues ou des politologues (parmi d'autres), le droit développe nécessairement un discours qui lui est propre.

La théorie dite des systèmes autopoïétiques, telle qu'elle est utilisée en sciences sociales et spécialement en droit [1], rend bien compte de cette réalité.

Très schématiquement, les tenants de cette théorie expliquent qu'il existe au sein de la société différents systèmes (politique, religieux, économique, juridique, scientifique, etc.) et que chacun d'entre eux est ouvert aux autres pour en recueillir les informations (on parle alors « d'ouverture cognitive »), mais qu'il est ensuite fermé sur lui-même pour traiter les informations recueillies avec ses propres catégories et concepts (ce qui est désigné par le concept de « fermeture normative »).

Dans cette théorie, le système juridique est un système par nature très ouvert aux autres, qui « écoute » ce que disent *tous* les autres systèmes et qui traduit ensuite ces informations dans ses propres catégories (« dommage », « délit », « propriété », « personne », etc.). Le système juridique va, par exemple, écouter ce que lui disent les systèmes scientifiques et économiques mais il va également entendre ce que lui disent l'éthique, la morale ou la politique...

1 – Voir Teubner (1988, 1994). Voir également les travaux de Niklas Luhmann, notamment Luhmann (1985).

En d'autres termes, le système juridique n'est pas et ne peut pas être le simple « greffier » des analyses économiques ou scientifiques. Il n'y a dès lors rien de surprenant à ce qu'apparaisse un décalage entre les analyses scientifiques et/ou économiques et leur « traduction » juridique. Un tel décalage n'est pas la marque d'une ignorance par le droit de ces analyses mais le simple résultat de leur croisement avec d'autres analyses et de la prise en compte de contraintes extérieures aux systèmes qui les ont produites.

Pour illustrer le propos d'une manière qui pourra paraître provocante mais qui se veut seulement éclairante, il est possible d'évoquer certains travaux scientifiques et/ou économiques relatifs à l'eugénisme ou à la peine de mort : l'eugénisme peut avoir une rationalité scientifique, la peine de mort peut être économiquement plus satisfaisante que le maintien en prison, mais tous deux sont contraires à la dignité humaine et à l'éthique, et le droit peut, à un certain moment, considérer qu'il est socialement plus efficient d'écouter ce que lui disent les « systèmes » politiques ou moraux que ce que lui disent les systèmes économiques ou scientifiques.

La seconde observation préliminaire est à la fois plus technique et plus simple : elle consiste à rappeler, d'une part, que le juge ne peut statuer que sur la demande qui lui est présentée, ce qui lui interdit de statuer *infra* ou *ultra petita*, et d'autre part, qu'il se prononce sur la base des preuves et des démonstrations qui lui sont soumises. Il ne faut donc juger ou évaluer la réponse du juge qu'à l'aune de cette remarque : lorsqu'une association de protection de l'environnement – France Nature Environnement (FNE), par exemple – refuse de demander réparation du dommage écologique et se limite au préjudice moral, le juge ne peut faire autrement que répondre à la seule question qu'on lui pose. Du fait qu'il n'accorde pas réparation pour le dommage écologique, il ne faut pas déduire que la jurisprudence est hostile à une telle réparation. Le demandeur a choisi une autre approche, le juge ne peut pas passer outre. De même, lorsque le juge évalue un préjudice par nature difficile à mesurer, il le fera le plus souvent à partir de la démonstration et des éléments de preuve apportés par les parties, éléments auxquels il adjoindra souvent des expertises.

C'est donc à la lumière de ces deux observations qu'une réflexion peut être conduite sur l'apport du droit à la question de la « valeur » ou de la « valorisation », puis de la « monétarisation » de la biodiversité, étant encore précisé que l'on ne reprendra pas ici le débat sur le sens de ces expressions qui seront retenues dans leur acception courante.

C'est évidemment d'abord dans le cadre du contentieux de la réparation et – avec une signification beaucoup plus ambiguë – sur le terrain de la répression, que la question de la valeur de la biodiversité s'est d'abord posée (section 1). Mais l'histoire juridique récente a, pour partie, déplacé le débat en redonnant une grande actualité à un concept pourtant présent dans notre droit depuis trois décennies au moins : le concept de compensation. La compensation invite, par définition, à comparer des situations entre elles et conduit, par nécessité, à tenter de déterminer des valeurs d'équivalence (section 2). C'est alors un déplacement progressif des enjeux qui doit être souligné, déplacement qui rend lui-même nécessaire une réflexion sur les disciplines juridiques convoquées (section 3).

1. La question de la valeur de la biodiversité dans le contentieux de la réparation et à la lumière ambiguë des textes répressifs

S'agissant du contentieux de la réparation, l'objet des développements qui suivent ne sera pas de présenter une étude exhaustive de la jurisprudence relative à la réparation des dommages causés à certains éléments composant la biodiversité mais de décrire schématiquement les étapes qui ont conduit à l'état actuel du droit. Cette présentation démontrera que des réponses étaient en cours de construction et commençaient à acquérir cohérence et lisibilité lorsque la nouvelle approche s'est imposée.

S'agissant des textes répressifs, quelques lignes suffiront à montrer que le législateur a traduit – souvent en termes monétaires – la réaction sociale à la destruction de certains éléments de la biodiversité, sans qu'il soit possible toutefois d'en tirer des conclusions très fortes sur la « valorisation » de ces éléments.

1.1. La réparation du préjudice écologique et son évaluation par les tribunaux

Si l'on accepte de schématiser, en soulignant que la progression n'a pas été linéaire et que les différentes périodes se chevauchent et s'entrecroisent, **trois étapes ont marqué l'évolution du contentieux de la réparation dans le domaine qui retient notre attention**. La dernière, qui voit la jurisprudence accepter le principe d'une réparation du « préjudice écologique pur », conduit à s'interroger sur les modes d'évaluation de ce préjudice.

a. La lente reconnaissance du préjudice écologique par la jurisprudence

Dans un premier temps, le juge ne prend en compte l'atteinte à la biodiversité qu'en convertissant (au sens où l'on convertit une monnaie) le dommage réellement causé en un dommage économique *stricto sensu*. C'est ainsi qu'invité à réparer le dommage causé en suite du rejet par une société italienne de « boues rouges » au large des côtes corses, le juge saisi, tirant parti des expertises ordonnées sur le volume approximatif d'eau polluée et le tonnage moyen de poissons pêchés par les pêcheurs de la prud'homie concernée, décide que le dommage réparable correspond à la perte de *x* tonnes de poissons susceptibles d'être pêchés dans cette zone[1]. Il en va de même lorsque, ayant à réparer le préjudice causé par une marée noire, une cour d'appel convertit celui-ci en une « atteinte causée à la réputation des stations touristiques du littoral »[2].

Par de telles conversions, évidemment très réductrices, le juge masque totalement le dommage causé à la biodiversité et ne lui reconnaît, en vérité, aucune valeur.

1 – TGI Bastia, 4 juillet 1985, cité *in* « La réparation du dommage écologique marin à travers deux expériences judiciaires : *Montedison* et *Amoco Cadiz* », *Gazette du Palais*, juillet-août 1992, doctr., p. 582.
2 – CA de Rennes, 18 avril 2006, n° 05/01063.

Dans un deuxième temps, répondant aux sollicitations des demandeurs, **le juge a recours, pour traduire le dommage causé à des éléments de la biodiversité, à la notion si malléable de « préjudice moral »**. Ainsi, dès 1982, la Cour de cassation a considéré que la destruction d'un balbuzard-pêcheur par des chasseurs avait causé à une association de protection des oiseaux un « *préjudice moral direct personnel en liaison avec le but et l'objet de ses activités* »[1]. Le préjudice moral invoqué par le demandeur peut trouver sa source dans l'atteinte portée aux éléments de la biodiversité qu'il a pour objet statutaire de protéger (par exemple, la destruction d'animaux appartenant à des espèces protégées – rapaces nocturnes[2], chamois[3] – ou bien pollution de la mer par des hydrocarbures[4]). Mais il peut également trouver son origine dans la simple violation d'une règle, même non suivie d'un dommage, au motif que ladite violation porte « un préjudice direct ou indirect aux intérêts collectifs que [les demandeurs] ont pour objet de défendre »[5].

C'est peu dire, dans ces conditions, que la qualification de préjudice moral apparaît comme une sorte de catégorie fourre-tout qui ne rend évidemment pas compte de l'atteinte à la biodiversité, et dont l'évaluation relève de la pure divination.

À cet égard au moins, la réparation du « dommage écologique pur » – tel qu'il est nommé dans la doctrine juridique pour le distinguer des qualifications précédentes – apparaît intellectuellement plus satisfaisante.

Quoi qu'en ait dit la presse, qui a repris sans les vérifier les affirmations de certains avocats ou hommes politiques, l'acceptation du principe de la réparation d'un tel préjudice par les tribunaux ne date pas de la décision rendue par le tribunal de grande instance de Paris le 16 janvier 2008 à propos du naufrage de l'*Erika*[6].

Depuis plusieurs années déjà, en France, des juges du fond ont accepté de réparer un tel dommage[7]. Dès 1988[8], le tribunal correctionnel de Brest affirme, au bénéfice d'une association de protection de la qualité des eaux, que la destruction des poissons d'une rivière polluée par un collecteur de drainage cause un préjudice direct et certain, notamment « sur le plan biologique ». Conséquent avec cette analyse, le tribunal accorde pour ce préjudice biologique une réparation autonome du « préjudice moral » également subi par l'association. Dans le même sens, le tribunal correctionnel de Libourne en 2001[9] a considéré qu'à la suite de la vidange sauvage d'une citerne contenant des hydrocarbures, « le milieu naturel [avait] subi une incontestable dégradation », pour laquelle une association pouvait demander réparation. De manière plus explicite encore, à la suite de travaux réalisés sans autorisation dans le lit d'un cours d'eau et ayant

1 – Cass. 1re civ., 16 novembre 1982, Bull. civ. I, n° 331.
2 – CA Pau, 17 mars 2005, n° 00/400632.
3 – CA Aix-en-Provence, 13 mars 2006, préc.
4 – CA Rennes, 26 octobre 2006, n° 06/00757 ; CA Rennes, 18 avril 2006, n° 05/01063 ; CA Rennes, 23 mars 2006, n° 05/01913 ; trib. corr. Brest, 8 mars 2005, n° 04/000779.
5 – Formule de l'article L.141-2 du code de l'environnement.
6 – Sur cette décision, voir Laurent Neyret, *Naufrage de l'*Erika : *vers un droit commun de la réparation des atteintes à l'environnement*, D. 2008, p. 2681.
7 – Voir la chronique de Laurent Neyret, *La réparation des atteintes à l'environnement par le juge judiciaire*, D. 2008, p. 170. Alors que le jugement *Erika* n'est pas encore rendu, l'auteur écrit : « le principe de la réparation des atteintes à l'environnement par le juge judiciaire est désormais acquis ». Les illustrations qui suivent sont tirées de la chronique de Laurent Neyret.
8 – Trib. corr. Brest, 4 nov. 1988, n° 2463/88.
9 – Trib. corr. Libourne, 29 mai 2001, n° 00/010957.

entraîné l'assèchement d'une rivière, la cour d'appel de Bordeaux, dans un arrêt du 13 janvier 2006[1], a indemnisé plusieurs associations au titre du « préjudice subi par la flore et les invertébrés du milieu aquatique » et du « préjudice subi par le milieu aquatique ». Enfin, il faut signaler le jugement rendu par le tribunal de grande instance de Narbonne le 4 octobre 2007[2] – trois mois avant la décision *Erika* – qui indemnise les préjudices subis par un parc naturel régional du fait de l'écoulement de produits chimiques dans la mer. C'est donc cette jurisprudence en cours de formation[3] qui a été « médiatiquement » consacrée à l'occasion du jugement rendu le 16 janvier 2008 par le tribunal de grande instance de Paris dans le dossier *Erika*.

Ce faisant, les juges français retiennent des solutions comparables dans leur principe à celles que le juge américain, par exemple, a rendu à plusieurs reprises à l'occasion de dommages causés à la nature[4].

Si le principe d'une réparation des atteintes à certains éléments de la biodiversité, sur le fondement du droit commun de la responsabilité civile, peut donc être considéré comme acquis, il devient essentiel de s'interroger sur les méthodes d'évaluation d'un tel préjudice, étant observé que ce qui sera constaté pour la France vaut pour les autres États membres de l'Union européenne.

b. L'évaluation du préjudice écologique par les tribunaux

Il convient tout d'abord de souligner que les méthodes « américaines » dites contingentes, qui reposent plus ou moins directement sur le consentement à payer, n'ont jamais été utilisées en France ni en Europe[5]. Si les juges européens n'y ont pas recours, c'est sans aucun doute parce que les demandeurs ne leur proposent pas d'évaluer le préjudice par ce moyen. Quant à savoir ce qui pousse les demandeurs à ne pas invoquer ces méthodes, il n'est pas interdit de penser qu'ils doutent – à tort ou à raison – que de telles évaluations, dont la pertinence scientifique est discutée par nombre d'économistes, puissent emporter la conviction d'un juge européen.

Quoi qu'il en soit, les méthodes les plus fréquemment utilisées peuvent être regroupées en trois grandes catégories.

La première méthode, historiquement, a été l'évaluation forfaitaire du dommage. Celle-ci repose parfois sur des barèmes plus ou moins officiels, tels que celui publié en France par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) pour le gibier, régulièrement mis à jour et souvent invoqué devant les tribunaux[6]. Selon un auteur, la valeur retenue par l'Office correspond au « coût de la réintroduction dans la nature d'un nombre d'individus suffisant pour que l'un d'eux puisse survivre et remplacer l'animal détruit »[7]. Dans d'autres

1 – CA Bordeaux, 13 janvier 2006, n° 05/00567.
2 – D. 2007. AJ. 2731.
3 – « En formation » seulement, car il convient de souligner que, jusqu'à ce jour, la Cour de cassation n'a pas encore eu à se prononcer sur de telles décisions.
4 – Voir notamment Brown (1981), Sands et Steward (1996) et Burlington (2004).
5 – Voir note ci-dessus.
6 – Barème des valeurs des différentes espèces de gibier destiné à servir de base aux demandes de dommages-intérêts devant les tribunaux, mis à jour par une décision n° 07/01 du Conseil d'administration en date du 12 avril 2007.
Cf. www.oncfs.gouv.fr/events/droit_jurisprudence/Bareme_valeur_gibier_2007.pdf.
7 – Neyret L., 2008, *Naufrage de l'*Erika, précité.

cas, comme en Espagne[1] ou en Hongrie[2], c'est un texte réglementaire qui fixe le barème. Il arrive aussi que l'évaluation forfaitaire soit retenue sans autre référence explicite que celle qui peut être faite par le juge à l'équité. Très fréquentes sont en effet les décisions dont la motivation se borne à relever « que le préjudice sera équitablement réparé par l'allocation de la somme de… ». Même si la motivation n'est pas aussi succincte, c'est en procédant ainsi, sans révéler aucun critère d'évaluation, mais en faisant simplement référence à « l'ampleur de la pollution » qui a affecté « des oiseaux appartenant à de nombreuses espèces différentes » provoquant ainsi « un véritable désastre ornithologique », que le tribunal correctionnel de Paris a évalué « le préjudice résultant de l'atteinte à l'environnement » invoqué par la Ligue pour la protection des oiseaux (LPO) dans l'affaire *Erika*. On le sait, c'est à 300 000 euros qu'a été évalué ce préjudice pour la perte estimée de 60 000 oiseaux. L'application d'un barème inspiré de celui de l'ONCFS (30 euros pour un pigeon – le moins « cher » des oiseaux de la liste – , mais 800 euros pour une perdrix bartavelle, par exemple) aurait donné un résultat assez sensiblement différent ! Il est vraisemblable qu'il en aurait été de même par application des méthodes d'évaluation contingente qui, quelles que soient leurs limites, ne peuvent pas être considérées comme moins scientifiques que l'évaluation « à la louche » !

La deuxième méthode, à bien des égards plus satisfaisante pour l'esprit, repose sur le coût de la remise en état ou de la restauration *in situ*. Ainsi, ayant à statuer sur la réparation due à un parc national pour le dommage consécutif à la cueillette de génépi, le juge prendra en considération le coût induit par l'opération permettant de retrouver sur le site dégradé le même nombre approximatif de brins que si la destruction n'avait pas eu lieu. Pour ce faire, il comptabilisera le coût de l'intervention nécessaire, d'une part, pour recueillir sur le site des graines de génépi présentant les mêmes caractéristiques génétiques, d'autre part, pour confier ces graines à un laboratoire de l'INRA chargé de les cultiver, et enfin, pour remonter les plants sur le site et en assurer le suivi, en tenant compte, à chaque étape du processus, des pertes inévitables. À titre d'illustration, une telle méthode conduisait, en 2004, à évaluer chaque brin de génépi[3] illégalement cueilli à 3,05 euros.

La troisième méthode, enfin, consiste à évaluer le dommage par référence à un budget dépensé en pure perte pour gérer les biens naturels qui ont été détruits et dont le demandeur avait la charge. Pour évaluer le préjudice causé par la destruction de chamois, le tribunal pourra, par exemple, isoler dans la comptabilité d'un parc national le budget consacré à la gestion et à la protection des ongulés, puis appliquer à ces sommes un ratio tenant compte du nombre d'animaux perdus (ce qui inclut les animaux détruits et leur descendance pendant une période arbitrairement déterminée) par rapport au nombre d'animaux vivant dans l'espace géré par le parc[4].

Se rapproche de cette méthode celle qui a été retenue par le tribunal de grande instance de Paris dans l'affaire *Erika* pour évaluer « le préjudice résultant de l'atteinte à l'environnement » subi par le département du Morbihan. Les juges, reprenant la démonstration du département, ont en effet combiné un critère fiscal,

1 – Décret du 22 janvier 1986.
2 – Règlement d'application du 15 mars 1982 du décret-loi n° 41-1982.
3 – Il y a plusieurs brins sur un même plant.
4 – Voir, par exemple, CA d'Aix-en-Provence, 13 mars 2006, n° 428/M/2006, inédit.

tiré du montant de la taxe départementale sur les espaces naturels sensibles pour l'année 2000 (2 300 000 euros), un critère spatial tenant compte du fait que 662 hectares d'espaces naturels sensibles sur les 3 000 hectares appartenant au département avaient été touchés par la pollution, et un critère temporel, en considérant les deux années pendant lesquelles les effets de la pollution s'étaient prolongés. Par cette méthode d'évaluation, les juges accordent pour ce chef de préjudice la somme de 1 015 066,60 euros [(2 300 000 : 3 000) x 662 x 2].

Comme il a été déjà souligné, **ces réponses sont loin d'être stabilisées et, s'agissant de la prise en compte du préjudice directement causé à des éléments de la biodiversité, elles n'ont jamais été validées par la Cour de cassation**. Pour autant, ces « avancées » pouvaient être considérées comme sérieuses et bien « installées » dans le paysage juridique européen lorsque retentit le coup de tonnerre de la directive 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale. Ces débuts de réponse pourraient être fondamentalement remis en cause[1] par l'émergence d'une nouvelle approche et par la (re) découverte du principe de compensation.

Avant d'évoquer ce basculement possible – en tout cas, cette nouvelle donnée –, il convient de rappeler en quelques lignes que le droit pénal, avec les impératifs et les objectifs qui sont les siens, a souvent donné une traduction monétaire chiffrée à la destruction de certains éléments de la biodiversité.

1.2. La répression des atteintes à la biodiversité : une traduction monétaire de la réaction sociale

Comme le relève Bruno Cotte dans la préface à la troisième édition de l'ouvrage de Dominique Guihal (2008), **la sanction pénale « reflète une réprobation sociale qui ne s'attache pas aux mesures de coercition ou de réparation administratives ou civiles »**. À ce titre, il peut être tentant de rechercher quelles peines sont prévues par la loi en répression d'atteintes portées à certains éléments composant la biodiversité. Pour autant, il paraît difficile de tirer de ce constat des leçons qui aillent précisément au-delà du simple constat.

C'est l'article L. 411-1 du code de l'environnement qui fonde les interdictions destinées à garantir « la conservation d'espèces animales non domestiques ou végétales non cultivées » dont l'autorité réglementaire, aux termes de l'article L. 411-2 du même code, fixe la liste et pour lesquelles elle détermine l'intensité de la protection[2]. Quant aux sanctions, elles sont énoncées pour l'essentiel par les articles L. 415-3 et R. 415-1 du code de l'environnement. Le premier de ces textes punit « de six mois d'emprisonnement et de 9 000 euros d'amende le fait, en violation des interdictions prévues par les dispositions de l'article L. 411-1 et par les règlements pris en application de l'article L. 411-2 : a) de porter atteinte à la conservation d'espèces animales non domestiques (…); b) de porter atteinte à la conservation d'espèces végétales non cultivées (…) ». Depuis la loi n° 2006-436 du 14 avril 2006, l'amende est doublée lorsque ces infractions sont commises dans le cœur d'un parc national ou dans une réserve naturelle. Quant

1 – Même si le débat est vif en doctrine et si de nombreux auteurs considèrent qu'il ne doit pas en aller ainsi. Voir en particulier Camproux-Duffrène (à paraître). Voir également Guihal et Nesi (2007), p. 230 et s.
2 – Voir Guihal D. (2008), p. 481 et s., spéc. n° 41 202 à 41 204.

à l'article R. 415-1, il sanctionne des peines prévues pour les contraventions de 4e classe (750 euros au plus), « le fait de : 1° Perturber de manière intentionnelle des espèces animales non domestiques protégées au titre de l'article L. 411-1; 2° Introduire dans le milieu naturel, par négligence ou par imprudence, tout spécimen d'une des espèces, animale ou végétale, mentionnées à l'article L. 411-3 (…) ».

Que déduire de ce constat ? À l'évidence, il faut relever que le législateur a donné une traduction monétaire à certaines atteintes portées aux éléments de la biodiversité que l'autorité réglementaire considère comme dignes d'être protégés. Mais le niveau retenu peut-il être regardé comme donnant une indication sur la valeur de la biodiversité ainsi protégée ? Il est possible d'en douter pour deux raisons au moins. D'une part, le niveau des peines est avant tout déterminé par la nature de l'infraction – délit ou contravention – et s'inscrit dans une échelle qui a peu à voir avec la gravité du dommage causé. Sauf exception, le droit pénal n'a pas, en effet, pour vocation de réparer les conséquences de l'atteinte mais plutôt de réprimer le trouble social induit par l'infraction. C'est ainsi que sont punis des mêmes peines la destruction d'un animal appartenant à une espèce protégée, son transport – même si l'animal est déjà mort – ou la destruction, l'altération ou la dégradation du milieu particulier à certaines espèces animales ou végétales. D'autre part, le seuil maximum des peines prévues par les textes n'est que très exceptionnellement atteint sur le terrain, les juges ayant à tenir compte des circonstances de fait, de la situation personnelle du prévenu, tous éléments qui n'ont évidemment rien à voir avec l'importance de l'atteinte causée.

C'est la raison pour laquelle il importe de revenir au cœur du sujet en analysant le déplacement qui est en train de s'opérer entre réparation et compensation.

2. De la réparation à la compensation

Un changement radical est intervenu avec l'adoption de la directive 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale et de la loi n° 2008-757 chargée de la transposer. Dans le même temps ont été redécouverts des textes plus anciens qui avaient été largement délaissés et dont on souhaite la « remise en service ». Cette double évolution invite à s'interroger sur l'émergence du concept de compensation et sur ses conséquences.

2.1. La directive 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale et la loi de transposition n° 2008-757 du 1er août 2008

Il ne peut être question ici d'analyser ces textes dans le détail mais seulement de rechercher ce qui, dans leurs dispositions, est susceptible de nourrir la réflexion du présent rapport. Préalablement à leur examen, il convient de souligner que, contrairement à ce que pourrait laisser penser leur intitulé, **ces textes ne mettent pas en place une « responsabilité » au sens traditionnel du**

terme mais une police administrative ayant pour objet de prévenir et/ou de réparer certains dommages à l'environnement.

Cette précision étant donnée, **deux points essentiels méritent d'être retenus** au titre d'une réflexion sur la valorisation de la biodiversité.

En premier lieu, la directive comme la loi de transposition consacrent formellement le principe de la nécessaire réparation de *certains* dommages à l'environnement que le texte français, reprenant fidèlement la directive, énumère et définit dans ce qui est devenu l'article L. 161-1 du code de l'environnement. C'est le principal apport de ces textes : désormais, l'obligation de réparer le « dommage écologique pur » est inscrite dans la loi, du moins pour les catégories de dommages qui entrent dans ses prévisions. Les différentes catégories de dommages concernés sont les dommages au sol (en cas et seulement en cas de risque d'atteinte grave à la santé humaine), les atteintes graves à l'état écologique, chimique ou quantitatif, ou au potentiel écologique des eaux et, enfin, les atteintes affectant gravement l'état de conservation des populations des espèces de faune et de flore sauvages protégées par le droit. Dans tous les cas, le constat de la « gravité » de l'atteinte ou du risque d'atteinte est un préalable à l'application du nouveau dispositif. Mérite enfin d'être signalé que le même article L. 161-1 introduit dans notre droit la notion de « services écologiques » et soumet au nouveau régime les pertes affectant les dits services.

En second lieu, la directive comme la loi de transposition excluent formellement la réparation par équivalent monétaire et définissent deux modalités de réparation auxquelles s'ajoute une troisième.

La primauté de la remise en état sous l'égide et le contrôle de l'administration est tout d'abord consacrée. C'est ce que la loi désigne sous le terme de « réparation primaire ».

Lorsque la remise en état est impossible, la compensation par équivalent en nature (éventuellement sur un autre site) doit alors être retenue par l'autorité compétente. C'est ce que la loi, suivant encore en cela la directive, nomme assez curieusement « réparation complémentaire », estimant sans doute que, dans la plupart des cas, cette forme de réparation ne viendra pas se substituer à une réparation primaire totalement impossible, mais servira à compléter une remise en état partiellement hors de portée.

Enfin, à ces deux formes de réparation doit venir s'ajouter ce que la loi désigne sous le terme de « réparation compensatoire » et qui consistera en une compensation par équivalent en nature des services écologiques perdus entre le moment de l'atteinte et le moment où les réparations primaire et/ou complémentaire auront produit leurs effets et permis un retour à la « normale ».

La compensation en nature, qui implique des évaluations (certes non nécessairement monétaires[1]) puis la détermination de valeurs d'équivalence, est ainsi devenue l'un des outils majeurs de la réparation des dommages à l'environnement.

1 – Nous reviendrons sur ce point dans la section 2.3.

2.2. La redécouverte de la compensation dans les textes nationaux et communautaires

Dans le même temps, on semble redécouvrir que **divers textes, d'origine communautaire et/ou nationale, prévoient qu'un aménagement, une activité, un projet, un plan ou un programme, susceptibles de porter atteinte à l'environnement et notamment à la biodiversité, ne peuvent être autorisés par l'administration que si le pétitionnaire fait tout ce qui est nécessaire pour éviter les impacts, réduire les impacts négatifs qu'il ne peut éviter et, enfin, « si possible » ajoutent les textes, compenser les impacts négatifs résiduels**. Ce triptyque – éviter, réduire et compenser si possible – est présent depuis 1976 dans le droit français (aujourd'hui articles L. 122-1, et L. 122-3 du code de l'environnement) et a été à nouveau consacré par le droit communautaire dans les directives n° 85/337, dite directive « projets », et n° 2001/42, dite directive « plans et programmes ». Une traduction partielle de ces directives a été depuis intégrée dans le code de l'environnement à l'article L. 122-6. Présente dans les textes, l'obligation de compenser les impacts négatifs résiduels ne s'est traduite jusqu'ici que de manière très exceptionnelle et souvent à l'initiative d'agents de terrain, fréquemment inquiets de mettre en place des opérations de compensation sans autre ligne directrice que leur bon sens et leurs connaissances des sites concernés. Sans toujours oser l'exprimer, ces agents de terrain sont en demande forte d'un encadrement juridique pour de telles opérations [1].

Au regard de ce qui vient d'être exposé, il peut être soutenu que la compensation est devenue un concept central (nous n'écrivons pas unique) du dispositif juridique en cas d'atteinte à des éléments de la biodiversité, que ces atteintes soient déjà intervenues ou que l'autorité chargée d'interdire, d'autoriser et d'imposer des prescriptions, les anticipent.

Quelle lecture le droit peut-il faire de ce changement de paradigme ?

2.3. Un changement de paradigme

Une première question s'impose : est-il légitime de rapprocher des dispositions qui ont trait à des dommages non encore réalisés et que l'administration peut théoriquement empêcher en refusant au pétitionnaire l'autorisation qu'il sollicite, de celles qui désormais organisent les modalités de la réparation d'un dommage déjà survenu ? Nous serions tentés de répondre favorablement à cette question. Mais rapprocher ne signifie pas assimiler. La différence fondamentale entre les deux situations tient à ce qu'une décision d'interdiction est encore possible dans le premier cas – et devra intervenir si l'intérêt général le justifie – alors que, par hypothèse, elle ne l'est pas dans le second. Pour autant, outre que la réalité du terrain est sans doute plus nuancée, le rapprochement s'impose au moins quant au concept et à la mise en œuvre de la compensation, lorsqu'elle devra intervenir. Or elle le devra dans le dispositif mis en place par la directive et la loi sur la responsabilité environnementale pour les dommages sur le point de survenir ou déjà survenus ; mais elle le devra aussi lorsque, après examen de la

1 – On se reportera sur ce point à la présentation qui a été faite de certaines de ces expériences au cours du colloque qui s'est tenu à la Cour de cassation le 24 mai 2007 sur la réparation des atteintes à l'environnement : www.courdecassation.fr/formation_br_4/2007_2254/assurances_responsabilites_9490.html ; pour une présentation synthétique de ces travaux, voir Martin (2009).

demande et vérification que le pétitionnaire a fait tout son possible pour éviter les impacts négatifs et réduire ceux qui ne peuvent être évités, l'autorité compétente décidera que l'opération mérite d'être autorisée pour des motifs d'intérêt général – dont l'appréciation pourra être soumise au contrôle du juge –, à la condition que le pétitionnaire soit en état de compenser les impacts négatifs résiduels.

En d'autres termes, il serait paradoxal de relever que la référence à « la compensation » est présente dans le discours législatif pour les deux hypothèses et de considérer, dans le même temps, qu'aucun rapprochement ne doit être effectué.

Dans le cadre de cette approche renouvelée, le juriste va rencontrer un concept qu'il connaît bien et qu'il utilise souvent, celui de fongibilité. En droit des obligations, la compensation n'est possible qu'entre des choses fongibles. Or, par définition, les éléments de la biodiversité, sauf exception, ne sont pas fongibles entre eux. Dès lors, le seul moyen de mettre en œuvre une compensation entre des biens non fongibles est de trouver un étalon commun, une valeur commune de référence qui permette de comparer l'incomparable. Cet étalon commun peut être construit à partir d'indicateurs très divers, mais dont l'objectif ultime doit être de permettre la comparaison et, lorsqu'elle peut intervenir, la compensation. C'est pourquoi, en droit des obligations, la fongibilité n'est assurée la plupart du temps qu'en passant par le biais du bien le plus fongible qui soit : la monnaie. Faut-il s'en inquiéter ? Que peut apporter le droit à une réflexion sur la monétarisation de la biodiversité ?

Contrairement à ce que l'on pourrait imaginer, le juriste n'a pas *a priori* d'états d'âme pour tout convertir en valeur monétaire : il le fait tous les jours lorsqu'il accepte d'accorder des dommages-intérêts pour réparer une atteinte à l'honneur, à l'intégrité physique, à l'image ou à la vie privée, etc. Il le fait encore lorsqu'il accepte que soient souscrites des assurances sur la vie ou contre les maladies redoutées. À cet égard, que des valeurs étalon soient données aux éléments de la biodiversité pour éclairer la décision publique ou garantir une meilleure mise en œuvre de la jurisprudence du bilan « coût/avantages » inaugurée par le Conseil d'État en 1971 avec l'arrêt Ville Nouvelle Est[1], n'a rien qui puisse heurter les principes. La doctrine relève souvent que cette jurisprudence, qui consiste pour le juge administratif à comparer les « coûts » collectifs d'un projet à ses « avantages », pour apprécier la légalité d'une déclaration d'utilité publique, n'a pas répondu aux espoirs placés en elle. Plus précisément, il est observé que le juge est assez souvent conduit à sous-estimer les « coûts » du projet, notamment écologiques, lorsqu'il a, par exemple, à faire le bilan d'un projet d'infrastructure d'intérêt national[2]. Des exemples contraires existent[3], mais la réalité est bien celle qui est décrite. Il est encore possible d'ajouter que dans les cas assez rares où le juge prend en compte le « coût » environnemental d'un projet, ce n'est pas l'atteinte à la biodiversité *stricto sensu* qui emporte sa

1 – C. E. 28 mai 1971, Rec. page 409, concl. Braibant.
2 – Voir par exemple Chrestia (1997), p. 545 ; Hostiou (2006), p. 604.
3 – C. E. 20 octobre 1972, Société civile Sainte-Marie de l'Assomption, Rec. page 657, Conclusions Morisot ; C. E. 25 juillet 1975, Syndicat des marins pêcheurs de la rade de Brest, RJE, 1976, p. 63 ; C. E. 28 mars 1997, Autoroute A 400 Annemasse-Thonon, Rec. 210 (mais cette annulation n'est absolument pas fondée sur la prise en compte des « coûts » environnementaux, le juge les ayant même expressément exclus de son appréciation : voir Chrestia (1997), loc. cit. ; C. E. 10 juillet 2006, THT Boutre-Carros, RFDA, 2006, p. 990, note M.-F. Delhoste.

décision, mais bien plutôt l'aspect paysager et la protection des sites. À cet égard, donner à la biodiversité une valorisation monétaire pourrait contribuer à conférer une plus grande visibilité à cet élément en lui accordant la place qui devrait être la sienne dans le bilan réalisé par le juge.

Mais peut-on accepter d'aller plus loin pour utiliser la valeur-étalon à des fins d'échange et de compensation ? C'est une toute autre question. Le fait que le juge accorde une indemnité parce qu'une erreur médicale a privé la victime d'un rein ne signifie pas que le rein est une marchandise qui peut faire l'objet d'un échange. En d'autres termes, le droit peut avoir des réserves à accepter que certaines « choses » soient des « biens juridiques » qui participent au commerce juridique et à l'échange marchand. Pour que cela soit autre chose qu'un discours, il faut évidemment que la loi le dise expressément et qu'une autorité (ce peut être le juge, d'autres fois l'État, ou encore les deux) veille au respect du principe de non-commercialité.

La position du système juridique sera parfois plus nuancée : l'interdiction de participer à l'échange marchand pourra faire l'objet d'exceptions, lorsqu'une autorité l'aura décidé et dans la limite prévue par la loi. Ainsi, une autorisation administrative n'est pas dans le commerce juridique, mais la licence des taxis fait l'objet d'un commerce, l'autorisation de rejet de gaz à effet de serre convertie en quotas fait l'objet d'un marché.

Dans ces hypothèses – lorsque le bien est par principe ou à titre exceptionnel dans le commerce juridique et qu'un marché peut exister à son propos –, une nouvelle considération doit entrer en jeu : certains marchés ont pour objet des biens qui, outre leur valeur marchande, sont également porteurs de valeurs exogènes au marché (les ondes hertziennes sont également les vecteurs de la liberté d'expression, par exemple). **Si le droit accepte qu'un échange de ces biens puisse avoir lieu – ce qui est un préalable absolu –, l'interrogation devra nécessairement porter sur des questions de régulation de l'échange**. Les questions qui se posent sont alors des questions de procédure, au sens fort de ce terme, c'est-à-dire des questions de démocratie.

C'est typiquement ce qui est en train de se produire avec la biodiversité et qui nous fait basculer du droit de la compensation au droit de la régulation.

3. De la compensation à la régulation

Une rapide et très schématique présentation des projets en cours précédera la nécessaire réflexion sur le fonctionnement et la régulation du dispositif.

3.1. Les projets en cours

La Caisse des dépôts a créé en 2008 une filiale à 100 % (CDC Biodiversité) dotée d'un capital de 15 M€ dont l'objet est d'accompagner les opérateurs dans ce domaine. Parmi d'autres mesures d'accompagnement, la société a décidé de « produire » de la biodiversité, en vue notamment d'offrir des « unités de biodiversité » à des opérateurs qui seraient contraints de compenser les

atteintes que leur activité a causées ou est susceptible de causer. Selon ses responsables, cette partie de l'activité de la nouvelle filiale représenterait, pour l'heure, 10 % environ du chiffre d'affaires global.

Le schéma (très caricaturalement) est le suivant.

La CDC acquiert des surfaces qu'elle gère ou fait gérer (par des opérateurs agréés par l'État) dans un esprit de conservation et de protection. Elle se propose ainsi de « fabriquer » de la biodiversité.

Ces espaces et cette gestion sont ensuite « convertis » (sous la responsabilité et avec l'agrément de l'État) en unités de comptes spatio-temporelles appelées « unités de biodiversité » (la gestion « écologique » pendant 30 ans de 100 hectares correspondant à l'habitat de telle espèce représentera, par exemple, 50 unités de biodiversité).

Lorsqu'un aménageur ou le promoteur d'une activité envisagera de mener à bien une opération, l'État, après avoir vérifié que l'aménageur/promoteur a tout fait pour (i) éviter les impacts, (ii) réduire les impacts qui n'ont pas pu être évités, constatera quels sont les impacts négatifs résiduels. Ces impacts résiduels seront convertis en unités de biodiversité et l'aménageur/promoteur pourra acquérir auprès du fabricant de biodiversité autant d'unités qu'il en aura détruites.

Un schéma identique pourrait être utilisé pour la réparation d'atteintes à l'environnement visées par la loi du 1er août 2008 : à titre de réparation complémentaire et/ou compensatoire, le responsable de l'atteinte pourrait envisager « d'acquérir » un nombre d'unités de biodiversité équivalentes à celles qu'il aurait détruites et qui n'auraient pas pu faire l'objet d'une réparation primaire.

3.2. Plaidoyer pour une régulation des mécanismes de compensation et d'échange

L'expérience décrite ci-dessus, largement inspirée de mécanismes déjà mis en œuvre notamment aux États-Unis[1], est évidemment de nature à faire naître toute une série de questions de principe. Quelle sera la nature juridique de ces unités de biodiversité ? Est-il envisageable de raisonner sur ce point par référence aux autorisations administratives octroyant des quotas de gaz à effet de serre ? Comment et par qui seront établies les valeurs d'équivalence entre des « choses » qui, par nature, ne sont pas fongibles ? Si ces unités de biodiversité correspondent à un engagement de gestion « écologique » limité dans le temps, ne risque-t-on pas de voir une même unité servir à compenser plusieurs dommages successifs[2] ?

Toutes ces questions sont légitimes et méritent une réflexion qui doit convoquer la théorie du droit, le droit des biens et les principes directeurs du droit de l'environnement. Toutes renvoient aussi à la question de la régulation d'un tel marché. C'est sous ce dernier angle que, dans le cadre du présent rapport, il convient de les aborder, tant il est vrai que tout nouveau marché appelle la mise en place de mécanismes et d'organes de régulation.

1 – Voir par exemple Hernandez (2004).
2 – Sur toutes ces questions, voir Camproux-Duffrène (2008), p. 87.

Si on accepte de schématiser[1], l'expression de « nouveau marché » peut désigner deux situations.

Il peut y avoir nouveau marché par l'ouverture à la concurrence d'un secteur qui jusqu'alors était un monopole public (la télévision, les télécommunications, pour n'évoquer que les plus connus). Le nouveau marché peut aussi naître du fait que des biens, jadis hors marché, font leur entrée sur un marché. Tel est le cas des quotas de gaz à effet de serre ou des futures unités de biodiversité.

La mise en place de mécanismes et d'organes de régulation s'impose d'autant plus lorsqu'il convient de veiller à la recherche d'un équilibre entre une libre concurrence à construire et d'autres principes hétérogènes au marché. Si l'on raisonne sur la télévision, par exemple, il est nécessaire de trouver un juste équilibre entre la libre concurrence et la liberté d'expression, la création artistique, etc.[2]

Le marché des unités de biodiversité correspond exactement à ce schéma. L'idée est, en créant des titres qui la représentent, de convertir la biodiversité en instruments susceptibles de faire l'objet de mécanismes d'échange et de compensation. Ce nouveau bien, objet de l'échange, est en lui-même particulièrement difficile à définir. Tous les spécialistes relèvent que la biodiversité ne peut plus être aujourd'hui conçue comme la simple addition de gènes ou d'espèces ; ce sont les interactions entre ces éléments, les services qu'ils se rendent[3], qui sont essentiels. La première difficulté est (sera) donc de « construire » le bien en question.

Au-delà, ce nouveau bien est à l'évidence porteur de valeurs exogènes au marché qui sont elles-mêmes délicates à cerner. Pour la facilité du propos, on les rangera sous l'étiquette de « durabilité », afin d'exprimer l'idée, d'une part, que le bien représenté par le titre n'est pas – au sens propre – reproductible à l'infini et, d'autre part, qu'il participe aux équilibres nécessaires à la vie.

Or l'analyse du schéma présenté ci-dessus fait apparaître des risques de confusion entre les prérogatives régaliennes de l'État[4], la détermination des valeurs d'échange ou de compensation[5] et la surveillance du marché ainsi créé, notamment pour éviter tous les dysfonctionnements, du type entente ou position dominante, qui ne manqueront pas d'apparaître.

Cette confusion fonctionnelle est susceptible de faire naître des effets pervers en cascade, au premier rang desquels celui de voir l'exercice des prérogatives régaliennes soumis à la logique marchande – le projet est autorisé puisque les atteintes pourront être compensées à travers l'achat d'unités de

1 – Pour plus de nuances, on se référera à l'article fondateur de M.-A. Frison-Roche, « Le droit de la régulation », *D.* 2001, p. 610 et s.
2 – « Un secteur justifiant la construction d'un corpus de règles et d'une autorité de régulation est dans l'entre-deux du droit de la concurrence et du droit public, dans une conception dynamique et croisée de l'un et de l'autre… Le secteur est à la fois ouvert à la concurrence et non abandonné à la concurrence », écrivait M.-A. Frison-Roche (*ibid*.). Voir également du même auteur, « Définition du droit de la régulation économique », *D*. 2004, p.126 et suiv.
3 – La directive n° 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale et la loi du 1er août 2008 qui la transpose ont introduit ce concept en droit interne.
4 – Interdire un projet, l'autoriser en mettant en œuvre les polices administratives auxquelles il sera soumis, accepter ou refuser un programme de réparation présenté par l'exploitant responsable d'une atteinte.
5 – Ce qui implique l'établissement des « équivalences », voire des conditions d'établissement de ces « équivalences ».

biodiversité – et, plus encore, celui de voir la logique marchande emporter les valeurs exogènes non marchandes.

En d'autres termes, il semble indispensable que l'autorité qui fera fonctionner le marché et qui établira les valeurs d'équivalence soit distincte de celle qui exercera les prérogatives régaliennes et qui dira ce qui est dans la sphère de l'échange.

Comme il est fréquent, les germes d'une telle autorité de régulation sont présents dans toute une série d'initiatives actuelles, même si aucun projet n'offre toutes les garanties nécessaires. L'analyse des pratiques de ces différentes institutions en gestation permettra de dire si elles entendent jouer le rôle de régulateur.

Ce rôle de régulateur pourrait-il être tenu par le Conseil scientifique que la Caisse des dépôts et consignations a décidé de mettre en place ? On peut en douter : la principale qualité d'un régulateur est d'être extérieur au secteur régulé, tout en représentant les intérêts contradictoires qui s'y expriment. C'est de cette extériorité, et de l'acceptation des décisions qu'il prend, qu'il tire principalement sa légitimité [1].

La mise en place qui serait aujourd'hui programmée d'un « observatoire de la compensation » pourrait répondre à la condition d'extériorité mais n'aurait *a priori* pour objectif – comme son nom l'indique – que d'observer, ce qui ne peut pas être la seule mission d'un organe de régulation.

Les directives européennes 85/337 (« projets ») et 2001/42 (« plans et programmes ») ont fait une partie du chemin vers la constitution d'un réel dispositif public de régulation : elles prescrivent en effet qu'**une « autorité compétente en matière d'environnement »** donne son avis, rendu public, au cours du processus d'élaboration de la décision sur l'évaluation des impacts environnementaux présentée par le pétitionnaire de l'opération, et en particulier **sur les mesures envisagées pour éviter, atténuer ou compenser ces impacts**. Ces dispositions reviennent donc à faire valider par une autorité qualifiée les mesures envisagées, le cas échéant, en matière de compensation.

En vertu du principe de subsidiarité, ces directives laissent aux États membres le choix des modalités de mise en œuvre de ces dispositions. Leur transposition en droit français, en cours d'achèvement, confie la fonction « d'autorité environnementale » soit aux préfets pour les opérations de portée locale, soit à des structures rattachées au ministère en charge de l'Environnement pour les opérations nationales. De surcroît, la fonction de cette « autorité » est actuellement limitée à l'émission des avis prescrits par les directives.

À terme, la mise en place d'un dispositif de régulation efficace supposerait, d'une part, que son indépendance soit réellement assurée et, d'autre part, que ses compétences s'étendent explicitement à la validation des opérations de compensation, ce qui n'est qu'implicite actuellement. À cet égard, si, pour faciliter le fonctionnement de ce marché, le recours à des valorisations monétaires sur le modèle des valeurs « tutélaires » déjà existantes pour la vie humaine ou le temps qui passe peut être envisagé, la question centrale est de savoir selon quelles procédures seront élaborées ces valeurs et quels seront

1 – Voir les travaux précités de M.-A. Frison-Roche.

les intérêts contradictoires pris en compte. À l'évidence, la légitimation technique ne paraît pas suffisante et de telles valeurs ne pourront être socialement acceptées que si leur élaboration bénéficie d'une légitimation démocratique. L'autorité de régulation environnementale pourrait en être l'instrument.

Il s'agit là de conditions indispensables à l'émergence d'une véritable autorité de régulation, tant il est vrai qu'une telle autorité, pour être utile et efficace, doit être indépendante de l'exécutif et du secteur qu'elle régule, tout en étant apte à recueillir toutes les informations issues de ce secteur et à prendre en compte les intérêts contradictoires qui s'y expriment.

Si, poussant plus loin la réflexion, on s'interroge sur la composition d'une telle autorité, plusieurs propositions peuvent être avancées. Des magistrats des deux ordres devraient évidemment en faire partie ; à leurs côtés devraient siéger des représentants de l'État, des organisations non gouvernementales ayant pour objet la protection de l'environnement, des promoteurs et des aménageurs, mais aussi des personnalités qualifiées issues des communautés scientifiques concernées, au rang desquelles les sciences humaines et sociales ne devraient pas être oubliées.

D'autres difficultés méritent encore réflexion : quelles devraient être les prérogatives de l'autorité ? Au-delà de ce que pourrait être son « influence » par la publication de rapports ou d'avis, doit-elle être dotée de prérogatives réglementaires ? Peut-on même songer à lui conférer des prérogatives juridictionnelles ? Dans cette dernière hypothèse, à quels recours faut-il songer ? Une organisation assurant les fonctions de régulation ne trouve, en effet, son utilité que si elle fournit des repères stables, susceptibles d'être audités et homogènes, s'appuyant sur l'ensemble des connaissances réunies dans le domaine dont elle traite. Ce type d'organisation est, en effet, constamment exposé au risque de « capture » par certains acteurs du secteur et l'une des parades les plus efficaces contre ce risque réside dans la publicité et l'audit des opinions qu'elle émet, sur la base du principe d'objectivité, afin de faciliter la controverse utile à la décision finale.

La conduite de réflexions sur ces différentes interrogations ne devrait pas être trop longtemps différée.

Références bibliographiques

Brown E.D. (1981), « Making the polluter pay for oil pollution damage to the environment: a note on the Zoe Colocotroni case », *Lloyd's Maritime and Commercial Law Quarterly.*

Burlington L. B. (2004), « Valuing natural resource damages: a transatlantic lesson », *Environmental Law Review,* 6 (2).

Camproux-Duffrène M.-P. (à paraître), *Les modalités de réparation du dommage; les apports de la responsabilité environnementale,* actes du colloque du Mans, 27-28 novembre 2008, Paris, Dalloz.

Camproux-Duffrène M.-P. (2008), « Le marché d'unités de biodiversité, questions de principes », *Revue Juridique de l'Environnement*, numéro spécial.

Chrestia P. (1997), *Application de la théorie du bilan en matière de travaux autoroutiers,* AJDA.

Guihal D. (2008), *Droit répressif de l'environnement*, Paris, Economica.

Guihal D. et Nesi F. (2007), « L'articulation du nouveau dispositif de responsabilité environnementale avec le droit commun », *Droit de l'environnement*, n° 151, p. 230 et s.

Hernandez S. (2004), « Compensations pour la diversité biologique, une opportunité économique et financière », Revue *Échanges*, décembre, n° 238.

Hostiou R. (2006), *La théorie du bilan à l'épreuve des atteintes à l'environnement et à la propriété privée,* AJDA.

Martin G. J. (2009, à paraître), « La réparation des atteintes à l'environnement », *in La réparation des préjudices*, Paris, Dalloz.

Luhmann N. (1985), « The autopoiesis of social system », Florence, EUI, *Colloquium Papers* (Doc. IUE 328/85 – Col. 81).

Sands P. et Steward R. B. (1996), « Valuation of environmental damage – US and international law approaches », *Review of European Community and International Environmental Law,* 5 (4).

Teubner G. (1994), *Droit et réflexivité : l'auto-référence en droit et dans l'organisation*, Paris, LGDJ.

Teubner G. (1988), *Autopoietic Law: a New Approach to Law and Society,* Berlin/New York, Walter de Gruyter.

Chapitre 4

État des connaissances : concepts et indicateurs biologiques

1. Les concepts de la biodiversité

Le terme biodiversité est apparu relativement récemment, en 1985, dans les discours sur la diversité des êtres vivants[1]. Pour certains, il ne s'agit que d'une simple innovation sémantique fortuite ayant fait florès, mais qui n'introduit aucun concept nouveau. D'autres (Aubertin, 2000) ont souligné que ce nouveau terme marquait la sortie de ces problématiques du strict domaine d'intérêt des biologistes et des protecteurs de la nature et son entrée dans le champ politique, dès lors que les questions soulevées devenaient porteuses à la fois de promesses et de menaces, et impliquaient fortement l'homme.

Ce terme a « cristallisé » plusieurs évolutions longues dans la perception de la nature et introduit plusieurs concepts importants, qui devront être pris en compte dans les indicateurs qui viseront à décrire et à mesurer la biodiversité. Une présentation plus détaillée de ces différents concepts est proposée dans les articles de Chevassus-au-Louis (2007, 2008a et 2008b).

Parmi de nombreuses définitions possibles, le groupe de travail retiendra celle proposée par la Convention de Rio (1992) : « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie : cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

1 – Le mot est la contraction de l'expression « *biological diversity* », inventée par Thomas Lovejoy en 1980. Il a été proposé par Walter G. Rosen en 1985 lors de la préparation du « National Forum on Biological Diversity » et apparaît pour la première fois dans une publication en 1988, lorsque l'entomologiste américain E. O. Wilson en fait le titre du compte rendu de ce forum.

1.1. Les prémisses : inventorier l'arche de Noé[1]

Les prémisses du cheminement de la pensée des naturalistes remontent à 1758, date considérée comme fondatrice de la systématique moderne. C'est en effet la date de publication par Linné de sa dixième édition de *Systema Naturae*, qui décrit les espèces selon la nomenclature binominale (nom de genre puis d'espèce), principe de nomenclature ensuite universellement accepté. Environ 10 000 espèces y sont décrites, 6 000 espèces végétales (essentiellement des plantes terrestres) et 4 400 espèces animales, dont près du tiers sont des vertébrés. À cette époque, la conception fixiste, selon laquelle les espèces étaient l'œuvre du Créateur et étaient restées immuables depuis leur création, n'était pas contestée, même si le fait que certaines d'entre elles avaient pu disparaître dans des événements catastrophiques était reconnu. Réaliser l'inventaire du vivant, ordonner les espèces, c'était donc retrouver le plan du Créateur, comme l'exprimait explicitement la devise de Linné : « Deus creavit, Linnaeus disposuit ».

1.2. La nouvelle frontière : l'inaccessible grand inventaire

Même s'il s'est peu à peu affranchi de cette dimension métaphysique, ce projet de grand inventaire a motivé les efforts des naturalistes pendant tout le XIXe et le XXe siècle, pour aboutir aujourd'hui au chiffre d'environ 1,7 million d'espèces décrites. Un changement majeur de perception s'est cependant opéré dans les années 1960, lié à de nouvelles méthodes permettant une exploration plus systématique de certains écosystèmes (forêts tropicales, océan profond) et une estimation du nombre d'espèces encore inconnues. Alors que l'on considérait le grand inventaire réalisé en majeure partie – ce qui avait d'ailleurs conduit à une désaffection de la communauté scientifique pour ces activités –, ces travaux ont en effet révélé que les espèces connues ne représentaient qu'une très faible partie de l'ensemble total des espèces et que, de plus, cette partie visible n'était sans doute pas représentative de ce qui restait à découvrir. En effet, si des groupes comme les vertébrés et les plantes terrestres pouvaient être considérés comme bien inventoriés, la plupart des groupes d'invertébrés, les algues ou les champignons étaient sans doute pour l'essentiel à explorer. Autrement dit, la perception de la biodiversité reposait sur des espèces de taille relativement grande, facilement observables, qui constituaient plutôt l'exception que la règle au sein du vivant[2].

Ce caractère inaccessible[3] du grand inventaire s'est encore accru lorsque des méthodes modernes de caractérisation, fondées sur la biologie moléculaire, ont pu être appliquées aux micro-organismes, en particulier aux bactéries. Par analogie avec l'astronomie[4], on peut en effet parler de « matière noire » de la biodiversité, car il est maintenant évident que ces micro-organismes

1 – Cette référence peut être prise à la lettre : lorsque Louis XIV envoie en 1700 le botaniste Joseph Pitton de Tournefort en expédition au Levant, ce dernier ne manque pas de gravir le mont Ararat, à la recherche d'éventuels restes de l'arche de Noé.
2 – Si l'on prend l'exemple des « coquillages », chers aux collectionneurs, on sait aujourd'hui que la grande majorité de ces espèces ont des coquilles qui ne dépassent pas quelques millimètres de longueur.
3 – En prenant l'hypothèse minimale de 10 millions d'espèces et en considérant que l'on décrit aujourd'hui de l'ordre de 10 000 espèces par an, cela situe la fin du grand inventaire en… 2830.
4 – On estime aujourd'hui que l'essentiel de la matière de l'univers n'est pas observé car elle n'émet pas de rayonnement détectable, d'où le terme de matière noire.

représentent sur la planète, tant en termes de biomasse que de diversité et de rôle fonctionnel, l'essentiel de la biodiversité. Comme l'a écrit le paléontologue Stephen Jay Gould[1], « le paradigme du succès de la vie a de tout temps été la bactérie ».

Ceci conduit donc à formuler un premier défi, celui de gérer l'inconnu, c'est-à-dire de décrire la biodiversité et ses évolutions à partir d'une perception non seulement très partielle mais également très biaisée de sa réalité.

1.3. La vision évolutive et ses conséquences

Intuition confuse des Encyclopédistes[2], le fait que les espèces actuelles n'étaient pas immuables mais représentaient une sorte « d'arrêt sur image », c'est-à-dire l'expression – ou plutôt l'une des expressions – à un instant donné de la dynamique du vivant, est un acquis majeur des naturalistes du XIXe et du XXe siècle, au premier rang desquels s'impose la figure de Charles Darwin. En se limitant à la question de la biodiversité, cette « révolution copernicienne » a introduit deux concepts qui, encore aujourd'hui, semblent parfois insuffisamment pris en compte.

Le premier est celui de l'importance cruciale de la diversité au sein des espèces, le plus souvent décrite, de manière restrictive, comme la « diversité génétique »[3]. En effet, dans la conception fixiste – et Linné s'est exprimé très clairement sur ce point – la diversité au sein des espèces n'était pas méconnue, car les naturalistes avaient sous les yeux la multiplicité des races animales ou des variétés végétales cultivées, mais elle était considérée comme un épiphénomène, souvent lié aux activités humaines, qui introduisait des variations limitées autour d'un « type », œuvre du Créateur (d'où la notion de « conception typologique » de l'espèce). L'intuition géniale de Charles Darwin, à savoir relier ces deux phénomènes et postuler que la variation entre les espèces se construisait sur le long terme à partir de la variation au sein de ces espèces, a radicalement changé le statut de la diversité génétique, qui apparaît désormais non comme un artefact mais comme le cœur de la capacité d'adaptation et d'évolution des espèces. D'où la nécessité de décrire ce niveau d'organisation de la diversité et d'en suivre les évolutions.

Seconde conséquence, cette vision évolutive amène à souligner les limites d'un inventaire des espèces comme mesure de la biodiversité. Du fait de la dynamique évolutive, certaines espèces pourront avoir divergé très récemment et être donc très similaires, alors que d'autres auront une divergence évolutive forte et ancienne. De ce fait, des groupes à évolution rapide, comme les insectes, pourront présenter un très grand nombre d'espèces sans que l'on puisse dire que leur biodiversité est plus forte que celle de groupes comme les mammifères, à évolution plus lente. En outre, la tendance des systématiciens à créer des espèces et les critères qu'ils utilisent pour ce faire peuvent varier fortement

1 – Gould S. J. (1997), *L'Éventail du vivant*, Éditions du Seuil, Paris, p. 210.
2 – On cite souvent *Le Rêve de d'Alembert* de Diderot (1769) comme l'une des premières expressions de cette pensée évolutionniste.
3 – Ce terme est en effet trop restrictif : il existe d'autres aspects, comme la diversité des comportements entre des populations animales, qui se transmettent par apprentissage et peuvent jouer un rôle important dans la capacité d'adaptation des populations.

d'un groupe à l'autre et il faut parfois longtemps pour vérifier que ces espèces répondent effectivement aux critères d'une « bonne » espèce, au sens biologique du terme[1], ou qu'elles n'ont pas déjà été décrites antérieurement sous un autre nom. Il en résulte que deux espèces tirées au hasard ne mesureront pas la même « quantité » de diversité, autrement dit, mesurer la biodiversité avec un mètre « gradué » en espèces donnera des résultats très différents selon la partie du mètre utilisée.

On peut penser qu'à l'avenir, des méthodes issues de la génomique permettront de mesurer plus directement les divergences évolutives entre espèces et d'unifier dans un même concept les notions de diversité génétique et de diversité spécifique. Mais pour le moment, il faudra, tout en étant conscient de ces limites, continuer à s'appuyer sur des inventaires d'espèces identifiées par des caractères facilement observables pour décrire la diversité spécifique.

1.4. Les apports de l'écologie fonctionnelle

De manière assez indépendante de l'émergence de la pensée évolutive, le développement de l'écologie, et en particulier de l'écologie fonctionnelle[2], a permis de mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes et le rôle qu'y jouaient les différents organismes vivants, le plus souvent considérés en termes d'espèces homogènes[3]. Comme précédemment, le groupe de travail s'est borné à identifier les nouveaux concepts issus de ces travaux qui sont désormais à prendre en compte dans la notion de biodiversité.

Le premier concept, qui semble aujourd'hui évident, est de considérer la diversité des écosystèmes et la répartition des êtres vivants sur la planète comme une dimension clé de la biodiversité. Alors que Linné voyait dans cette répartition le résultat immuable de la Providence divine, l'écologie se propose d'en comprendre les déterminants, en particulier environnementaux. La fameuse carte de l'étagement de la végétation sur les flancs du volcan Chimborazo (figure 4-1), issue de l'ascension par Von Humboldt et Bonpland en 1802 de ce qui était considéré à l'époque comme la plus haute montagne du monde, est souvent tenue comme l'acte fondateur de cette vision déterministe de la répartition de la biodiversité. Plus récemment, la prise en compte de la dimension historique et contingente des peuplements des écosystèmes est venue moduler ces approches strictement déterministes (voir par exemple Hubbel, 2001) : pour paraphraser Jacques Monod, les écosystèmes apparaissent désormais comme les produits du hasard et de la nécessité.

Le deuxième concept est celui de l'importance des interactions fonctionnelles de tous ordres entre les espèces, liées à de multiples échanges : échanges alimentaires, qui assurent la circulation de l'énergie au sein de l'écosystème, mais aussi échanges de signaux physiques ou chimiques qui vont conférer à un écosystème des propriétés spécifiques et émergentes. Cette notion

1 – Nous renvoyons aux ouvrages spécialisés pour une discussion sur ce concept biologique de l'espèce.
2 – Branche de l'écologie qui étudie les écosystèmes sous l'angle des grands échanges de matière et d'énergie entre les êtres vivants qui les peuplent.
3 – L'examen de la diversité génétique entre les individus de la même espèce et du rôle éventuel de cette diversité a peu motivé, jusqu'à une époque récente, l'écologie fonctionnelle, même si Haeckel, inventeur du mot « écologie », était proche de Darwin.

d'émergence signifie que ces propriétés ne peuvent être prédites à partir de la connaissance, même fine, de la biologie de chaque espèce et ne résultent pas de la simple addition des activités propres à chacune de ces espèces. Sans utiliser le terme de « super-organisme »[1], il est clair que l'ensemble du peuplement biologique d'un écosystème (sa « biocénose ») constitue un système biologique intégré et original[2]. Outre la nécessité de décrire ce nouveau niveau d'organisation du vivant (la « diversité écologique »), **ce constat amène à la nécessité de préserver globalement ces ensembles co-adaptés que sont les biocénoses au sein de leurs écosystèmes et non pas seulement de conserver leurs composantes indépendamment et en dehors de ces écosystèmes**. Pour prendre une analogie, il faut décrire non seulement les instruments de l'orchestre mais la musique qu'il joue, et l'idée de détruire toutes les partitions musicales du monde au prétexte que l'on connaît les notes relèverait du cauchemar de *Fahrenheit 451*.

Figure 4-1 : Répartition de la végétation sur les flancs du volcan Chimborazo (carte publiée en 1805 par A. Von Humboldt et A. Bonpland)

Source : commons.wikimedia.org

Enfin, le troisième concept amène à revenir sur **les limites de l'utilisation des espèces comme métrique de la biodiversité**. En effet, l'écologie fonctionnelle, en se proposant d'identifier le rôle que joue chaque espèce au sein d'un écosystème, est amenée à regrouper des espèces jouant un rôle similaire,

1 – Même si la définition de Rio laisse à penser que les écosystèmes sont des organismes (« variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes… »), le terme nous semble à réserver à des associations extrêmement étroites et quasi indispensables entre des espèces, comme les symbioses (tels les lichens, qui sont des associations d'algues et de champignons).
2 – En particulier parce que, du fait de ces co-adaptations, la même espèce dans deux écosystèmes différents pourra avoir des caractéristiques biologiques sensiblement différentes, par exemple en termes de résistance aux maladies.

par exemple, si l'on étudie le cycle de la matière organique, des producteurs primaires, secondaires, des prédateurs, des décomposeurs, etc. Ces « groupes fonctionnels » peuvent rassembler des espèces très proches sur un plan évolutif (par exemple les différentes espèces de pics dans une forêt) ou au contraire appartenant à des lignées évolutives très différentes (par exemple les sauterelles et les moutons, deux espèces mangeuses d'herbe dans une prairie)[1]. Autre proposition de l'écologie fonctionnelle, l'idée qu'au sein d'un groupe fonctionnel donné il existe souvent une certaine redondance entre les espèces, autrement dit que, au sein d'un groupe relativement riche en espèces, l'augmentation du nombre d'espèces ou la disparition de l'une d'entre elles n'auront pas d'influence notable sur le fonctionnement de l'écosystème et sur les services écosystémiques qui en découlent ; en revanche, si une fonction clé n'est assurée que par une seule espèce, la disparition de celle-ci devra au contraire être considérée comme une perte majeure de biodiversité. **On voit donc que cette approche fonctionnelle prendra en compte de manière très différenciée les diverses espèces d'un écosystème et proposera une mesure de la biodiversité qui pourra être très différente de celle fondée sur les divergences évolutives.**

1.5. De la description des entités à la mesure de la diversité : la perception de la fragilité

La nécessité d'appréhender la diversité biologique non seulement par une description qualitative de ses entités mais par une mesure quantitative globale est apparue relativement récemment. Remarquons d'emblée que le terme de « diversité » n'a pas de sens précis dans le vocabulaire mathématique, d'où des possibilités variées de traduction en termes d'indicateurs.

On peut rattacher cette évolution à une tendance générale des sciences à vouloir quantifier leurs approches mais également, dans le cas de la biodiversité, à des préoccupations plus pratiques. Ainsi, les travaux précurseurs du danois Johannes Schmidt au début du siècle[2] sur la mesure de la variabilité du nombre de vertèbres entre individus d'une même espèce de poissons avaient pour but de savoir si la variation observée entre des milieux différents était d'origine génétique et signifiait que l'on avait affaire à des stocks différents (qui devaient donc être gérés indépendamment), ou résultait de l'influence locale de l'environnement sur un stock unique. Ce sont d'ailleurs ces préoccupations finalisées, en particulier celles de l'amélioration génétique des races animales et des variétés végétales, qui ont motivé tout le développement des méthodes statistiques permettant d'estimer la variabilité génétique de certains caractères à partir de la diversité observable (« phénotypique ») de ces caractères.

En ce qui concerne la diversité spécifique, on peut faire remonter à 1948 les premières propositions de mesure globale, basées soit sur la théorie de l'information (indice de Shannon-Wiener) soit sur la théorie des probabilités (indice de Simpson). Dans les deux cas, l'indice est d'autant plus élevé que le nombre d'espèces est élevé et que leurs proportions sont équilibrées. Mais ces indices n'étaient guère connus que de la communauté scientifique spécialisée et servaient

1 – Inversement, des espèces évolutivement proches peuvent avoir des rôles fonctionnels très différents : parmi des espèces de poissons de la même famille, on trouvera des filtreurs de plancton, des mangeurs d'herbe, des consommateurs d'invertébrés, voire des prédateurs d'autres poissons.
2 – Voir par exemple *Journal of Genetics*, 1919.

surtout à comparer les biodiversités de sites homogènes d'un même écosystème ou d'écosystèmes différents. C'est sans doute la perception depuis les années 1960 de l'érosion accélérée de la biodiversité, à ces différents niveaux d'organisation (perte de diversité génétique, à travers la disparition de races et variétés domestiques traditionnelles ou la diminution des effectifs de populations sauvages, disparition d'espèces, destruction d'écosystèmes) qui a motivé les efforts de construction d'indicateurs simples, compréhensibles par des décideurs politiques et, plus largement, par le grand public. Admise à l'échelle évolutive, la disparition d'espèces devenait une réalité préoccupante à l'échelle humaine. Il ne s'agissait plus de comparer dans l'espace des écosystèmes différents mais de pouvoir suivre, à des échelles plus ou moins larges (écosystèmes, paysages, écorégions), les variations temporelles de la biodiversité. Les paragraphes ci-après montreront que les indicateurs adaptés à la description de la variation spatiale d'une biodiversité supposée stable se révèlent alors inadaptés à ce nouveau cahier des charges.

En outre, compte tenu de l'importance des activités humaines dans cette érosion de la biodiversité, il apparaissait nécessaire de définir non seulement des indicateurs d'état, permettant de suivre les évolutions, mais également des indicateurs de pression (ou d'interaction) de ces activités sur la biodiversité.

1.6. Conclusions sur les concepts de la biodiversité

À l'issue de ce tour d'horizon, on peut résumer ainsi les concepts que devront traduire des indicateurs de biodiversité, mais également les contraintes qui s'imposeront à ces indicateurs :

- rendre compte, à partir d'un nombre nécessairement limité d'entités facilement observables, d'un ensemble beaucoup plus vaste, et encore en grande partie inconnu ;
- décrire les différents niveaux d'organisation de la biodiversité (génétique, spécifique, écologique) en s'appuyant, au moins aujourd'hui, sur des métriques spécifiques à chaque niveau et incommensurables ;
- dépasser l'inventaire des entités pour prendre en compte l'importance des interactions entre elles, que ce soit à court terme comme fondement des services des écosystèmes ou à long terme comme moteur de l'adaptation du vivant ;
- percevoir et mesurer, à l'échelle humaine, des variations éventuelles de cette biodiversité et l'évolution des facteurs responsables de ces variations, en particulier les activités humaines.

Il est donc clair que la biodiversité est un « objet multidimensionnel », dont les différentes dimensions n'obéissent pas en outre à des métriques communes. On peut donc d'ores et déjà énoncer qu'il est illusoire d'espérer la décrire par un indicateur unique. **On pourrait même être tenté de parler *des* biodiversités, tant les différents niveaux, intra-spécifique, spécifique et écologique, ne font pas aujourd'hui l'objet d'une théorie unitaire permettant de les agréger. Nous continuerons cependant dans la suite de ce rapport de parler de *la* biodiversité, car, même si les concepts appropriés sont encore en partie à construire, il est évident qu'il s'agit de parler du déploiement, dans le temps et dans l'espace, d'êtres vivants régis, par-delà leur diversité, par une origine et des processus communs.**

2. Les possibilités de quantification de la biodiversité

Les indicateurs de biodiversité offrent « *l'opportunité de créer des passerelles entre le monde des experts et celui des profanes, entre celui de la science et celui de la politique, en facilitant l'émergence d'un langage commun à propos de cet objet qu'est la biodiversité* » (Levrel, 2007).

D'un point de vue scientifique, ils permettent d'apporter une connaissance synthétique de l'état de la biodiversité, afin de quantifier des phénomènes généraux mais dont les résultats devront être interprétés avec prudence. D'un point de vue sociétal, ils doivent être compréhensibles par tous, afin d'établir dialogue et compromis entre des parties prenantes.

2.1. Que mesure-t-on ?

a. Des unités différentes pour des contextes écologiques et institutionnels spécifiques

Dans le contexte actuel de modifications environnementales accélérées, où les modifications anthropogéniques se propagent sur l'ensemble de la biosphère, **la biodiversité renvoie à une grande diversité d'objectifs de conservation** portés par une grande diversité d'acteurs (Barbault et Chevassus-au-Louis, 2004). Mettre en place des indicateurs (de résilience des écosystèmes, de richesse spécifique, de variabilité génétique ou de quantité de services écosystémiques) nécessite de fixer préalablement des objectifs de conservation précis, en étroite relation avec la manière dont les acteurs concernés vont les utiliser.

Le suivi de la biodiversité ne peut alors se résumer à un nombre limité d'indicateurs taxonomiques (oiseaux communs par exemple) ou structurels (composition en essences par exemple). Si ces indicateurs communs permettent de réaliser des comparaisons, il est aussi intéressant de développer **des indicateurs qui soient adaptés à des contextes écologiques et institutionnels spécifiques**.

Leur construction implique aujourd'hui des arbitrages entre des tensions qui vont représenter les bases scientifiques et politiques de l'indicateur (Couvet *et al.*, 2004 ; Levrel, 2007) :

- la double dimension politique et scientifique associée aux indicateurs : elle implique de fournir une information simple à un large public ou un outil dont les résultats devront être interprétés avec prudence (limite la simplicité) ;
- l'échelle d'application de l'indicateur : conçu à des échelles spatiales, temporelles et symboliques spécifiques, un indicateur sera difficilement transposable à une autre échelle ;
- le caractère subjectif et objectif des indicateurs : bien que les indicateurs soient des outils d'information partiaux et partiels, ils favorisent les débats publics. Les remettre en cause est utile mais peut entraîner une perte de confiance pour cet outil d'argumentation.

b. Un objet complexe

La quantification de la biodiversité, associée à une double dimension scientifique et sociétale, est **un objectif d'autant plus ambitieux que la biodiversité est un objet complexe**, à la fois par ses différents niveaux d'organisation (diversité génétique, spécifique et écosystémique) et par l'hétérogénéité des entités au sein de chacun de ces niveaux. La complexité de l'objet à mesurer et de ses perceptions (par les écologues, taxonomistes, naturalistes, gestionnaires, économistes, etc.) engendre une grande dispersion des représentations et des informations le concernant (Levrel, 2007).

La complexité de la biodiversité entraîne la multiplication des modes de construction et de choix d'indices de biodiversité. Les indicateurs renvoient à de nombreuses échelles spatiales (du gène à la biosphère), temporelles (évolutions génétiques, spécifiques ou écosystémiques non comparables) ou symboliques (représentations). De même, selon l'angle décisionnel ou fonctionnel sous lequel on aborde la biodiversité, on distingue des unités de prise de décision (communes, cantons…) ou des unités de fonctionnement (fonctionnement hydrologique des unités de bassins versants par exemple).

Un indicateur est pensé à des échelles spatiales, temporelles et symboliques spécifiques, ce qui le rend difficilement transposable à une autre échelle. Développer un indicateur de biodiversité réaliste à une échelle et à destination d'acteurs spécifiques (échelle de réalisme ou d'application), c'est admettre que cet indicateur sera vraisemblablement irréaliste à une autre échelle et en inadéquation avec les représentations des acteurs qui l'utilisent. Ainsi, les décideurs à l'échelle nationale ont pour objectif de montrer les efforts faits pour atteindre l'objectif de réduction de l'érosion de la biodiversité d'ici à 2010 et les résultats obtenus. À l'échelle locale, les indicateurs de biodiversité utilisés par les gestionnaires répondent plutôt à des objectifs de valorisation de leur territoire. Quant au grand public, il est sensible à certaines espèces auxquelles il associe des représentations (ours, loups, cerfs, lynx…) et/ou qui sont facilement observables (oiseaux, papillons communs…) (Levrel, 2007).

Le même problème d'échelle concerne la dimension temporelle, les décideurs ne raisonnant pas sur le même pas de temps. À l'inverse, des indicateurs de biodiversité plus précis présentent des limites d'utilisation à une large échelle.

Le caractère multidimensionnel de la biodiversité représente donc un véritable défi pour la construction d'une métrique prenant en compte l'ensemble des dimensions de la biodiversité (diversité d'espèces, de fonctionnalités, d'interactions, génétique, etc.).

c. Un échantillon de la biodiversité

Un indicateur de biodiversité se construit à partir de données qui ne sont elles-mêmes qu'un échantillon de la biodiversité représentée. **Les indicateurs existants ne permettent donc qu'une approche partielle des changements actuels de la biodiversité**. Pour suivre et analyser ces changements plus en détail, et à leurs différents niveaux, il est nécessaire de mettre en place des systèmes d'observation étendus et multiples, permettant de comparer l'état de la biodiversité dans l'ensemble des espaces, à différentes échelles et selon différentes pressions (identifier les facteurs responsables de variations).

Lorsqu'on examine les indicateurs qui sont actuellement couramment utilisés (voir plus loin), on peut noter qu'ils sont basés sur des variations d'abondance d'un groupe d'espèces choisi, selon un type d'écosystème, une zone géographique, mais **aucun n'est strictement basé sur la diversité**.

2.2. Quel indicateur idéal ?

La construction des indicateurs de biodiversité répond à un besoin croissant de disposer d'outils pragmatiques d'information, répondant rapidement (à la mesure du rythme des modifications de la biosphère) et de manière univoque par rapport aux actions humaines.

a. Les propriétés idéales

Qu'il s'agisse de la diversité spécifique, intra-spécifique (génétique) ou supra-spécifique (écologique), un bon indicateur devra rendre compte :

- de la richesse, c'est-à-dire du nombre d'entités différentes présentes ;
- de l'égalité entre ces entités. Pour un même nombre d'entités, il est légitime de considérer positivement une répartition équilibrée par rapport à une répartition avec quelques entités dominantes et de nombreuses entités très minoritaires ;
- de la diversité, c'est-à-dire de la « distance » (ou de l'originalité relative) de ces entités. Cette notion de différenciation peut être conçue en termes évolutifs (distance phylogénétique) ou fonctionnels (rôle écologique), ces deux notions conduisant à des approches très différentes. On trouve souvent dans des biomes différents les mêmes fonctions exercées par des espèces évolutivement très éloignées. Ainsi, les faunes marsupiales d'Australie comprennent des prédateurs, des rongeurs ou des herbivores, et apparaissent fonctionnellement très similaires aux faunes européennes, alors qu'elles sont évolutivement très distantes.

En outre, il faudra que l'indicateur :

- puisse rendre compte de l'abondance absolue des espèces ou des populations : cette notion d'abondance absolue n'est pas toujours associée à la notion de biodiversité mais apparaît indispensable à intégrer si l'on veut prendre en compte dans le concept de biodiversité le rôle qu'elle joue dans le fonctionnement de la planète et, en particulier, relier les notions de biodiversité et de services des écosystèmes (développé plus loin). Dans cette optique, il est légitime de considérer que la diminution d'abondance d'une population donnée est une perte de biodiversité ;
- au niveau des écosystèmes, intègre l'organisation spatiale des entités (connectivité, distance, position par rapport à la topographie), dont on sait qu'elle joue un rôle majeur dans les propriétés de l'ensemble (écologie du paysage).

b. La nécessité d'indicateurs composites (ou multiples)

Il est impossible de définir un indicateur unique rendant compte de tous les aspects de la biodiversité. En outre, des indicateurs synthétiques peuvent masquer des réalités importantes. Prenons l'exemple de deux

« groupes » (populations ou peuplements) (tableau 4-1) contenant un nombre variable « d'entités biologiques ». Ces entités peuvent être des espèces ou, au niveau génétique, des allèles, c'est-à-dire des « versions » différentes d'un même gène. Si l'on évalue la « richesse », c'est-à-dire le nombre d'entités différentes, on dira que le groupe A, qui contient six entités, a une biodiversité plus élevée que le groupe B, qui n'en comprend que trois. Si l'on prend en compte l'abondance relative, on peut mesurer la diversité en calculant la probabilité de tirer deux entités différentes en prenant au hasard deux entités dans le groupe. Cette probabilité est de 46 % dans le groupe B et seulement de 19 % dans le groupe A, composé pour l'essentiel d'une seule entité. On pourrait donc dire que la biodiversité est plus forte dans le groupe B.

Tableau 4-1 : Comparaison de la biodiversité de deux groupes : fréquence des différentes entités

Groupes \ Entités	1	2	3	4	5	6
A	0,90	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
B	0,70	0,20	0,10			

Source : B. Chevassus-au-Louis

Quelle est donc la « bonne » approche ? En fait, tout dépend de ce que l'on veut estimer :

- si l'on s'intéresse à la biodiversité à un instant donné, le second raisonnement est le bon : la diversité spécifique est meilleure dans le groupe B, car toutes les espèces sont présentes à des fréquences notables et pourront donc jouer un rôle écologique significatif. De même, s'il s'agit de gènes, le groupe B comprendra un nombre plus élevé d'individus hétérozygotes, c'est-à-dire portant deux allèles différents du même gène, et l'on sait que cette hétérozygotie plus forte est souvent liée à de meilleures performances et à de meilleures capacités d'adaptation des individus ;
- en revanche, si l'on s'intéresse aux capacités évolutives à long terme, le groupe A dispose d'un meilleur potentiel : en fonction des pressions de l'environnement, certaines des nombreuses entités (espèces ou allèles) qu'il contient pourront se révéler adaptées et augmenter en fréquence, alors que le groupe B dispose d'une « donne » plus limitée.

Il est donc non seulement inévitable mais nécessaire de disposer d'indicateurs multiples. Comme pour la santé humaine, définir « l'état de santé » de la biodiversité ne peut se faire en ne mesurant qu'un paramètre. Ceci n'interdit pas que l'on émette, au vu de ces différents indicateurs, un jugement synthétique sur la « bonne santé » de la biodiversité.

2.3. Les difficultés de construction d'un indice synthétique de la biodiversité

a. Des choix de simplification, d'agrégation, de pondération

Identifier une dynamique particulière associée à un habitat nécessite, d'une part, la prise en compte d'une large gamme d'espèces inféodées à cet habitat de manière à restituer la complexité du système étudié et, d'autre part, la comparaison avec des indicateurs dans d'autres habitats pour bien mettre en évidence le caractère particulier de la dynamique de l'indicateur dans l'habitat considéré. Dans un tel indicateur pluri-spécifique, **il ne s'agira pas nécessairement d'additionner les données d'un maximum d'espèces mais de les sélectionner et de les regrouper en leur donnant un poids particulier en fonction des objectifs de l'indicateur**. Le regroupement se doit d'être pertinent à la lumière du fonctionnement des écosystèmes.

Quelle que soit la caractéristique de la biodiversité mesurée – diversité génétique, spécifique, des écosystèmes –, la construction d'un indice synthétique de biodiversité s'appuie donc sur un ensemble de choix scientifiquement motivés : 1) le choix du mode de regroupement des populations ou des espèces, et des critères d'évaluation de l'état de ces groupes ; 2) le choix du mode de pondération des espèces et/ou des groupes (Couvet *et al.*, à paraître).

Dans l'état actuel des connaissances, on va se fonder **pour la richesse** :

- au niveau génétique : sur la diversité de quelques gènes facilement repérables (microsatellites, SNP), en attendant de séquencer les génomes complets des individus d'une population. On définit ainsi la « richesse allélique ». La question de la représentativité de ces gènes par rapport à l'ensemble du génome est discutée car on sait aujourd'hui que les différentes régions du génome peuvent être plus ou moins riches en diversité ;
- au niveau spécifique : sur des espèces connues et « macroscopiques », pour permettre des inventaires aisés (vertébrés, végétaux supérieurs, insectes emblématiques) en supposant qu'elles rendent compte d'une biodiversité plus générale ;
- au niveau écologique : surtout sur les peuplements végétaux et leurs associations (phytosociologie) pour définir des habitats. Ces habitats seront l'unité élémentaire d'inventaire. La notion d'écosystème reste complexe et pose des problèmes de limites spatiales sur le terrain.

Un problème important aux deux premiers niveaux est la sensibilité à l'effort d'échantillonnage. Il est clair que la possibilité de trouver un allèle rare dans une population augmentera avec le nombre d'individus étudiés ; idem pour les espèces. Il faut donc développer des modèles dits « courbes de saturation » pour trouver des estimations asymptotiques de richesse.

Pour l'égalité, on peut pondérer les abondances relatives des entités identifiées, en supposant qu'il n'y ait pas de biais (certaines espèces sont plus difficiles à attraper ou à observer que d'autres).

Pour la diversité spécifique et génétique, on ne dispose pas le plus souvent d'information sur les distances évolutives alors que l'on sait que certaines entités peuvent être très proches (espèces jumelles) et d'autres très éloignées. Là aussi,

les approches de la génomique permettraient de mesurer objectivement des distances mais ne sont pas opérationnelles. Pour la diversité écologique, il est difficile également de mesurer une « distance » entre habitats. Cette dimension n'est donc généralement pas prise en compte et l'on considère implicitement les entités comme « équidistantes ». En revanche, sur un plan fonctionnel, on peut regrouper les espèces en « groupes fonctionnels » (par exemple en termes de positionnement dans un réseau trophique) et mesurer la diversité des groupes fonctionnels.

Pour l'abondance absolue, on se limitera généralement à quelques groupes facilement repérables et pour lesquels on peut avoir des données démographiques. Là aussi, on supposera que, compte tenu des multiples interactions au sein de l'écosystème, ces fluctuations d'abondance rendent compte d'évolutions plus globales (cf. indicateur STOC).

Enfin, **pour l'organisation spatiale**, la définition d'un paramètre synthétique rendant compte de la répartition spatiale des habitats et ayant un sens fonctionnel reste un enjeu. Un ratio pourrait être proposé entre la surface (hectare de forêt, surface d'occupation du sol selon CORINE Land Cover…) et la qualité de ces systèmes et être évalué par rapport à une valeur de référence.

b. Cas des notions non mesurables

La construction d'un indice d'état de la biodiversité à partir de notions non mesurables peut être illustrée par la mise en œuvre du calcul de l'indice d'« intégrité de la biodiversité » (Scholes et Biggs, 2005, *in* Couvet *et al.*, à paraître).

L'indice se calcule en pondérant l'abondance observée de chaque groupe fonctionnel par sa diversité en nombre d'espèces et par la surface des écosystèmes observés. Il combine des mesures obtenues sur différents groupes, selon différentes configurations spatiales et donc à différentes échelles spatiales.

Dans les pays où il n'existe pas d'informations suffisantes pour faire des calculs d'abondance relative des populations, l'indicateur propose une approximation de l'évolution de la biodiversité à partir d'une estimation, à dire d'expert, de l'impact des activités humaines sur des populations animales et végétales de référence. Il généralise cet impact à l'ensemble des populations appartenant aux mêmes groupes fonctionnels. L'impact est estimé par avis au minimum de trois spécialistes pour chaque groupe taxonomique (plantes, mammifères, oiseaux, reptiles et amphibiens).

Cet indicateur permet ainsi de réaliser des suivis à partir d'échelles écosystémiques, à partir d'activités ayant un impact sur les habitats ou à partir de groupes fonctionnels.

Dans un contexte où persistent les incertitudes scientifiques, où la faible disponibilité des données constitue un frein au développement d'indicateurs, il est nécessaire de privilégier des approches modestes et prudentes à propos de la conceptualisation et de l'usage des indicateurs de biodiversité.

La mise en place d'observatoires de biodiversité devrait permettre de s'affranchir progressivement des avis d'experts dans la documentation des indices de biodiversité.

3. Les principaux types d'indicateurs de la biodiversité

Les paragraphes précédents ont mis en évidence le caractère complexe de la biodiversité et la multiplication des choix d'indices de biodiversité associés, renvoyant à de nombreuses échelles spatiales. La construction d'un indice synthétique de biodiversité est un défi d'autant plus difficile que, au-delà de l'évaluation et du suivi de l'état de la biodiversité, les indicateurs ont aujourd'hui aussi pour ambition d'améliorer sa gestion. En effet, dans le contexte actuel de modifications anthropogéniques accélérées, **il est nécessaire d'avoir une approche intégrative de gestion des espèces tenant compte des relations inter-spécifiques et des processus évolutifs, assurant la pérennité du processus adaptatif des systèmes naturels**. Les indicateurs de biodiversité utilisés lors des concertations sur la biodiversité et les stratégies de conservation doivent donc être clairs et pertinents pour faciliter les arbitrages entre intérêts socioéconomiques différents.

Les indicateurs sélectionnés et présentés ci-après sont des indicateurs développés par la France et qui bénéficient d'une organisation de la collecte des données et de l'analyse. Les indicateurs retenus en 2007 par l'Agence européenne de l'environnement (AEE) dans le cadre de la Convention pour la diversité biologique (CDB) sont également décrits.

En proposant différents indicateurs pour la biodiversité (abondance, diversité, état fonctionnel de l'écosystème, ou plus précisément de la biocénose – taux d'endémisme, niveau trophique moyen, taux de spécialisation, etc.) –, nous tentons d'en souligner les multiples dimensions et nous nous plaçons dans une situation comparable à celle des économistes, qui posent un diagnostic à partir de plusieurs indicateurs.

3.1. Les indicateurs d'état : abondance *versus* diversité spécifique

Une première catégorie d'indicateurs propose de mesurer la biodiversité à partir d'un paramètre unique (l'espèce, l'individu, le gène, l'interaction), ce qui implique des connaissances très précises et exhaustives du système. En l'absence de données suffisantes, on se contente de caractéristiques plus directement mesurables de l'état du système : l'abondance (nombre d'individus) et la diversité spécifique.

Si la richesse spécifique est aujourd'hui considérée comme peu informative (connaissance des taxons insuffisante, réponses variables des taxons, faible sensibilité aux variations de court terme, etc.), en revanche, **l'indicateur d'abondance présente l'avantage d'être sensible aux dynamiques de court terme et constitue un indicateur pertinent pour évaluer l'état de santé d'un écosystème** (Levrel, 2007).

Plusieurs arguments plaident en faveur d'un suivi de la biodiversité basé sur une estimation des variations d'abondance : 1) les variations d'abondance des espèces peuvent être interprétées en intégrant les différents mécanismes régissant leur devenir ; 2) ces variations sont plus rapides et plus continues que les variations de diversité spécifique ; 3) on peut en dériver les variations de diversité spécifique, mais l'inverse n'est pas vrai.

À partir de ces variations d'abondance, on peut tirer un indice d'état de l'écosystème en calculant un indice global pondéré selon le niveau trophique (Pauly *et al.*, 1998, *in* Couvet *et al.*, 2004). On peut aussi aller plus loin en distinguant les individus (selon leur âge, taille…), ou en estimant des paramètres démographiques (survie, succès de la reproduction) ou génétiques (consanguinité), ce qui permet d'affiner le diagnostic sur le devenir de ces populations.

Les résultats du suivi de l'abondance permettent de dériver toute une série d'indicateurs, que l'on peut classer selon trois objectifs :

a. Décrire la dynamique de la biodiversité

Décrire la *dynamique de la biodiversité* (érosion, état stable, etc.) : selon différents habitats (agricoles, forestiers, habitats d'intérêt patrimonial, zones humides, etc.), différents groupes d'espèces (selon leur statut conservatoire, niveau trophique, aire d'origine, etc.), différents services écologiques (stockage du carbone, fertilité des sols, pollinisation, contrôle des perturbations, etc.).

Deux indices peuvent être mentionnés à ce titre, le « Red List Indice » (RLI) proposé par l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature, devenue Union mondiale pour la nature) et le « Living Planet Index » (LPI), développé conjointement par le PNUE (Programme des Nations unies pour l'environnement) et le WWF (World Wildlife Fund).

- Le RLI mesure la variation moyenne des statuts de conservation des espèces inscrites sur la liste rouge. Il est basé sur une classification des espèces en plusieurs catégories, de « non menacée » à « éteinte » en passant par « vulnérable », « menacée » et « critique ». Cette classification, appliquée aux vertébrés, montre que l'ensemble des espèces considérées comme « menacées » ou « critiques » – donc susceptibles de disparaître à court terme – est très supérieur à celui des espèces aujourd'hui éteintes, en particulier pour les amphibiens, les reptiles et les poissons. Le LRI permet donc de mesurer la durabilité de l'utilisation des espèces, dans une perspective patrimoniale. Le LRI des oiseaux a diminué de 6,9 points de 1988 à 2004 (Butchart *et al.,* 2004), ce qui traduit une nette dégradation moyenne du statut de ces espèces menacées.
- Le LPI mesure les variations globales du nombre de vertébrés à l'échelle de la planète. Il est basé sur l'abondance numérique estimée de 3 000 populations représentant 1 100 espèces de vertébrés. Calculé depuis 1970, il aurait, depuis cette date, baissé de 30 % pour les espèces terrestres et marines et de 50 % pour les espèces d'eau douce. Les possibilités d'analyse sont limitées par le choix arbitraire des populations suivies et le peu d'espèces considérées par espace et groupe fonctionnel.

b. Quantifier les pressions

Quantifier *les pressions* pesant sur la biodiversité et *l'efficacité des réponses* apportées (modèle PER, OCDE 1994) en comparant la dynamique des groupes fonctionnels selon les habitats : estimation des différentes pressions (impact de l'homogénéisation des paysages agricoles, de l'urbanisation, des pratiques agraires ou modes de gestion des forêts, du réchauffement climatique, etc.), et identification des réponses les plus pertinentes (Natura 2000, mesures agri-environnementales, différents niveaux de protection des espaces…).

c. Mesurer la proximité des objectifs

Mesurer la *proximité de différents objectifs* (arrêter l'érosion de la biodiversité en 2010, maintenir les espèces et habitats d'intérêt communautaire dans un état de conservation favorable…).

3.2. Les indicateurs d'état et le fonctionnement de l'écosystème : pondération des indicateurs d'espèces par leurs traits biologiques

La notion d'indicateur de biodiversité est souvent réduite à celle d'espèce(s) indicatrice(s) (aussi appelée bio-indicateur) (Couvet *et al.*, 2004). La présence de ces espèces est utilisée pour caractériser la « qualité » d'un milieu. Or le concept de biodiversité va plus loin que la simple description de la diversité du vivant, fût-elle exhaustive (Barbault et Chevassus-au-Louis, 2004), en décrivant les interactions au sein de chaque niveau fonctionnel, entre les échelles fonctionnelles mais aussi avec les sociétés humaines. La complexité des dynamiques qui animent la biodiversité n'est cependant pas ou mal prise en compte par les données de présence-absence d'espèces indicatrices.

Un écosystème comprend de nombreux groupes fonctionnels interconnectés, dont les variations d'abondance ne sont pas nécessairement parallèles. Cependant, pour évaluer et suivre l'état d'un écosystème, et surtout pour communiquer clairement avec le grand public et les décideurs, on peut souhaiter résumer les données en un seul indice, intégrant les variations d'abondance de groupes systématiques très différents tels que mammifères, insectes ou plantes.

Les indicateurs à paramètre unique (l'espèce, l'individu, le gène, l'interaction) fournissent une information ciblée, peu intégrée, et demandent des connaissances très précises. Les indicateurs composites, eux, impliquent l'utilisation d'au moins deux unités de référence. **L'approche à partir d'indicateurs composites, sans être la solution miracle, offre trois avantages** : 1) elle réduit le problème de stochasticité par un effet de moyenne ; 2) elle permet une information ciblée en regroupant des espèces à partir d'un même critère fonctionnel ; 3) elle offre une unité de référence commune qui facilite l'interprétation et limite le problème de la pondération (exemple : oiseaux communs) (Levrel, 2007).

Les indicateurs composites sont cependant confrontés à deux questions récurrentes (Couvet *et al.*, 2007) : les modalités d'agrégation et de pondération des données. **Les regroupements d'espèces** peuvent s'opérer selon la systématique, les fonctions assurées au sein d'un écosystème (exemple : le niveau trophique), le mode d'utilisation par l'homme (pêche, chasse, écotourisme) afin de faciliter l'interprétation des variations observées. **L'option de pondération** la plus simple est d'accorder le même poids à chaque espèce (exemple : suivi sur les oiseaux, papillons, mammifères et plantes). Une deuxième option, « conservationniste », consiste à pondérer le poids des espèces en fonction de leur rareté, des menaces d'extinction qui pèsent sur elles ou de leur caractère emblématique. La dernière approche, « écologique », accorde un poids supérieur aux espèces qui remplissent des fonctions écologiques essentielles[1] (Couvet *et al.*, 2007).

1 – Processus écologiques utiles qui résultent des interactions entre espèces et entre les espèces et l'environnement. Exemples : maintien de la qualité de l'eau, régulation des climats.

Selon l'option choisie, on aboutit à un indice de richesse spécifique, de fonctionnement ou de rareté.

Concernant le choix des espèces, les indicateurs liés aux espèces menacées sont incontournables pour juger de l'atteinte des objectifs définis par rapport à ces espèces et sont bien renseignés. Cependant, **les indicateurs associés aux espèces communes se développent** pour aller plus loin dans la compréhension des mécanismes. Le devenir de ces espèces est important car elles sont indispensables au bon fonctionnement de tout écosystème, donc à la fourniture de nombreux services écologiques. De plus, d'un point de vue méthodologique, elles présentent l'avantage d'être largement distribuées, ce qui permet d'échantillonner une grande diversité d'habitats et de séparer les effets des habitats et des mesures de protection, en échantillonnant à la fois espaces protégés et non protégés. Les variations de leurs effectifs, par définition élevés, sont plus facilement interprétables que celles des espèces rares, sujettes à des variations aléatoires.

a. L'Index des communautés (C)

Cet index permet de mesurer la fonctionnalité de l'écosystème en décrivant, pour un caractère donné, l'état moyen d'une biocénose par la moyenne pondérée des valeurs de chaque espèce. Le caractère de l'espèce peut être morphologique (la taille), caractériser l'histoire de vie, la pérennité, le nombre de propagules... les exigences écologiques de l'espèce (thermiques, hygrométriques), la spécialisation de l'habitat ou des interactions trophiques, ou encore le niveau trophique.

La formule de calcul traduit l'importance d'intégrer différents paramètres pour expliquer la complexité de l'objet biodiversité :

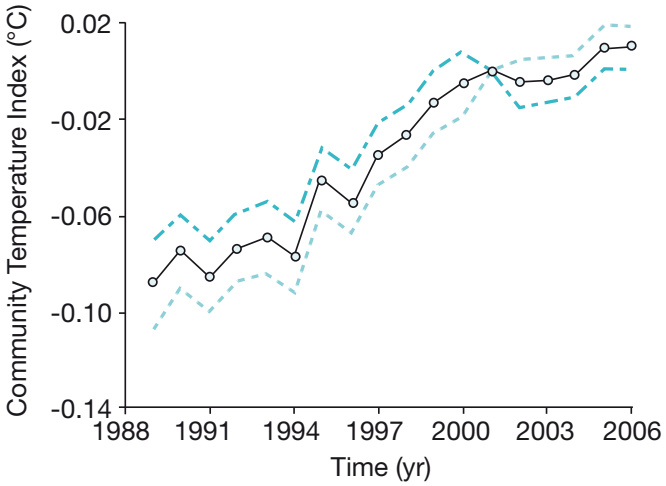
$$C_{kj} = \sum_{i=1,n} \frac{N_{ik}}{N_k} . S_{ij}$$

avec :

- *Sij* : valeur moyenne du caractère *j* pour l'espèce *i*,
- *Nik* : nombre d'individus de l'espèce *i* dans la communauté *k*,
- *Nk* : nombre total d'individus dans la communauté *k*,
- *Ckj* : valeur du caractère *j* dans la communauté *k,* (index de communauté).

Ainsi, dans l'index thermique des communautés, les espèces peuvent être caractérisées par leur préférence thermique moyenne des températures de leur aire de distribution. On peut alors calculer un « index thermique » – moyenne des préférences thermiques des espèces pondérée par leur abondance – et en analyser les variations, notamment en réponse aux changements climatiques. L'index thermique des communautés (ITC) d'oiseaux, calculé sur l'ensemble du territoire français, a permis par exemple de mettre en évidence une augmentation du nombre d'espèces méridionales au cours des vingt dernières années, due au réchauffement climatique (figure 4-2) de 50 % par rapport à l'augmentation attendue (obtenue par la corrélation index-température des sites) (Devictor *et al.*, 2008).

Figure 4-2 : Variation de l'index thermique des communautés d'oiseaux sur l'ensemble de la France entre 1988 et 2006



L'ITC étant la moyenne de chaque ITS (indice pour une espèce donnée) pondérée par l'abondance des espèces.

Source : Devictor et al.*, 2008*

Autre exemple, l'index trophique marin (MTI = *Marine Trophic Index*) permet d'évaluer **l'état des chaînes trophiques marines** dans les diverses grandes régions océaniques. L'indicateur se calcule à partir des prises déclarées des pêcheurs, généralement enregistrées au niveau national : si l'espèce capturée est un consommateur d'espèces végétales (phytoplancton, algues), elle aura un niveau trophique *T* de 2, si elle consomme ces espèces herbivores, son niveau trophique sera de 3, etc.

$$MTI = \sum_{j=1}^{n} M_j \, T_j$$

avec :

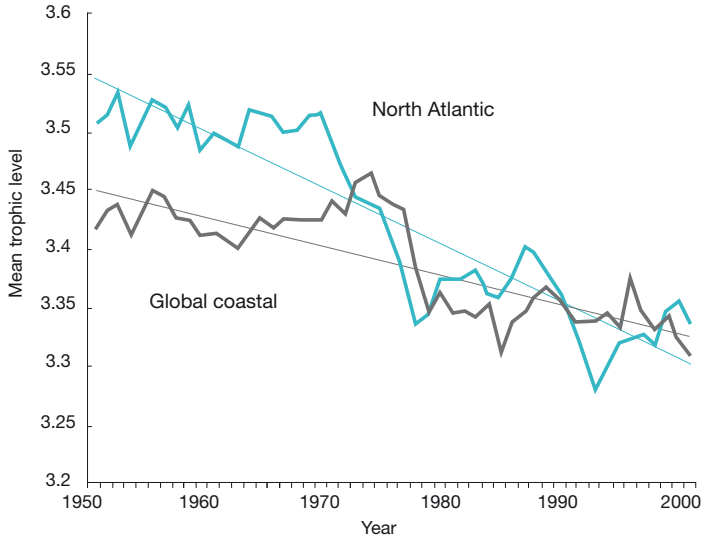
Mj représente l'abondance relative de l'espèce *j* dans les prises,

Tj : le niveau trophique de l'espèce *j*.

La figure 4-3 montre la diminution nette de cet indicateur au cours des dernières décennies, dans l'ensemble des océans. Elle traduit l'évolution de la pêche vers des espèces situées de plus en plus bas dans la chaîne trophique – et donc généralement moins intéressantes sur un plan économique –, conséquence de la diminution des prédateurs situés en haut de la chaîne.

L'application à la **chaîne trophique terrestre** montre également des perturbations. Par exemple, la prolifération non contrôlée des populations de cervidés induit des dommages importants aux surfaces agricoles, aux plantes sauvages et bloque la régénération de milieux forestiers.

Figure 4-3 : Variation de l'index trophique marin dans l'Atlantique Nord (en bleu) et sur l'ensemble des zones côtières (en gris) entre 1950 et 2000



Source : Pauly et Watson, 2005

b. Les indicateurs « oiseaux communs » (programme STOC)

Les indicateurs « oiseaux communs » sont **utilisés comme outils de communication et de prise de décision**, aussi bien à l'échelle nationale (par l'IFEN) qu'européenne (par l'EEA). L'indicateur de variation d'abondance des oiseaux communs représente le seul indicateur de biodiversité parmi les 45 indicateurs de développement durable de la France (IFEN, 2003) et il est l'un des 15 indicateurs clés du développement durable de l'Union européenne.

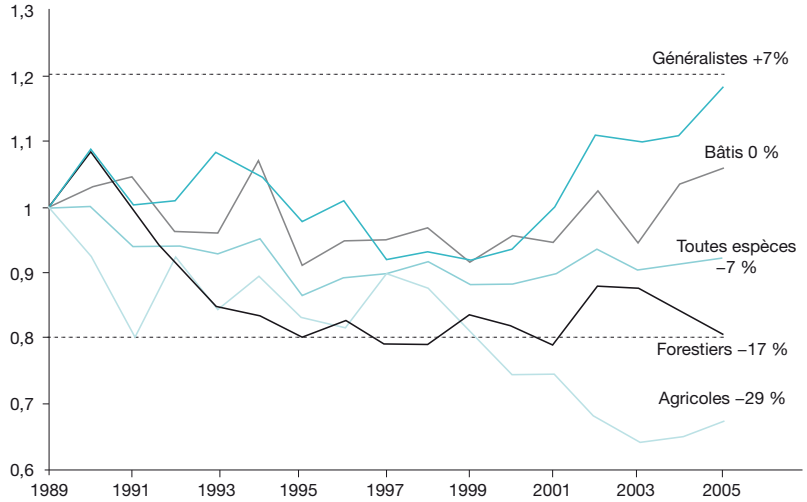
Ces indicateurs ont du succès auprès de l'opinion publique, des scientifiques et des décideurs. Ils présentent l'avantage de résoudre trois problèmes majeurs auxquels tous les concepteurs d'indicateurs doivent faire face : les coûts engendrés par cette construction, la difficulté à émettre des signaux qui fassent sens pour une grande diversité d'utilisateurs potentiels et la rigueur scientifique sur laquelle doivent être basés les indicateurs.

Fondés sur les populations qui contribuent le plus au fonctionnement des écosystèmes et à leurs évolutions (à l'inverse des espèces rares), **ils constituent des outils efficaces pour évaluer le fonctionnement des écosystèmes**. Par ailleurs, en étant situées à un niveau élevé dans la chaîne alimentaire, les populations d'oiseaux communs sont indirectement sensibles aux perturbations des composants de l'écosystème **et offrent une indication de l'état de santé des écosystèmes**. Un autre avantage non négligeable est qu'ils sont fondés sur le suivi de populations dont la taille est très sensible aux changements environnementaux à court terme, fournissant ainsi des outils d'évaluation politique efficaces pour mesurer les avancées liées aux objectifs de 2010 (Levrel, 2007).

Les indicateurs sont développés à partir de la base de données STOC (Suivi temporel des oiseaux communs) qui contient des informations démographiques

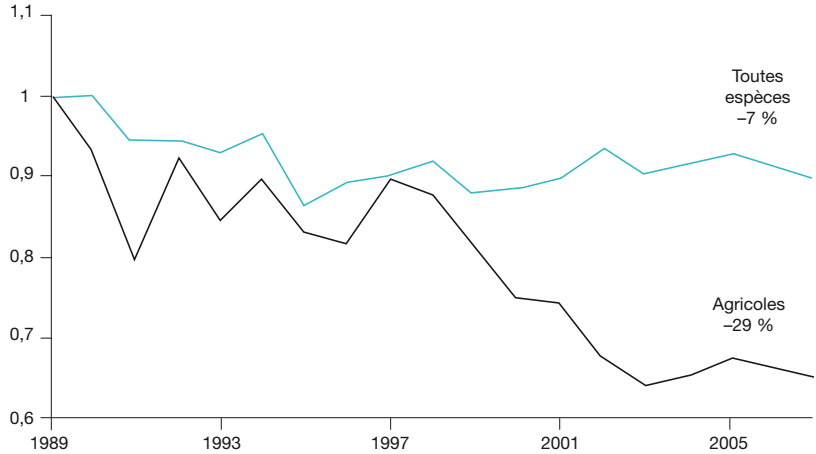
telles que l'abondance, la distribution, la diversité, la fécondité, la survie des populations et des communautés d'oiseaux communs. Les systèmes de suivi permettent d'**évaluer les dynamiques écologiques aussi bien à une échelle spatiale fine qu'à une large échelle**.

Figure 4-4 : Variations d'abondance des oiseaux communs (95 espèces) en France selon les habitats (statistique établie à partir de plus de 5 millions d'individus observés ou capturés)



Source : site Internet IFEN

Figure 4-5 : Variations d'abondance des oiseaux communs en Europe, moyenne de 18 pays européens selon les habitats



Source : site Internet Eurostat

En caractérisant l'état d'un groupe d'espèces inféodées à un milieu particulier, les indicateurs d'espèces spécialistes précisent l'état de santé de milieux particuliers. Ainsi, à l'échelle de l'Europe (figure 4-4 et figure 4-5), les résultats montrent un déclin général des espèces spécialistes, dans les différents milieux.

C'est en particulier le cas dans les espaces agricoles français où les variations d'effectifs de l'indicateur « oiseaux agricoles » montrent un déclin élevé des espèces spécialistes. Ce résultat est également observé dans d'autres pays d'agriculture comparable.

3.3. Les indicateurs de pression

Le croisement des indicateurs d'état avec d'autres indicateurs, issus de systèmes d'observation connexes et qui fournissent des informations sur des activités pouvant influer sur la biodiversité, permet d'aller plus loin dans la compréhension des causes de variation.

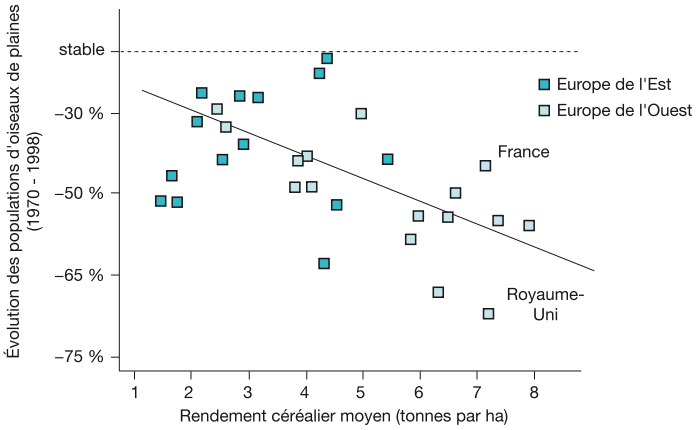
Par exemple, la corrélation avec la production agricole (figure 4-6) montre un déclin des populations d'oiseaux de plaine bien corrélé aux performances agricoles du pays (Donald *et al.*, 2001).

Pour approfondir cette question des changements globaux concernant les habitats, un indicateur a été développé et permet de lier l'évolution du degré de spécialisation des communautés d'oiseaux communs avec le degré de fragmentation et de perturbation des habitats : l'Indicateur de spécialisation des communautés (ISC).

a. L'Indicateur de spécialisation des communautés

L'Indicateur de spécialisation des communautés fournit un ratio entre un nombre d'individus issus d'espèces dites spécialistes, qui possèdent une niche écologique étroite, et un nombre d'individus issus d'espèces dites généralistes, moins exigeantes[1]. Il permet d'estimer le degré de spécialisation des espèces à partir d'un coefficient de variation de leur densité selon les habitats, identifiés à partir de la nomenclature d'occupation du sol CORINE Land Cover (Julliard *et al.*, 2006).

Figure 4-6 : Corrélation entre l'abondance des oiseaux de plaine et la production agricole dans les différents pays d'Europe

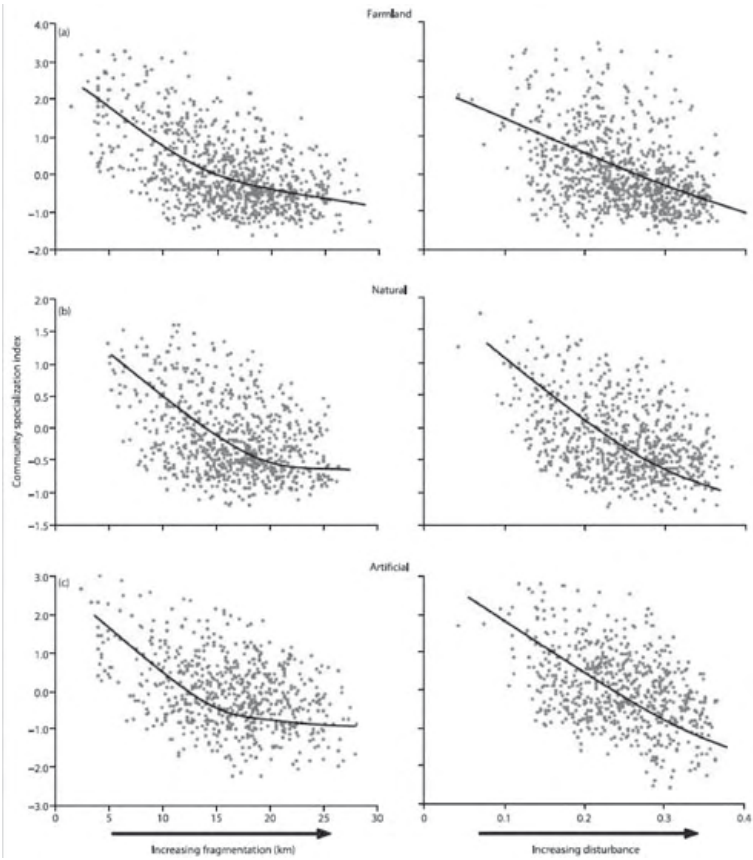


Source : Donald et al.*, 2001*

1 – Lors de modifications profondes des habitats, les espèces spécialistes, qui évoluent théoriquement dans des environnements stables, voient souvent leurs effectifs diminuer alors que les généralistes sont plutôt favorisées puisque moins exigeantes.

Figure 4-7 : Évolution de l'indice de spécialisation avec l'évolution de la fragmentation (à gauche) et de la perturbation (à droite) de l'occupation du sol (couverture CORINE Land Cover)

Fragmentation (hétérogénéité de l'occupation du sol) **Perturbation** (taux de changement d'occupation du sol)



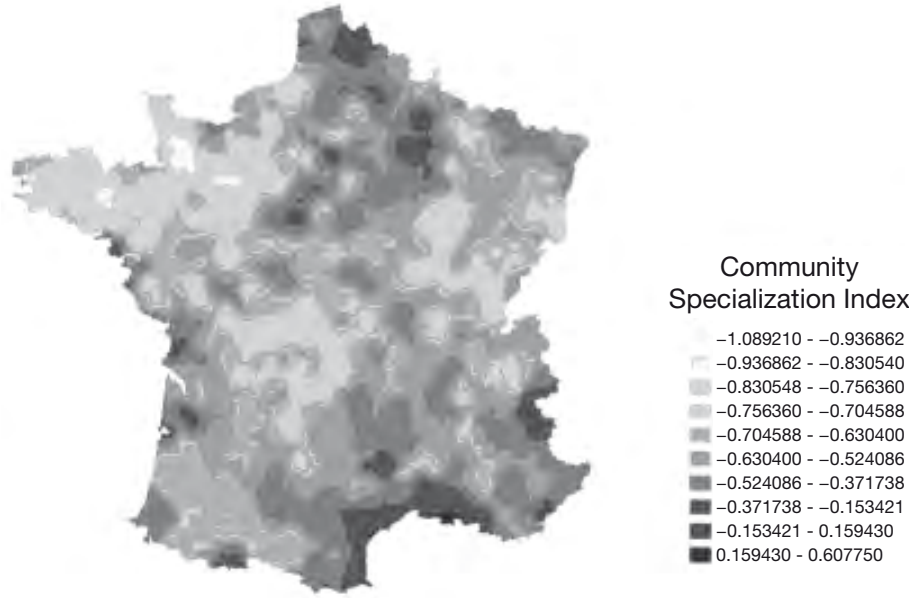
En ordonnée : la valeur relative de l'ISC.
En abscisse : l'indice de fragmentation (à gauche), l'indice de perturbation (à droite).

Source : Devictor et al., *2008*

En examinant la corrélation entre ce niveau de spécialisation des communautés (figure 4-7) et deux autres indices mesurés indépendamment – le degré de fragmentation et le degré de perturbation des habitats –, on peut observer le lien entre l'indice de spécialisation et l'état de l'habitat.

On constate ainsi (figure 4-8) pour différents types d'habitats (agricole (a), naturel (b), et urbain (c)), une diminution du nombre d'espèces spécialistes avec l'augmentation de la fragmentation des habitats et de la perturbation. Cette corrélation négative est également observée pour les zones biogéographiques.

Figure 4-8 : Cartographie de l'ISC (moyenne entre 2001 et 2007, à partir de 10 000 points d'observation)



Source : Community Specialization Index (Jiguet, non publié)

3.4. Les indicateurs de préoccupations sociétales

Au-delà de l'évaluation et du suivi de l'état de la biodiversité, les indicateurs ont pour fonction d'améliorer sa gestion, en tenant compte des multiples contraintes liées aux limitations d'espaces et de ressources disponibles. Toute gestion de la biodiversité doit analyser la dynamique de la biodiversité à des échelles spatiales de plus en plus larges, où processus écologiques et évolutifs sont imbriqués, affectant aussi bien les espèces communes dans les espaces anthropisés que les espèces menacées dans les espaces protégés.

En cela, les indicateurs de biodiversité constituent **un outil privilégié pour identifier ces stratégies de gestion de la biodiversité** à moyen terme. Ils se doivent donc d'être clairs et pertinents pour éclairer les arbitrages entre intérêts socioéconomiques différents. La complexité de la biodiversité (l'objet et ses représentations) ne doit pas pour autant être sous-estimée, sous peine d'engager des politiques de développement et de conservation qui aboutiraient à des résultats mitigés, voire catastrophiques.

Plutôt que l'appellation traditionnelle d'« indicateurs de développement durable », nous retiendrons la dénomination intéressante d'« indicateurs d'interactions » proposée par Levrel (2007) pour décrire les interactions qui existent entre les dynamiques de la biodiversité et les dynamiques socioéconomiques. Cette catégorie d'indicateurs est destinée à appréhender les dynamiques socioéconomiques à l'origine des menaces subies par la biodiversité. Leur construction implique de **faire un compromis entre trois tensions fondamentales : ses dimensions contextuelle et universelle, scientifique et politique, arbitraire et pragmatique**.

a. Les indicateurs société-nature de la CDB

Dans le cadre de la **Convention sur la diversité biologique** (CDB), 13 indicateurs d'interactions répondant au double critère scientifique et sociétal ont été sélectionnés en 2004. Ces indicateurs génériques sont destinés à évaluer les progrès accomplis au niveau global dans la poursuite de l'objectif d'enrayer l'érosion de la biodiversité fixé à 2010. Certains concernent l'impact direct sur la biodiversité, d'autres reflètent les atteintes à la biodiversité, son utilisation durable et son intégrité. L'ensemble des indicateurs permet d'évaluer l'effet des différents secteurs et des politiques sectorielles sur la biodiversité.

- Quatre de ces indicateurs sont des indicateurs d'état de la biodiversité. Outre les trois que nous avons déjà définis (l'indicateur liste rouge (RLI), l'indicateur trophique marin (MTI) et l'indicateur oiseaux communs (STI, STOC en France), la CDB propose d'intégrer une mesure de la diversité génétique des espèces utilisées par l'homme (élevées, cultivées ou exploitées).
- Cinq indicateurs sont relatifs à l'occupation de l'espace et à la qualité des milieux : occupation des sols, couverture des aires protégées, aires bénéficiant d'une gestion durable, connectivité/fragmentation des écosystèmes, qualité de l'eau dans les écosystèmes aquatiques.
- Deux indicateurs sont relatifs aux pressions anthropiques sur les écosystèmes : importance des apports atmosphériques d'azote; nombre et coûts des invasions biologiques.
- Enfin sont proposés deux indicateurs socioéconomiques relatifs à la diversité linguistique et au soutien financier des États à la CDB.

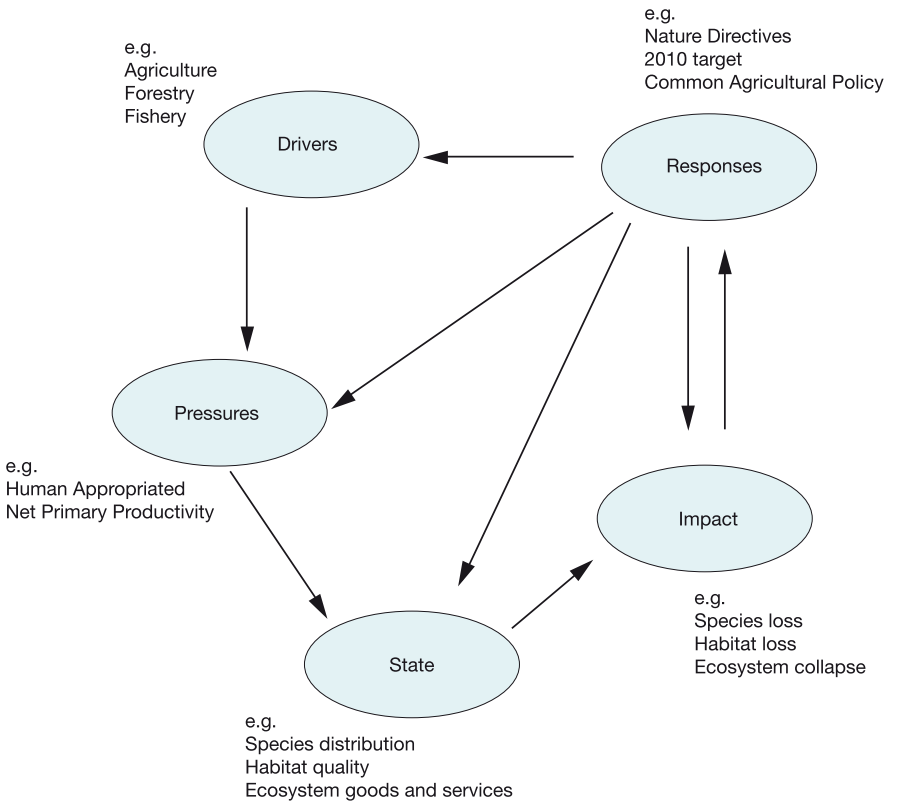
b. Le programme « Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI 2010)

Afin d'harmoniser les démarches entreprises par les pays européens membres de la CDB pour la définition d'indicateurs de progrès vers l'objectif 2010, avec celles menées au niveau de l'Union européenne ainsi qu'au niveau global, l'Agence européenne de l'environnement (AEE) a coordonné la mise en œuvre du programme Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI 2010).

Sur la base des 13 indicateurs génériques retenus par la CBD, 26 indicateurs ont été sélectionnés pour l'Europe en 2007, destinés à évaluer l'effet des différents secteurs et des politiques sectorielles sur la biodiversité. Le but est de suivre les progrès accomplis par l'Europe dans la poursuite de l'objectif de stopper l'érosion de la biodiversité fixé à 2010 (EEA, 2007).

Les indicateurs permettent d'estimer l'impact direct sur la biodiversité, ou reflètent les atteintes à la biodiversité, son utilisation durable et/ou son intégrité, dans un cadre d'analyse de type force motrice-pression-état-impact-réponse (DPSIR, figure 4-9).

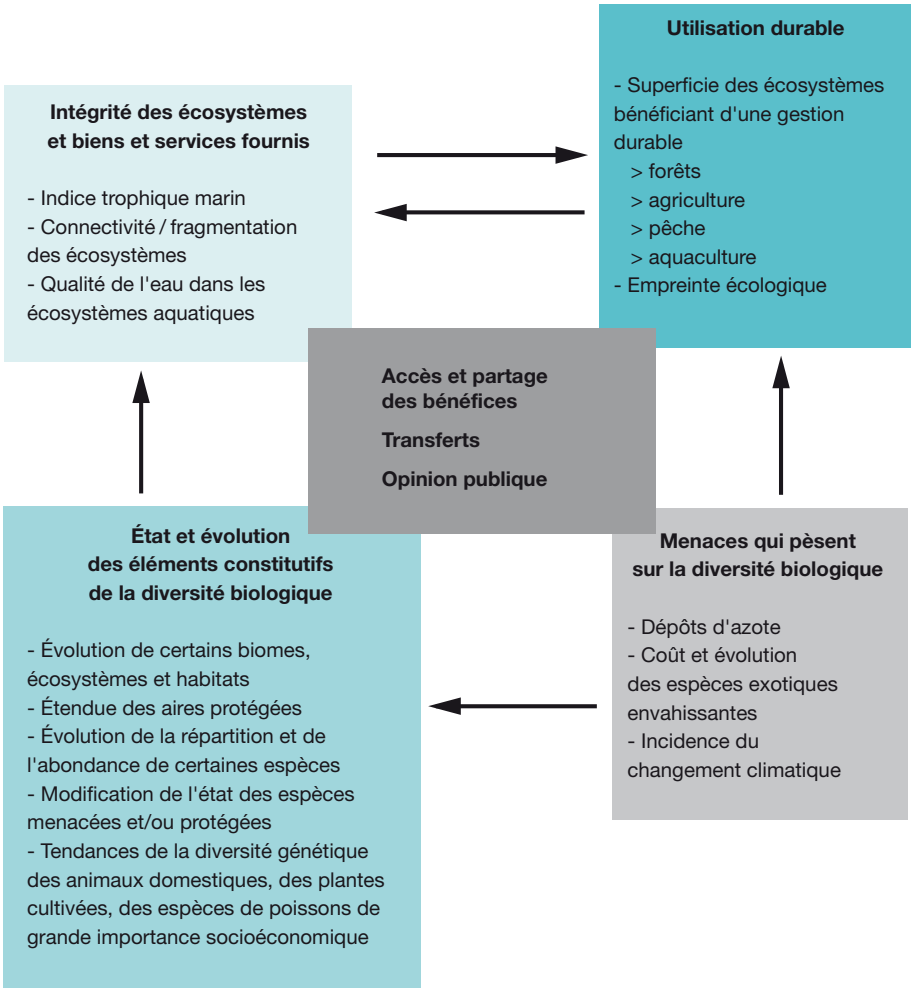
Figure 4-9 : Indicateurs des différentes catégories DPSIR



Source : EEA, 2007

Sept enjeux ont été définis au niveau communautaire, repris au niveau national dans le cadre du processus de construction d'indicateurs nationaux de suivi de la biodiversité (MEEDDAT, 2007) (figure 4-10). L'objectif de la France est de parvenir à un nombre relativement restreint d'indicateurs de résultat, permettant d'illustrer des enjeux majeurs de façon claire et appropriable par le plus grand nombre. Ces indicateurs doivent en priorité s'appuyer sur des données et réseaux de collecte déjà existants.

Figure 4-10 : Thèmes et enjeux sélectionnés par la France, inspiré du travail européen dans le cadre du programme SEBI 2010 (Streamlining European Biodiversity Indicators toward 2010)



Source : MEEDDAT, 2007

Les indicateurs proposés dans le cadre du programme européen (SEBI - Streamlining European Biodiversity Indicators toward 2010) et ceux sélectionnés par le MEEDDAT sont présentés dans le tableau 4-2 pour la Métropole, et le tableau 4-3 pour l'Outre-mer.

Tableau 4-2 : Liste des 26 indicateurs proposés dans le cadre du SEBI pour suivre les progrès réalisés en Europe (EEA, 2007) et indicateurs retenus par la France (MEEDDAT, 2007)

Thèmes	Indicateurs génériques	26 indicateurs proposés par l'EEA	Indicateurs retenus par la France
État et évolution des composantes de la biodiversité	Abondance et distribution d'espèces	1. Évolution de l'abondance d'espèces	Évolution de l'abondance des oiseaux communs, des papillons, des poissons d'eau douce, des poissons marins pêchés
	Statut d'espèces menacées et/ou protégées	2. Nombre d'espèces dans les listes rouges de l'UICN 3. État de conservation des espèces concernées par Natura 2000, directive Habitats	Nombre d'espèces dans les listes rouges de l'UICN État de conservation des espèces concernées par Natura 2000, directive Habitats
	Surface de biomes, écosystèmes et habitats sélectionnés	4. Évolution de l'aire occupée par les principaux types d'occupation du sol 5. État de conservation des habitats d'intérêt communautaire	Évolution de l'aire occupée par les principaux types d'occupation du sol État de conservation des habitats d'intérêt communautaire Dominance, dans le paysage, des milieux peu artificialisés
	Diversité génétique	6. Nombre de races animales et de variétés végétales	Nombre de races animales et de variétés végétales
	Aires protégées	7. Surface en aires protégées : globale et par type d'aires protégées 8. Surface des sites Natura 2000 (directive Oiseaux et directive Habitats)	Surface en aires protégées : globale et par type d'aires protégées Surface des sites Natura 2000 (directive Oiseaux et directive Habitats), suffisance de ces propositions
Menaces et pressions	Dépôts d'azote	9. Dépassement de la charge critique	Évolution de la teneur en polluants dans les eaux
	Invasions biologiques par des allochtones	10. Liste cumulée des allochtones	Nombre de plans de gestion
	Impact du changement climatique sur la biodiversité	11. Occurrence des espèces sensibles aux températures	/
	Perte de milieux naturels (rajout France)		Surface artificialisée annuellement

Thèmes	Indicateurs génériques	26 indicateurs proposés par l'EEA	Indicateurs retenus par la France
Qualité et fonctionnement des écosystèmes	Indice trophique marin	12. Indice trophique marin	/
	Connectivité et fragmentation des écosystèmes	13. Fragmentation des espaces naturels et semi-naturels 14. Fragmentation des systèmes rivières	Évolution de la diversité des types d'occupation du sol peu artificialisée au niveau local
	Qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques	15. Nutriments dans les eaux de transition, côtières et marines 16. Qualité des eaux douces	Proportion des masses d'eau douce en bon état écologique Proportion des masses d'eau de transition et marines en bon état écologique Indice de déficit foliaire Indice trophique marin
Usages durables	Surface de forêts, de systèmes agricoles, aquacoles et de pêche faisant l'objet d'une gestion durable	17. Forêts : croissance, stock, différentiel 18. Forêts : bois mort 19. Systèmes agricoles : balance azote 20. Systèmes agricoles : surfaces utilisant des pratiques soutenant la biodiversité 21. Systèmes de pêche : stocks de poissons commerciaux 22. Systèmes aquacoles : qualité des effluents	Forêts : surface des forêts présentant des garanties de gestion durable et proportion par rapport à la surface totale boisée Systèmes agricoles : surface en agriculture biologique et proportion par rapport à la surface totale cultivée Systèmes agricoles : surface faisant l'objet de mesures agro-environnementales et proportion par rapport à la surface totale cultivée Systèmes de pêche : pourcentage d'espèces surexploitées
	Empreinte écologique	23. Empreinte écologique des pays européens	/
Accès et partage des bénéfices	Accès et partage des bénéfices	24. Brevets pour des inventions basées sur des ressources génétiques	Nombre de brevets pour des inventions basées sur les ressources génétiques
Transferts des ressources	Transferts financiers	25. Financements dirigés vers la protection de la biodiversité	Financements dirigés vers la protection de la biodiversité
Opinion publique	Opinion publique	26. Sensibilisation du public	Sensibilité et participation du public : place donnée à la biodiversité parmi les enjeux environnementaux

Sources : EEA, 2007, MEEDDAT, 2007

Tableau 4-3 : Liste des indicateurs retenus par la France pour l'Outre-mer (MEEDDAT, 2007)

Thèmes	Indicateurs génériques	26 indicateurs proposés par l'EEA	Indicateurs retenus par la France
État et évolution des composantes de la biodiversité	Abondance et distribution d'espèces	1. Évolution de l'abondance d'espèces	Évolution de l'abondance des oiseaux communs terrestres et marins, oiseaux protégés, tortues marines, cétacés, plantes vasculaires
	Statut d'espèces menacées et/ou protégées	2. Nombre d'espèces dans les listes rouges de l'UICN 3. État de conservation des espèces concernées par Natura 2000, directive Habitats	Nombre d'espèces dans les listes rouges de l'UICN
	Surface de biomes, écosystèmes, et habitats sélectionnés	4. Évolution de l'aire occupée par les principaux types d'occupation du sol 5. État de conservation des habitats d'intérêt communautaire	Évolution de l'aire occupée par les principaux types d'occupation du sol : régions de forêt, surface des zones humides, mangroves, surface des récifs coralliens
	Diversité génétique	6. Nombre de races animales et de variétés végétales	
	Aires protégées	7. Surface en aires protégées : globale et par type d'aires protégées 8. Surface des sites Natura 2000 (directive Oiseaux et directive Habitats)	

Thèmes	Indicateurs génériques	26 indicateurs proposés par l'EEA	Indicateurs retenus par la France
Menaces et pressions	Dépôts d'azote	9. Dépassement de la charge critique	Qualité des eaux
	Invasions biologiques par des allochtones	10. Liste cumulée des allochtones	Nombre d'espèces nouvelles établies
	Impact du changement climatique sur la biodiversité	11. Occurrence des espèces sensibles aux températures	Hauteur de la mer
	Perte de milieux naturels (rajout France) Surexploitation		Surface naturelle / surface artificielle Infractions aux frontières (CITES) Pression de pêche
Réponses	Transferts		Financements dirigés vers la protection de la biodiversité Nombre d'articles publiés
	Aires protégées		Surface en aires protégées (globale et par type d'aires protégées) Efficacité des aires protégées
	Gestion et protection des espèces		Nombre d'espèces menacées UICN sur nombre d'espèce protégées Nombre d'espèces menacées UICN sur nombre d'espèces concernées par des plans de gestion Plans de gestion des espèces envahissantes déjà introduites Suivi des procès-verbaux

Sources : EEA, 2007, MEEDDAT, 2007

Nota : ces tableaux établis pour le rapport montrent les relations entre les indicateurs européens et français. Les tableaux originaux sont accessibles sur le site du MEEDDAT, dans le rapport d'activité 2007 de la Stratégie nationale pour la biodiversité. Il y a séparation entre les indicateurs Métropole et Outre-mer d'une part, la « liste des indicateurs de suivi de la biodiversité liés à la conservation des milieux, des habitats et au bon fonctionnement des écosystèmes » et la « liste des indicateurs de suivi de la biodiversité liés à la conservation des espèces » d'autre part.

3.5. Les perspectives de développement des indicateurs

De nombreux indicateurs sont disponibles aujourd'hui mais beaucoup ne bénéficient pas d'une organisation de la collecte des données et de l'analyse. Le développement d'indicateurs de biodiversité et de systèmes d'information se poursuit et offrira des possibilités plus importantes d'associer des données et de développer des métriques interprétables à des échelles variables.

Dans le cadre de la nouvelle stratégie scientifique, l'Institut français de la biodiversité a mené une réflexion sur les indicateurs de la biodiversité et suggéré des recommandations pour leur développement (IFB, juillet 2008). L'objectif à terme est de disposer d'un « tableau de bord de la biodiversité » comme outil d'information sur la biodiversité française et son évolution, et notamment de renseigner de façon synthétique l'état de la biodiversité, les pressions qui causent son érosion, et les solutions qui sont apportées. Le jeu d'indicateurs proposé par ces scientifiques, basé sur celui de l'Agence européenne de l'environnement (EEA) (voir figure 4-11), ainsi que les propositions pour leur développement sont détaillés en annexe.

Parmi les indicateurs de biodiversité offrant des perspectives de développement, **l'indicateur d'abondance et de distribution d'espèces sélectionnées** (oiseaux communs, papillons communs, etc.) **constitue un outil essentiel qui permet des approches intéressantes à différentes échelles des pressions** (diffuses, locales). Il pourra être complété par des indicateurs d'autres groupes fonctionnels des écosystèmes (végétaux, insectes, poissons, sols, etc.). La faune aviaire peut ainsi être considérée comme un indicateur de fonctionnalité des écosystèmes et offrir des informations très intéressantes sur :

- l'impact du *réchauffement climatique* sur la biodiversité : en mesurant l'évolution des aires de répartition des oiseaux communs et la période de reproduction ;
- les *changements globaux de l'état de santé des habitats* : les espèces communes sont regroupées en fonction de leur degré de spécialisation vis-à-vis de certains habitats (milieux forestiers, agricoles et bâtis) et l'évolution de l'abondance au sein de ces groupes traduit les évolutions de ces différents types d'habitats.

  L'état d'autres niveaux trophiques permettrait une appréciation beaucoup plus complète de la fonctionnalité de l'écosystème (Couvet *et al.*, 2007). À un niveau d'agrégation supérieur, l'Indicateur planète vivante (IPV) regroupe toutes les espèces communes vertébrées de la planète pour mesurer l'évolution de l'ensemble de la biodiversité sur la planète selon les différentes écorégions ;
- la *variation des services écosystémiques* : les services de régulation (prédation des espèces nuisibles dans les champs), les services de prélèvement (espèces chassées et consommées par l'homme), les services d'auto-entretien (dispersion des graines), les services culturels (« *bird-watching* »). Par exemple, le déclin des populations d'oiseaux insectivores dans les espaces agricoles montre le déclin de la fonction « contrôle biologique » des populations d'insectes dans ces milieux.

Biggs *et al.* (2004) ont développé un **index d'intégrité de la biodiversité** (*Biodiversity Intactness Index* - BII), **indicateur agrégé prometteur** dans un

contexte où les besoins en données sont importants et fortement associés à des échelles particulières. Basé sur l'abondance des espèces, le BII permet de suivre les réductions d'abondance liées à un certain niveau d'anthropisation des milieux à différentes échelles, dans un contexte spécifique sud-africain. L'objectif est d'établir un lien entre les réactions d'espèces aux diverses utilisations des sols et les seuils de perturbation. Les changements sont identifiés par rapport à une référence correspondant à l'état du paysage avant altération par l'industrie.

Le BII fournit un état de la diversité biologique au sein d'une aire géographique donnée, qui peut être une délimitation aussi bien politique qu'écologique. Ainsi, en Afrique du Sud, il est applicable aux différentes échelles de décision, nationale, provinciale et locale. Il peut être désagrégé selon les espaces, les groupes taxonomiques, de manière à **fournir une information interprétable par différents utilisateurs**.

Par ailleurs, une relation entre la biodiversité et l'intensité de l'agriculture a été établie par l'intermédiaire de l'estimation des **espaces agricoles « à haute valeur naturelle »** (HVN, *High Nature Value* - HNV). L'indicateur HVN offre **une perspective intéressante pour le développement d'indicateurs de qualité d'un système** par sa corrélation spatiale et temporelle forte avec les populations d'oiseaux. Ces espaces sont considérés comme des supports de la diversité des espèces et des habitats et/ou d'espèces rares. La comparaison entre l'indicateur d'espaces HVN (combinaison d'indicateurs d'assolement, de pratiques extensives et d'éléments fixes du paysage) et l'indicateur des populations d'oiseaux agricoles montre une corrélation positive entre les zones HVN et la richesse en espèces spécialistes. Ceci est cohérent avec le remplacement des espèces spécialistes par des espèces généralistes avec l'intensification de l'agriculture. S'il n'existe pas de relation linéaire entre la richesse totale en espèces d'oiseaux et le HVN, ce dernier constitue néanmoins un indicateur pertinent pour déterminer les zones agricoles à haute valeur naturelle pour la conservation des communautés d'oiseaux.

Le caractère écologique des zones HVN ne doit toutefois pas être dissocié de celui du système agraire. Leur reconnaissance agro-écologique implique une intégration dans les instruments de politiques communautaires. Le concept de zones agricoles à haute valeur naturelle a été entériné en 2003 et une forte proportion des zones HVN fait aujourd'hui l'objet de mesures favorables à la biodiversité dans le cadre des instruments du règlement rural. L'Union européenne met en place des mesures visant à soutenir la biodiversité agricole et contribuer à atteindre l'objectif d'arrêt de la perte de biodiversité d'ici à 2010. La conservation de la biodiversité dépend en grande partie de l'application de mesures au sein de la Politique agricole commune (PAC), en particulier d'indemnités compensatoires et de mesures agro-environnementales (voir site Internet de la Commission européenne). La mise en œuvre de la rémunération de ces systèmes agraires reste à faire, notamment dans le cadre d'une mobilisation de fonds du premier pilier de la PAC, article 68 : les États membres peuvent conserver, par secteur, 10 % de leur enveloppe budgétaire nationale destinée aux paiements directs et affecter cette somme, dans le secteur concerné, en faveur de mesures environnementales ou d'actions visant à améliorer la qualité des produits et leur commercialisation. Le Grenelle de l'environnement a

confirmé cette « reconnaissance politique et financière aux systèmes agraires à haute valeur naturelle (HVN), à hauteur de 10 % de la SAU[1] nationale ».

Dans ce contexte, les cartes HVN vont être un enjeu majeur à mesure que ce thème va monter en puissance dans le champ politique. Elles seront amenées à être des outils d'évaluation, soit *ex-ante* (programmation de mesures), soit *ex-post* (jugement des politiques). La validité de telles cartes reste toutefois limitée à une vision d'ensemble, peu compatible avec l'évaluation d'actions très ciblées ou locales. L'adéquation de ces cartes avec les questions qu'elles sont censées éclairer doit donc être vérifiée pour limiter les risques d'inadéquation et privilégier un mode de représentation adapté aux questions posées. Par exemple, la compatibilité des cartes HVN avec l'évaluation d'actions très ciblées ou locales telles que les mesures agro-environnementales (MAE) nécessiterait des données plus fines (ne pas confondre carte de zonage et carte de sites) (SOLAGRO, 2006).

Dans le cadre du **projet européen RUBICODE** (Rationalising Biodiversity Conservation in Dynamic Ecosystems/Rationaliser la conservation de la biodiversité dans des écosystèmes dynamiques), de nouveaux concepts de conservation sont en cours de développement, basés sur la capacité des écosystèmes à subir une perturbation tout en maintenant leurs fonctions et les services écologiques (résilience écologique). Cette **approche dynamique des écosystèmes** est destinée à compléter les approches stratégiques de conservation, généralement développées autour d'une vision plus statique de la nature. Des recherches sont en cours pour développer des indicateurs de suivi de la qualité écologique des écosystèmes et des habitats (Da Silva *et al.*, 2008). Considérant que les caractéristiques écologiques des plantes et animaux peuvent être associées à des fonctions spécifiques de l'écosystème, elles constituent alors un indicateur fonctionnel de la biodiversité prometteur. De plus, ces caractéristiques se déclinant à différentes échelles géographiques, elles apportent des indications utiles aussi bien à l'échelle des régions qu'à celle des biorégions.

Les grands types d'écosystèmes considérés sont (Sousa *et al.*, 2008) : les eaux douces, les sols, les forêts, les prairies semi-naturelles et arbustives.

Les **indicateurs pression-état-réponse** (PER), destinés à évaluer les pressions anthropiques sur la biodiversité et les réponses sociales permettant de compenser les effets négatifs des pressions, ont une place centrale parmi les indicateurs d'interactions société-nature. Leur cadre d'analyse, source de plusieurs ambiguïtés (absence de prise en compte des interactions écologiques, des réponses adaptatives de la biodiversité, classifications différentes en pression ou état selon les acteurs…), a été revu par Levrel (2007) qui propose un cadre alternatif prenant en compte les indicateurs PER et le cadre du *Millennium Ecosystem Assessment* (figure 4-11). Ce schéma constitue une bonne illustration pédagogique du cadre multidimensionnel d'analyse du groupe de travail, à partir duquel économistes et écologues doivent apporter des réponses.

Enfin, il apparaît nécessaire d'améliorer la panoplie des indicateurs sur deux aspects :

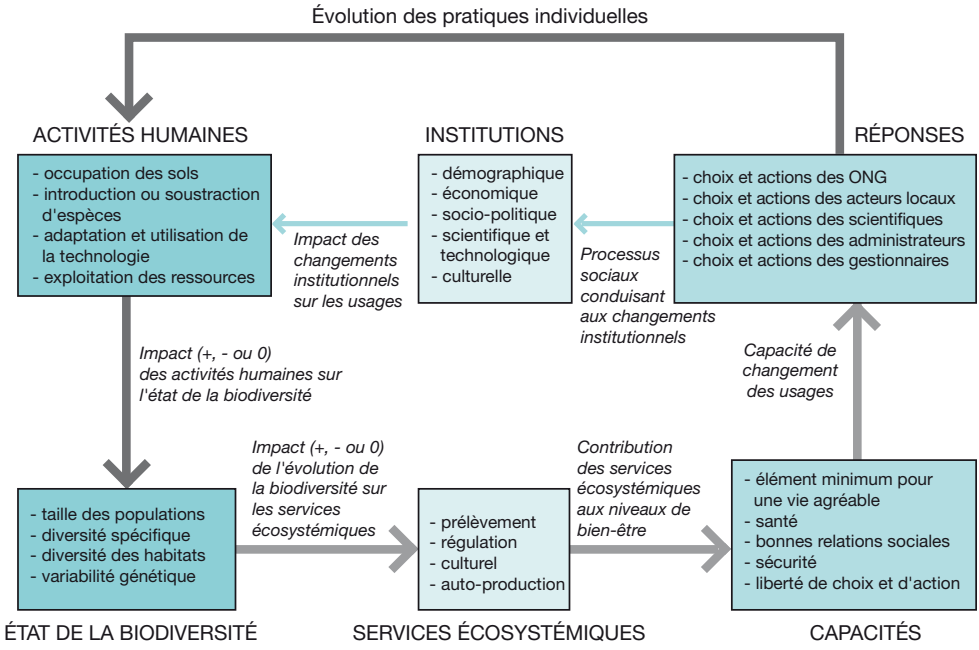
– **définir des « indicateurs de risque »** (ou de sensibilité, de vulnérabilité), permettant d'évaluer pour une entité (une population, une espèce, un écosystème) son degré de sensibilité à des perturbations. On commence

1 – SAU : surface agricole utile.

à disposer de tels indicateurs pour les populations, à travers les **analyses de viabilité des populations**, qui, à partir de données démographiques et génétiques, permettent d'établir un diagnostic sur leur risque d'extinction ;

– préciser le **domaine de validité spatiale des indicateurs**, c'est-à-dire la possibilité de les utiliser pour suivre l'évolution de la biodiversité à une échelle spatiale donnée.

Figure 4-11 : Cadre alternatif pour l'identification d'indicateurs d'interactions



Source : Levrel, 2007

4. Biodiversité et services écosystémiques

4.1. Le concept de services écosystémiques

Nous avons présenté dans le chapitre 2 la notion de services écosystémiques[1] et la typologie proposée par le MEA (*Millennium Ecosystem Assessment*) en quatre groupes, que nous reprenons dans la figure 4-12.

Cette typologie distingue en fait deux ensembles :

Tout d'abord sont identifiés des **« services d'entretien »**, non directement utilisés par l'homme mais qui conditionnent le bon fonctionnement des écosys-

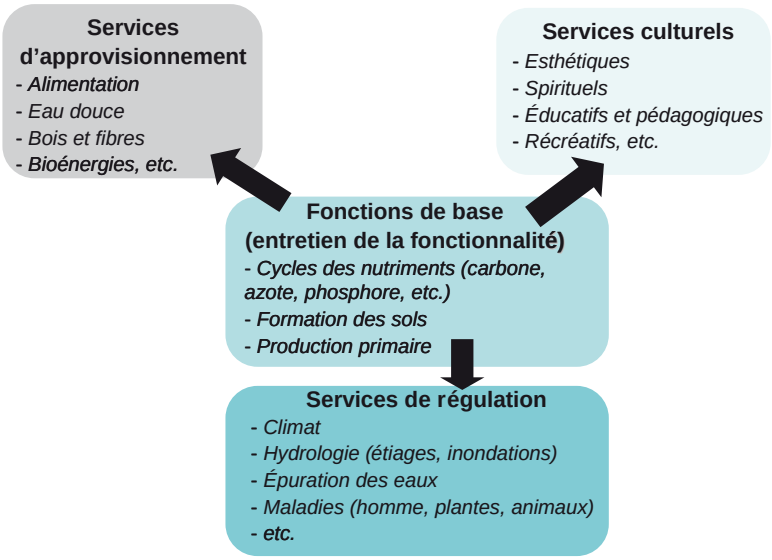
1 – On parle également de « services fournis par les écosystèmes » ou de « services écologiques ».

tèmes, à court terme mais également dans leur capacité d'adaptation à long terme : capacité de recyclage des nutriments, pédogenèse (formation des sols à partir de la roche mère), importance de la production primaire comme premier maillon des chaînes alimentaires, résistance à l'invasion par des espèces étrangères, etc.

Ensuite, découlant de ces services d'entretien, sont caractérisés des **services au sens strict**, utilisés par l'homme et que le MEA propose de répartir en trois groupes :

- les « services d'approvisionnement » (ou de prélèvement), qui conduisent à des biens « appropriables » (aliments, matériaux et fibres, eau douce, bioénergies), que ces biens soient autoconsommés, troqués ou mis en marché ;
- des « 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 (humaines mais aussi animales et végétales) ou différents aspects du cycle de l'eau (crues, étiages, qualité physico-chimique), ou à protéger d'événements catastrophiques (cyclones, tsunamis, pluies diluviennes) ; contrairement aux services d'approvisionnement, ces services de régulation sont généralement non appropriables et ont plutôt un statut de biens publics ;
- des « services culturels », à savoir l'utilisation des écosystèmes à des fins récréatives, esthétiques et spirituelles (par exemple la nature comme source de création artistique ou de réconfort) ou éducatives (voir par exemple les classes vertes, bleues mais aussi le rôle, évoqué dans le chapitre 2, que peut jouer l'imitation de la nature dans l'innovation).

Figure 4-12 : Typologie des services écosystémiques selon le MEA



4.2. Fonction *versus* service écosystémique

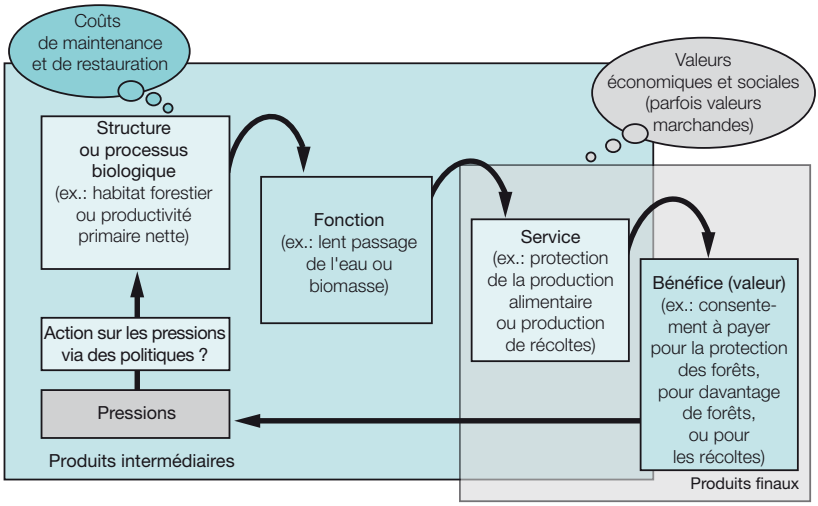
Il faut distinguer les fonctions écologiques d'un écosystème, processus de bon fonctionnement d'un système, des services écologiques rendus par celui-ci, qui sont le résultat du bon fonctionnement. On distingue ainsi ce que fournissent les écosystèmes de par leurs fonctions des bienfaits qu'en retire l'être humain. Par exemple, la fourniture de denrées alimentaires (service d'approvisionnement dans le MEA international) n'est pas un service directement rendu par les écosystèmes, la majeure partie des denrées étant aujourd'hui produite par l'activité agricole. Les écosystèmes ne fournissent que des supports à l'agriculture (surfaces cultivables, espèces animales et végétales) ; seuls les produits de la chasse, de la pêche et de la cueillette fournissent des denrées directement produites par les écosystèmes.

La plupart des bienfaits fournis par les écosystèmes sont indirects. Des processus écologiques complexes et des changements subis par les écosystèmes contribuent à la production de ces services (voir figure 4-13, Commission européenne, 2008).

Un groupe d'experts de l'AEE a proposé récemment une définition des services et fonctions des écosystèmes, lors de l'atelier sur le thème « Classification internationale commune des services écosystémiques » (décembre 2008) : « les services des écosystèmes sont les productions (*outputs*) des fonctions des écosystèmes qui contribuent [directement] au bien-être humain ».

La prise en compte de ces fonctions écologiques peut ouvrir un nouveau champ de possibilités en matière de choix de politiques et des outils associés visant une meilleure approche de la conservation et de l'utilisation durable de la diversité biologique. En effet, leur valorisation et leur comptabilisation permettraient de préserver le capital naturel essentiel pour assurer les services écologiques tout en permettant de répondre aux besoins des sociétés humaines (com. D. Couvet, MNHN).

Figure 4-13 : Lien entre la biodiversité et la production des services par les écosystèmes



Source : Commission européenne, 2008

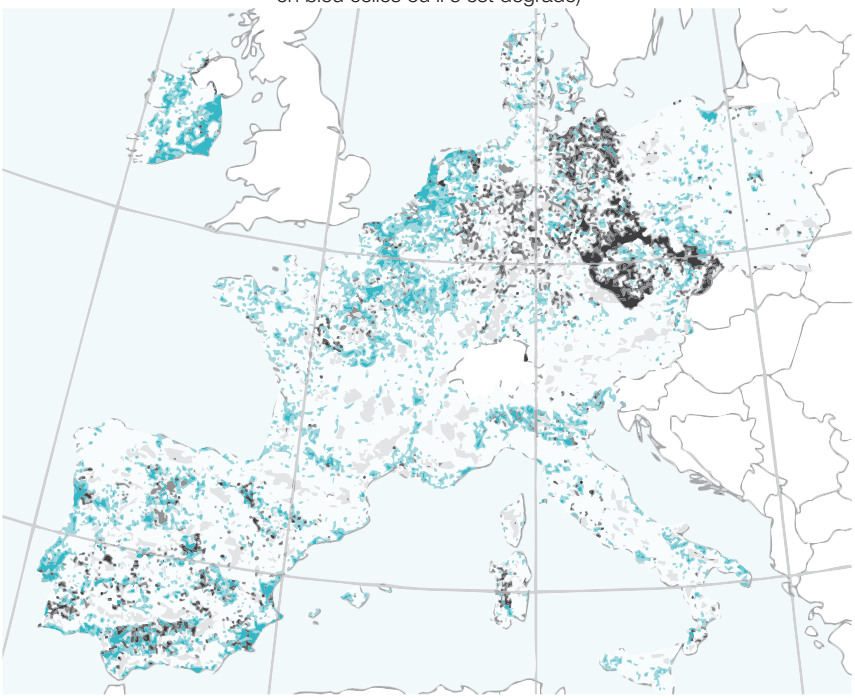
4.3. Les indicateurs de services écosystémiques

Pour mesurer l'importance de ces services, divers indicateurs sont actuellement utilisables.

- **la mesure du bon fonctionnement** des écosystèmes peut s'appuyer sur diverses méthodes permettant de suivre la dynamique des grands cycles biogéochimiques : on sait par exemple mesurer l'activité de dénitrification des cours d'eau ou la respiration des micro-organismes des sols, indicatrice de leur activité ou l'intensité photosynthétique d'un couvert végétal, reliée à la productivité primaire. D'autres mesures peuvent être obtenues par télédétection. Ainsi, l'Agence européenne de l'environnement (Weber, 2008) a construit à partir de telles mesures, pour l'ensemble du territoire européen et par mailles de 1 km², un indicateur dit du « potentiel écologique paysager net » (nLEP, pour *net Landscape Ecological Potential*). Cet indicateur, dont on peut mesurer l'évolution (figure 4-14), est la combinaison de quatre ensembles de données géographiques :
  - *l'indice du paysage vert* d'arrière-plan (IPV) qui exprime un potentiel de végétation du territoire, selon l'intensité d'utilisation de la terre. Les valeurs sont calculées à partir de la base de données satellitaires « CORINE Land Cover » et bénéficient de ses mises à jour successives ;

Figure 4-14 : Variation du potentiel écologique paysager net (nLEP) de l'Europe, 1990-2000

(Les zones en gris sont celles où le potentiel écologique s'est amélioré, en bleu celles où il s'est dégradé)



Source : Weber 2008

– *la valeur attribuée à la nature*, évaluée par l'intermédiaire de l'importance de leur désignation par la science et les pouvoirs politiques. Cet indicateur est calculé à partir des bases de données nationales, européennes (Natura 2000) et internationales. L'indicateur capture ainsi des éléments qui ne peuvent être vus avec des images satellites, à savoir la richesse du territoire en termes d'espèces et d'habitats ;
– *la fragmentation du paysage* par les routes et les chemins de fer, qui n'est pas capturée dans les deux couches précédentes. L'indicateur retenu est « la maille effective » (MEFF), qui est l'inverse de cette fragmentation et conditionne l'espace explorable par les espèces animales terrestres ;
– *l'hétérogénéité du paysage*, qui favorise la biodiversité par la multiplication de niches et d'écotones. Le calcul de cet indicateur par segmentation d'images satellites est connu mais il n'a pas encore été intégré à nLEP.

Il convient cependant de valider ces approches de télédétection par des mesures de terrain pour juger de leur capacité à suivre l'évolution de la biodiversité.

L'Agence européenne de l'environnement est engagée depuis quelques années dans une réflexion méthodologique pour définir un cadre d'analyse comptable des écosystèmes européens. Sur la base de données satellitaires fournies par CORINE Land Cover, combinées à des données de terrain, il est ainsi possible d'évaluer au cours du temps la perte de certains types d'écosystèmes sous l'effet de certaines pressions, notamment urbanisation et agriculture intensive, et d'en déduire la perte de potentiel en services écologiques tel qu'approché par l'indicateur nLEP. La méthodologie a été testée dans un premier temps sur un type d'écosystème, les zones humides côtières méditerranéennes, et validée par confrontation de données de terrain avec les sites de Camargue (France), Doňana (Espagne), delta du Danube (Roumanie) et Amvrakikos (Grèce).

Les travaux se poursuivent actuellement dans le cadre d'une contribution méthodologique au processus TEEB, 2e phase, pour analyser le passage d'une comptabilité physique de ces écosystèmes de zones humides côtières à une comptabilité monétaire. En outre, l'extension de l'analyse à d'autres types d'écosystèmes est envisagée (EEA, 2008).

- Les **services d'approvisionnement** peuvent être suivis directement à partir des quantités de biens issus des écosystèmes. Cette estimation est aisée pour les produits mis en marché, plus difficile pour les produits d'autoconsommation ou de troc, qui peuvent représenter parfois une part substantielle. Ainsi, on estime que près de 40 % du bois collecté dans les forêts françaises est autoconsommé (FPF, 2008). De même, Coates (2002) considère que, pour un ensemble de huit pays d'Asie du Sud-Est, le chiffre officiel de la FAO relatif aux pêcheries dans les eaux intérieures doit être multiplié au moins par trois pour tenir compte de l'autoconsommation et obtenir une estimation proche de la réalité. C'est aussi ce que révèle le renforcement ces dernières années du contrôle des débarquements de poisson par les services vétérinaires dans les DOM. En outre, il convient de distinguer la notion de « service potentiel durable » – c'est-à-dire les quantités qui peuvent être prélevées dans les écosystèmes sans compromettre leur capacité de production – et de « service effectivement utilisé ». Selon les cas, le service peut être utilisé de manière très partielle (par exemple la fourniture d'eau douce en Scandinavie) ou au

contraire excessive (cas de la surexploitation de nombreux stocks de poisson). Des indicateurs directs, comme le taux de prélèvement (estimé par exemple à 69 % pour les forêts françaises en 1998-2002 ; MAP, 2006) ou indirects, comme l'Index trophique marin (voir chapitre 3, section 3) doivent donc compléter la mesure des quantités prélevées.

- Les **services de régulation** peuvent être approchés plus ou moins directement. On dispose par exemple d'assez bons modèles de prédiction des hydrogrammes (débit des rivières tout au long de l'année) à partir de la pluviométrie, de la morphologie et du type de couvert végétal du bassin versant. Pour le climat, la plupart des travaux se sont concentrés sur le rôle des écosystèmes dans la fixation ou le relargage de CO_2, en raison de sa contribution à l'effet de serre. Les données sur d'autres gaz à effet de serre (méthane, oxydes d'azote ou de soufre) sont plus fragmentaires et limitées à des écosystèmes particuliers (zones humides, cultures intensives). Ces approches sont donc centrées sur la modulation du climat global de la planète. En revanche, l'effet des écosystèmes sur le climat local est, comme nous le verrons, moins documenté et, de plus, controversé. En ce qui concerne les services de « modération biologique » (réduction des maladies, limitation de la prolifération des espèces invasives, etc.), les approches restent assez qualitatives et fondées surtout sur l'effet *a priori* favorable de l'hétérogénéité spatiale et des mosaïques paysagères (juxtaposition à diverses échelles d'écosystèmes différents).
- Enfin, les **services culturels** sont le plus souvent approchés à travers la fréquentation des écosystèmes, sous ses différentes formes (tourisme, chasse et pêche, sports de nature, visites pédagogiques). Ces estimations peuvent être complétées comme nous le verrons par la mesure de l'intérêt pour ces écosystèmes de personnes qui ne les fréquentent pas physiquement mais pour lesquelles l'existence d'une nature diverse, complexe, échappant à la maîtrise des hommes est une source d'inspiration scientifique, artistique, philosophique ou religieuse (voir par exemple le mouvement « Earth Keeping »).

4.4. Quelles relations entre biodiversité et services écosystémiques ?

Ayant défini les principaux concepts et indicateurs liés d'une part à la biodiversité et, d'autre part, aux services écosystémiques, il convient maintenant de discuter le lien entre ces deux notions et de préciser ce qui sera susceptible d'être pris en compte par l'analyse économique.

Cette question de la relation entre biodiversité et services des écosystèmes est rarement posée explicitement, tant il semble évident que ces services – étant totalement le produit de l'activité du vivant – ne peuvent que pâtir très directement d'une réduction de l'abondance et de la diversité de ces êtres vivants. Les deux notions étant souvent citées de manière associée, certains pourraient même se demander s'il ne s'agit pas en fait de deux formulations désignant deux facettes d'un même objet, comme lorsque l'on évoque « la nature et les paysages ».

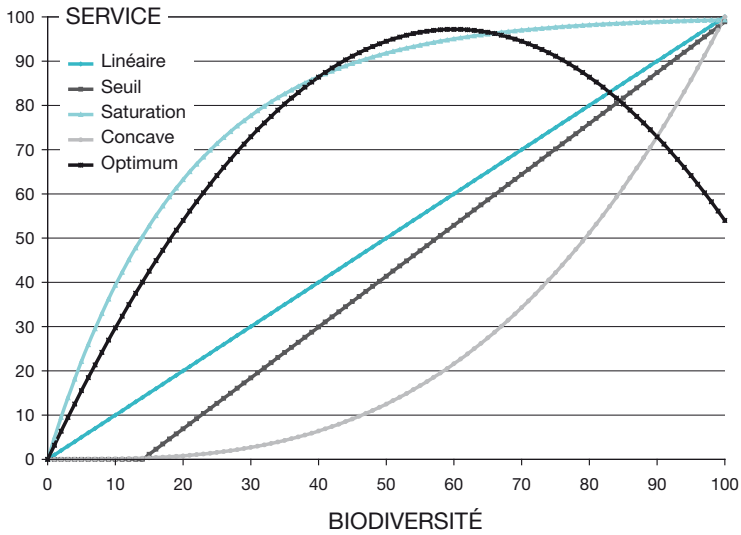
Mais si ce lien « existentiel » et qualitatif ne fait pas de doute, la question de la « forme » et de l'intensité de cette relation fait l'objet de nombreux débats et

d'une abondante littérature scientifique[1]. Cette question qui pourrait sembler purement académique est en fait cruciale pour nos travaux. En effet :

- comme nous l'avons indiqué, la biodiversité n'est aujourd'hui connue que de manière très partielle et sans doute biaisée, et la capacité des indicateurs disponibles à rendre compte des évolutions de l'ensemble de la biodiversité est encore très imparfaite. Cela signifie que certaines variations de biodiversité ne pourront être détectées qu'indirectement, via des variations éventuelles des services écosystémiques auxquels cette biodiversité contribue ;
- comme nous le verrons plus loin, les travaux économiques actuellement les plus nombreux et les plus aboutis ont porté beaucoup plus sur l'évaluation des services écosystémiques que sur la biodiversité. Accepter qu'une évaluation économique de ces services et de leurs fluctuations soit considérée comme une mesure de la valeur des variations sous-jacentes de la biodiversité suppose qu'un lien entre ces deux aspects soit clairement établi.

Les travaux scientifiques disponibles se sont intéressés à la biodiversité essentiellement dans sa dimension spécifique, en la décrivant en termes d'entités systématiques (nombre d'espèces) ou fonctionnelles (en regroupant les espèces ayant un rôle écologique similaire). Ils envisagent, en se basant à la fois sur des approches théoriques et sur des observations de terrain, des possibilités extrêmement variées (figure 4-15).

Figure 4-15 : Les différents types de liens possibles entre variation de la biodiversité et variation des services écosystémiques



Source : B. Chevassus-au-Louis

1 – Nous ne citerons que quelques articles donnant un aperçu de ces débats et fournissant une bibliographie plus détaillée : Johnson *et al.* (1996), Wardle *et al.* (1997), Loreau et Behera (1999), Chapin III *et al.* (2000), Loreau *et al.* (2001), Hooper *et al.* (2005), Worm *et al.* (2006), Danovaro et Pusceddu (2007), Danovaro *et al.* (2008), Lanta et Leps (2008).

Ainsi, l'idée même d'une relation « monotone positive », c'est-à-dire d'une augmentation progressive des services écologiques avec l'augmentation de la biodiversité, n'est pas totalement admise et certains auteurs défendent la possibilité de relations plus complexes, avec des liaisons pouvant être parfois positives, parfois négatives (modèle « avec optimum » de la figure).

En ce qui concerne l'intensité de cette liaison, Naidoo *et al.* (2008) soulignent par exemple que, au niveau planétaire, il n'existe pas de coïncidence spatiale entre les régions à forte biodiversité spécifique et celles fournissant d'importants services écosystémiques (les services considérés étant le stockage de carbone, la fourniture d'eau douce et la production de fourrages pour le bétail). L'origine de cette discordance est sans doute liée, au moins en partie, au fait que la biodiversité est estimée dans cette étude uniquement par la diversité spécifique de grands groupes (vertébrés, végétaux supérieurs) bien inventoriés, ce qui, comme nous l'avons évoqué, ne représente qu'une des facettes de la biodiversité.

Même au sein des modèles les plus couramment admis de relation « monotone positive », on peut distinguer trois cas extrêmes.

Le cas le plus simple est celui d'une relation linéaire, dans lequel on suppose une proportionnalité entre les variations des deux facteurs. Pour prendre un exemple, il est possible (figure 4-16) de « dériver » de l'indice d'abondance des oiseaux communs trois indicateurs de services écosystémiques, reliés de manière linéaire à cet indice d'abondance :

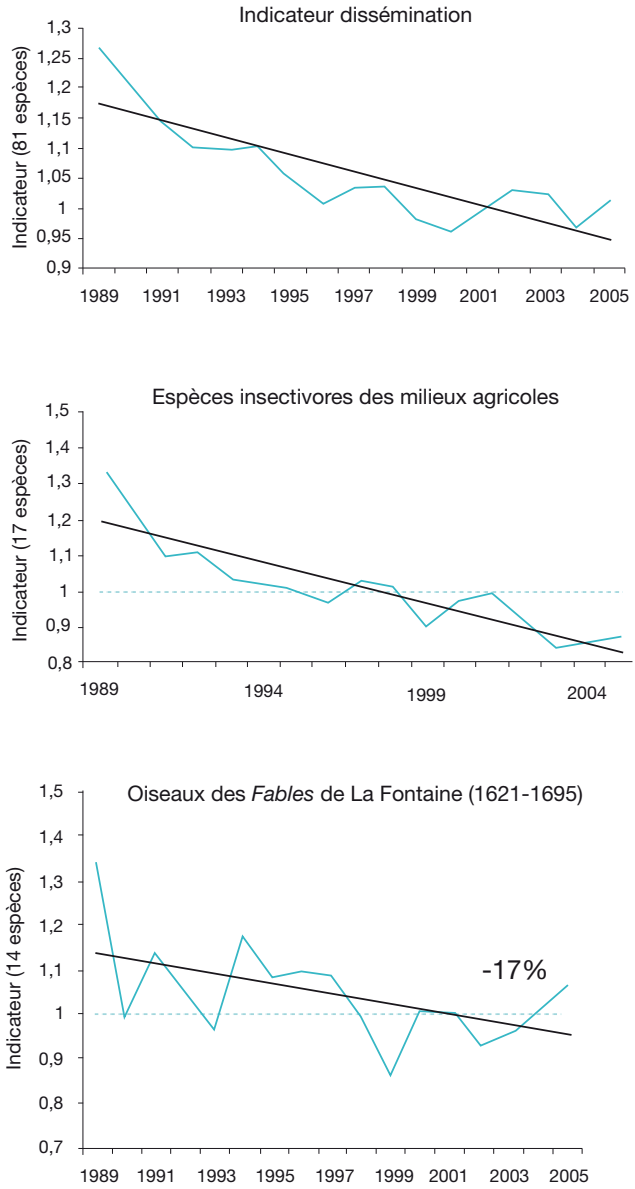
- un indicateur de capacité de dissémination des plantes, qui peut être une composante des services d'entretien des écosystèmes ; cet indice est fondé sur l'abondance des oiseaux granivores ;
- un indicateur de contrôle des ravageurs des cultures (fonction d'approvisionnement) fondé sur l'abondance des oiseaux insectivores ;
- un indicateur de « service culturel », fondé sur l'abondance des 14 espèces d'oiseaux communs cités dans les *Fables* de La Fontaine et qui mesure l'érosion de ce « patrimoine identitaire ».

Le modèle « convexe » (modèle « saturation » de la figure) est basé sur l'idée d'une certaine « redondance fonctionnelle » des espèces (plusieurs espèces jouant le même rôle écologique). Il suppose qu'une réduction notable de la biodiversité ne se traduirait, au moins dans un premier temps, que par des diminutions relativement limitées des services écologiques. Ce type de relation peut exister en particulier lorsqu'il y a des phénomènes de saturation : ainsi, lorsqu'un peuplement d'insectes pollinisateurs est abondant et diversifié, la fécondation des plantes entomophiles est pleinement réalisée et une augmentation du peuplement de pollinisateurs n'aura pas d'effet sur ce service.

Le modèle « concave » met au contraire en avant le rôle majeur de certaines espèces « clés » dont la disparition peut avoir des conséquences majeures. Il prédit au contraire que des variations, même faibles, de la biodiversité pourront se traduire par une forte réduction des services écosystémiques. Même en l'absence de telles espèces clés, si les services écosystémiques dépendent, comme nous l'avons souligné, non seulement de la présence des espèces mais surtout des interactions entre elles, ce nombre d'interactions varie comme une fonction du type n^n, où n est le nombre d'espèces. Il va donc décroître très fortement avec la réduction du nombre d'espèces.

Enfin, on peut avoir des modèles « à seuil », linéaires ou non, dans lesquels le service varie brutalement, voire s'annule en dessous d'une certaine valeur non nulle de la biodiversité.

Figure 4-16 : Exemples d'indicateurs de services écosystémiques pouvant être calculés à partir d'un indicateur de biodiversité, l'indice STOC d'abondance des oiseaux communs



Source : IFEN, Jiguet (non publié)

5. Options pour l'approche économique

Pour tenir compte de ces analyses et permettre leur articulation avec l'analyse économique, le groupe de travail a décidé de retenir les quatre options suivantes :

Première option, distinguer au sein de la biodiversité d'un territoire donné sa dimension « patrimoniale », c'est-à-dire l'existence d'entités désignées comme telles dans des inventaires officiels, éventuellement protégées, ou pour lesquelles de telles démarches ont été initiées, **et sa dimension « générale » ou « fonctionnelle »**, c'est-à-dire la présence d'entités ordinaires plus ou moins abondantes et contribuant à la production de services écosystémiques.

Cette distinction peut concerner les différents niveaux d'organisation de la biodiversité :

- au niveau génétique, on peut avoir une population locale, domestique ou sauvage, présentant des caractéristiques originales, mais il faut considérer également la diversité génétique « ordinaire » entre les individus, qui, sans qu'aucun individu ne présente d'intérêt particulier, permettra globalement l'évolution de l'espèce ;
- au niveau des espèces, on pourra avoir des espèces « emblématiques » inscrites sur des listes de protection, et le cortège des espèces ordinaires, qui contribuent par leurs interactions à la fourniture de services écosystémiques ;
- au niveau écologique, on pourra identifier sur un territoire d'une part des habitats particulièrement originaux, rares à l'échelle régionale ou nationale, ou des paysages remarquables (sites classés) et, d'autre part, une mosaïque d'habitats ordinaires constituant l'essentiel des paysages et responsable de leurs propriétés fonctionnelles.

On pourra bien sûr discuter du caractère restrictif et contingent de ce critère assimilant « biodiversité remarquable » et « biodiversité remarquée », c'est-à-dire effectivement prise en compte par diverses initiatives de protection, même en donnant un sens très large à cette notion (on peut par exemple y inclure l'existence d'une campagne de sensibilisation ou la création d'une association de protection). Il est en effet évident que, même en acceptant des critères « d'éligibilité » diversifiés – expertise écologique mais aussi savoirs profanes, critères culturels –, cette biodiversité « remarquée » sera conditionnée par les connaissances disponibles et n'intégrera pas de nombreux éléments qui pourraient se révéler à l'avenir d'intérêt majeur. Pour prendre un exemple, le dodo de l'île Maurice, ce gros oiseau incapable de voler et disparu au milieu du XVIIIe siècle, fait rêver les sélectionneurs de volailles, qui pensent qu'il aurait pu faire un animal d'élevage bien supérieur à notre dinde actuelle. De même, nous avons indiqué à la fin du chapitre 2 combien les nanostructures des êtres vivants, encore si peu décrites, pouvaient constituer à l'avenir une source d'inspiration majeure pour les nanotechnologies.

De ce fait, même en se limitant à une éthique utilitariste, toute entité biologique peut présenter une valeur potentielle dont la perte, dès lors qu'elle est irréversible, voire irrémédiable (au sens où on estime ne pas pouvoir

la compenser), devrait avoir un coût infini, ou, plutôt, inestimable[1]. À l'opposé de ce rappel théorique, l'analyse économique souligne également que ces entités « non remarquées », dont de nombreuses disparaissent chaque année[2], ont *de facto* une valeur nulle ou quasi nulle pour la société d'aujourd'hui, si on essaye de mesurer cette valeur implicite par diverses méthodes.

C'est donc pour sortir de ce dilemme que le groupe a proposé d'appliquer une dichotomie entre biodiversité « remarquée » et biodiversité générale (ou « ordinaire ») et de traiter de manière différenciée ces deux ensembles. Tout en proposant ce principe et quelques lignes directrices, le groupe n'a pas souhaité préciser davantage les critères de désignation qui pourraient être retenus pour identifier ces éléments de biodiversité remarquable. Il semble en effet légitime, et conforme à la réalité, que cette procédure de désignation mobilise, selon les milieux, les acteurs et les entités concernés, des critères éventuellement différents et selon une hiérarchisation difficile à établir à l'avance.

Tout en étant conscient des limites de l'analogie, on peut considérer que cette approche est assez similaire à celle qui distingue les monuments « historiques » et les autres, les premiers bénéficiant de la part de la société de mesures de protection et/ou de soutien particulier dont on peut évaluer la concrétisation – parfois limitée d'ailleurs – par l'estimation des moyens financiers mobilisés.

Deuxième option, affirmer d'emblée que la biodiversité « remarquable » doit être considérée en prenant en compte les multiples critères, écologiques, éthiques, culturels, esthétiques, ayant présidé à son identification et que, de ce fait, l'analyse économique ne devra jouer dans ce cas qu'un rôle subsidiaire et indicatif (à l'image du cas des monuments historiques).

Cette option nous semble justifiée pour plusieurs raisons :

- la première est que, souvent, ces éléments « patrimoniaux » sont devenus rares – c'est d'ailleurs ce qui a conduit à leur identification –, ce qui oblige à reconnaître que leur contribution à la fourniture de services écosystémiques est sans doute, hélas, limitée ; il n'est donc pas pertinent de les évaluer via la variation éventuelle de ces services ;
- la seconde raison est qu'une évaluation économique **n'a de sens – autre qu'académique – que si on accepte de s'engager dans une logique d'échange et de « substituabilité potentielle »**, autrement dit que si on admet, même moyennant certaines précautions, que les entités évaluées pourront être échangées contre d'autres entités jugées équivalentes, cette équivalence étant estimée sur la base de la valeur monétaire ou éventuellement d'autres unités de décompte. Si on a décidé au contraire que ces entités devaient être protégées, qu'elles font partie d'un patrimoine naturel inaliénable, cette décision, même si elle peut être reconsidérée, se place dans une logique d'action « politique », similaire à celle du patrimoine culturel, qui transcende la rationalité économique. Remarquons cependant que,

1 – Comme nous le verrons, la théorie économique préconise pour ces biens non substituables un taux d'actualisation nul.
2 – Même avec les hypothèses modérées d'un taux d'extinction actuel de 0,01 % par an et de dix millions d'espèces (en se limitant aux êtres « organisés », formés d'un assemblage de cellules eucaryotes, c'est-à-dire ayant un véritable noyau), ce sont environ 1 000 espèces qui disparaissent chaque année.

même protégées, ces entités peuvent faire l'objet de dommages non intentionnels, voire intentionnels, et que dans ce cas une évaluation monétaire *ex-post* du préjudice pourra s'avérer utile ;

– enfin, sur un plan plus pragmatique, les valeurs économiques qui pourraient être associées à ces éléments patrimoniaux sont souvent des valeurs de « non-usage » (valeur d'option, d'existence ou de legs) pour lesquelles les méthodes économiques d'évaluation apparaissent, comme nous le verrons, particulièrement fragiles.

Troisième option, le groupe propose d'aborder l'analyse économique de la biodiversité générale non pas directement mais à travers les services écosystémiques auxquels elle contribue.

Cette option est cohérente avec l'accent que le groupe de travail a mis, dans la définition de la biodiversité, sur l'importance des multiples interactions entre ses composantes – individus, espèces, écosystèmes – mais aussi sur le caractère très largement inconnu d'une grande partie de ces composantes. Il est donc théoriquement préférable mais aussi plus réaliste d'appréhender la résultante globale de ces multiples interactions au sein du système que constitue la biodiversité plutôt que de vouloir identifier la contribution propre de chaque composante.

Là aussi, le caractère réducteur de cette option ne doit pas être masqué. Il tient en particulier à deux choses :

– l'analyse des services écosystémiques intègre principalement des valeurs d'usage, dont nous verrons qu'elles ne constituent, même en élargissant à des usages futurs ou conditionnels, qu'une partie de la valeur totale ;
– la biodiversité générale « contient », selon l'optique que nous avons choisie, des entités « non remarquées » dont certaines sont susceptibles d'être remarquées à l'avenir. Ces entités ne seront cependant prises en compte qu'à travers leur contribution à ces services écosystémiques.

Enfin, quatrième option, le groupe propose de travailler dans l'hypothèse « médiane » de relation linéaire positive entre biodiversité générale et services écosystémiques.

Cette hypothèse médiane, qui pourra être discutée, s'appuie sur le fait que les modèles « convexes », qui minorent l'effet potentiel d'une réduction de biodiversité, considèrent souvent les propriétés « instantanées » des écosystèmes et rarement des propriétés à plus long terme face à des perturbations diverses (résistance, résilience, adaptabilité), qui peuvent dépendre d'entités apparemment « facultatives » à un instant donné. À l'inverse, les quelques observations empiriques en faveur de modèles concaves ne s'écartent pas de manière drastique d'une relation de type linéaire.

En outre, nous avons insisté précédemment sur la nécessité d'intégrer dans les concepts et indicateurs de la biodiversité la notion d'abondance absolue, en particulier la taille des populations et de ne pas se limiter à des mesures de diversité au sens strict. Dans cette optique, une réduction de la taille des populations sera à considérer comme une perte de biodiversité non seulement parce qu'elle peut conduire à terme à la disparition de l'espèce mais parce qu'elle conduit immédiatement à une réduction éventuelle du rôle de cette espèce dans le fonctionnement de l'écosystème. Ajoutons que ce point

de vue est tout à fait justifié dans le cas de la diversité génétique, qui se réduit effectivement lorsque la taille d'une population diminue. Dans cette optique, la relation entre biodiversité et services écosystémiques apparaît assez naturellement, sinon linéaire, du moins monotone croissante.

Cette option conduit à considérer que l'évaluation économique de la diminution de ces services fournira une mesure acceptable de la valeur économique des pertes de biodiversité associées. Cette hypothèse médiane permet également 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 : si on prend par exemple l'indicateur STOC d'abondance des oiseaux communs, une baisse de 30 % de cet indicateur dans les milieux agricoles serait évaluée à 30 % de la valeur des services des agrosystèmes considérés.

Ces quatre options signifient donc que :

- **dans les écosystèmes dépourvus de biodiversité remarquable (c'est-à-dire « remarquée » à un instant donné), on pourra appliquer l'évaluation économique des services écosystémiques comme référence, dans une logique de substituabilité ;**
- **dans les écosystèmes comportant de tels éléments de biodiversité remarquable, l'évaluation économique ne pourra être mise en œuvre et, *a fortiori*, utilisée que si un examen préalable de la valeur de ces éléments, privilégiant d'autres critères qu'économiques, aura permis de conclure au fait qu'il était acceptable d'entrer dans une logique de substituabilité, après que des solutions satisfaisantes aient été trouvées pour ces éléments de biodiversité remarquable.**

Conclusion

Ce chapitre a permis de souligner les multiples dimensions du concept de biodiversité et, en conséquence, la nécessité de recourir à une large palette d'indicateurs pour le cerner. Il a souligné également combien il était important de dépasser une vision fondée sur les seules espèces connues et aisément observables, en particulier si on voulait appréhender la contribution de la biodiversité à la fourniture de services écosystémiques.

Cette complexité pourrait conduire à conclure que l'on ne sait pas aujourd'hui porter un jugement synthétique, même qualitatif, sur l'état de la biodiversité dans un écosystème donné. En utilisant à nouveau la métaphore de la santé humaine, on pourrait dire qu'une telle conclusion pessimiste est tout aussi peu pertinente que celle qui verrait dans la multiplication des outils de l'analyse biomédicale un obstacle à juger de la bonne santé d'un individu.

Retenons, à l'inverse, que l'expertise écologique est aujourd'hui susceptible, moyennant la collecte des données nécessaires, de porter un diagnostic sur l'état et le devenir de la biodiversité et des services écosystémiques en un lieu donné face à une modification éventuelle de l'environnement.

Le deuxième volet de cette analyse a montré en quoi la notion de service des écosystèmes pouvait être utilisée pour aborder l'évaluation économique de la biodiversité « ordinaire », moyennant une hypothèse discutable, mais raisonnée, de couplage entre ampleur de la biodiversité et fourniture abondante de ces services.

Enfin, sans interdire à l'approche économique de montrer son apport possible à l'analyse de la biodiversité remarquable, nous avons souligné qu'il était sans doute préférable de mobiliser d'autres valeurs pour traiter de la gestion pertinente de ce patrimoine.

Références bibliographiques

Aubertin C. (2000), « L'ascension fulgurante d'un concept flou », *La Recherche*, n° 333, p. 84-87.

Barbault R. et Chevassus-au-Louis B. (2004), *Biodiversity and Global Change*, ministère des Affaires étrangères, ADPF, 237 p.

Biala K., Terres J. M., Pointereau P., Jiguet F., Bas Y., Paracchini M. L. et Calvo S. (à paraître), *Identification of High Nature Value Farmland Based on Statistical Information and Farm Practices Surveys: A Case Study of France*.

Biggs R., Scholes R. J. et Reyers B. (2004), *Assessing Biodiversity Intactness at Multiple Scales*, Bridging Scales and Epistemologies Conference, Alexandria, Egypt.

Butchard S. H. M., Stattersfield A. J., Bennum L. A. (2004), « Measuring global trends in the status of biodiversity: red list indices for birds », *PLoS Biology*, 2, 1-11.

Chapin III F. S., Zavaleta E. S. *et al.* (2000), « Consequences of changing biodiversity », *Nature*, 405, 234-242.

Chevassus-au-Louis B. (2007), « La biodiversité : un nouveau regard sur la diversité du vivant. I. Immensité et complexité », *Cahiers Agricultures*, n° 16, p. 219-228.

Chevassus-au-Louis B. (2008a), « La biodiversité : un nouveau regard sur la diversité du vivant. II. Stabilité et utilité », *Cahiers Agricultures*, n° 17, p. 51-57.

Chevassus-au-Louis B. (2008b), « La biodiversité : un nouveau regard sur la diversité du vivant. III. Fragilité : vers la sixième extinction », *Cahiers Agricultures*, n° 17, 303-313.

Coates D. (2002), *Inland Capture Fishery Statistics of Southeast Asia: Current Status and Information Needs*, FAO /RAP n° 2002/11, 121 p. (site : www.fao.org/documents/).

Commission européenne (2008), *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité*, Luxembourg, Office des publications officielles des Communautés européennes, 64 p.

Couvet D., Teyssèdre A., Jiguet F., Julliard R. et Levrel H. (à paraître), *Indicateurs et observatoires de biodiversité*.

Couvet D., Jiguet F., Julliard R. et Levrel H. (2007), « Observatoires et indicateurs de biodiversité », *Working Paper*.

Couvet D., Jiguet F., Julliard R. et Levrel H. (2004), « Indicateurs de biodiversité », *in* Barbault R. et Chevassus-au-Louis B. (éd.), *Biodiversité et changement globaux*, ministère des Affaires étrangères, ADPF, 241 p.

Da Silva P. M., Sousa J. P., Feld C. K. et Hering D., *Web Report Comparing Indicators Targeting Habitat Area*, 34 p., www.rubicode.net/rubicode/RUBICODE_Report_on_Indicators_of_Habitat_Area.pdf.

Danovaro R., Gambi C. *et al.* (2008), « Exponential decline of deep-sea ecosystem functioning linked to benthic biodiversity loss », *Current Biology*, 18, 1-8.

Danovaro R. et Pusceddu A. (2007), « Biodiversity and ecosystem functioning in coastal lagoons: Does microbial diversity play any role? », *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75, 4-12.

Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A. et Couvet D. (2008), « Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes », *Global Ecology and Biogeography,* 17, 252–261.

Devictor V., Julliard R., Couvet D. et Jiguet F. (2008), « Birds are tracking climate warming, but not fast enough », *Proc. R. Soc. B* (doi:10.1098/rspb.2008.0878) Published online.

Donald P. F., Green R. E. et Heath M. F. (2001), « Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations », *Proc. Roy. Soc. London Series B*, 26, 25-29.

European Environment Agency (2008), « Ecosystem services, accounting for what matters », *EEA Briefing 2008-02*, Office for Official Publications of the European Communities.

European Environment Agency (2007), « Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe », *EEA Technical Report*, 11, 182 p.

Hooper D. U., Chapin III F. S. *et al.* (2005), « Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge », *Ecological Monographs* 75, 3-35.

Hubbell S. P. (2001), *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*, Ed. Princeton University Press, Princeton (New Jersey) 375 p.

IFB (Institut français de la biodiversité) (2008), Commission scientifique de l'IFB, *Réflexion stratégique*, *Bilan des groupes de travail,* 80 p.

IFEN (Institut français de l'environnement) (2003), « 45 indicateurs de développement durable : une contribution de l'IFEN », *Études et Travaux*, n° 41, 110 p.

Johnson K. H., Vogt K. A. *et al.* (1996), « Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems », *Trends in Ecology & Evolution*, 11, 372-377.

Julliard R., Clavel J., Devictor V., Jiguet F. et Couvet D. (2006), « Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities », *Ecology Letters*, vol. 9, n° 11, 1237-1244(8).

Lanta V. et Leps J. (2008), « Effect of plant richness on invisibility of experimental plant communities », *Plant Ecology*, 198, 253-263.

Levrel H. (2007), « Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ? », *Cahiers de l'IFB*, 95 p.

Loreau M., Naem S. *et al.* (2001), « Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges », *Science*, 294, 804-808.

Loreau M. et Behera N. (1999), « Phenotypic diversity and stability of ecosystem processes », *Theoretical Population Biology*, 56, 29-47.

MAP (2006), *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises*, édition 2005, 148 p.

MEEDDAT (2007), Présentation des indicateurs de suivi de la biodiversité proposés pour la métropole, *rapport MEEDDAT/DNP/Cellule biodiversité*, 63 p.

Naidoo R. et Balmford A. (2008), « Global mapping of ecosystem services and conservation priorities », *PNAS,* 105, 9495-9500.

Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) (1994), *Indicateurs d'environnement : Corps central de l'OCDE*, Paris, OCDE.

Pauly D. et Watson R. (2005), « Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. Philosophical Transactions of the Royal Society », *Biological Sciences*, n° 360, p. 415-423.

Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. et Torres F. (1998), « Fishing down marine food webs », *Science*, 6, vol. 279, 860-862.

Scholes R. J. et Biggs R. (2005), « A biodiversity intactness index », *Nature*, vol. 434, 45-49.

SOLAGRO (2006), *Cartographie des zones agricoles à haute valeur naturelle*, rapport Commission européenne-SOLAGRO, 96 p.

Wardle D. A., Bonner K. I. et Nicholson K. S. (1997), « Biodiversity and plant litter: Experimental evidence does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function », *Oikos*, 79, 247-258.

Weber J.-L., Uhel, R., Spyropoulou R., Breton F., Arévalo J., Richard D., Haines-Young R., Potschin M., Kumar P., Martin B., Lomas P., Gomez E., Tomas P., Ezzine D., Nichersu J. et Marin E. (2008), Draft report on *Ecosystem Accounting for the Cost of Biodiversity Losses: Framework and Case Study for Coastal Mediterranean Wetlands*.

Weber J. L. (2008), « Comptabilité des écosystèmes et de leurs services », *12e colloque de l'Association de Comptabilité nationale*, Paris, 4-6 juin 2008.

Worm B., Barbier E. B. *et al.* (2006), « Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services », *Science*, 314, 787-790.

Chapitre 5

L'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques : bilan des connaissances scientifiques

Deux raisons fondamentales ont conduit à considérer la biodiversité et les services écosystémiques comme des objets pertinents pour l'analyse économique. La première est que la biodiversité est source de valeur dans la société. Pour de multiples raisons déjà évoquées que nous préciserons plus loin, une plus grande diversité biologique se traduit généralement par plus de bien-être. La seconde est que les choix et les comportements des hommes en société ont et continueront d'avoir des impacts indéniables sur la biodiversité. On a vu que ces choix, souvent de façon non délibérée, ont déjà conduit à une diminution de la diversité, quelle que soit la façon de la mesurer, et continueront de le faire. La biodiversité et les services écosystémiques apparaissent comme une ressource utile et rare, et donc susceptible d'être appréhendée par le cadre conceptuel et méthodologique de l'économie.

De nombreux services rendus par les écosystèmes n'ont cependant pas de prix car, en l'absence de droits de propriété clairement définis, ils ne peuvent faire l'objet de transactions sur des marchés. Ils contribuent pourtant au bien-être des agents économiques qui peuvent être sensibles à la variation de leur qualité ou de l'intensité avec laquelle ils en bénéficient – mais pas nécessairement, et on verra que cela peut être un problème. Ce constat a conduit les économistes à chercher à mesurer les variations d'utilité induites par une augmentation ou une diminution de la qualité de l'environnement et, le plus souvent, à le

faire en termes monétaires de façon à obtenir des grandeurs commensurables avec les échanges qui s'opèrent sur les marchés. Il s'agit en fait d'un problème classique en économie depuis que l'ingénieur Jules Dupuit a proposé la mesure du surplus du consommateur comme approximation correcte de la valeur sociale d'un pont.

La question de l'évaluation économique est *a priori* légitime dès lors qu'un décideur doit faire un choix dont les conséquences affectent d'autres agents. C'est en particulier le cas des investissements publics ou des investissements privés soumis à un contrôle public du fait de leurs effets sur des tiers. Ce constat nous conduira à faire un détour visant à expliciter ce que signifie l'évaluation économique et ses relations avec la monétarisation (section 1); avant de préciser le cadre conceptuel mobilisable pour l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques (section 2); de présenter les principaux problèmes méthodologiques soulevés par sa mise en œuvre (section 3); puis les principaux résultats fournis par la littérature économique sur les aspects essentiels de cette question. Ce chapitre se conclut par la présentation des apports de plusieurs initiatives récentes dans ce champ, aux niveaux national et international (section 5).

1. Ce que signifie l'évaluation économique

Évaluer, c'est déterminer une grandeur et lui attribuer une valeur. L'évaluation économique se situe généralement dans le cadre de l'*analyse coût/avantages* (ACA) dont le principe est de comparer les options d'un choix en affectant à chacune les inconvénients et les avantages qui conditionnent sa valeur sociale. Lorsque cette démarche porte sur des enjeux aisés à quantifier et sans implications évidentes dans le champ de l'éthique, l'utilisation d'une ACA ne soulève pas trop de difficultés ou de réticences. En revanche, lorsque les choix mettent en jeu des valeurs considérées comme éthiques ou intrinsèques, l'idée de calculs paraît inappropriée et le citoyen voudrait pouvoir compter sur quelques principes fondamentaux pour guider les choix qui touchent au collectif (voir par exemple Sagoff, 2004).

Il y aurait ainsi une certaine incompatibilité entre les valeurs éthiques qui guident les choix justes, et la valeur économique, perçue comme simple extension des prix marchands. Il existe cependant une certaine continuité entre ces valeurs. Le fait qu'il y ait une relation ne peut évidemment exclure ni les approximations ni les erreurs, ni d'éventuelles manipulations. Mais au-delà des difficultés et imperfections, voire des réels problèmes soulevés par ce cadre d'analyse, il importe de lire les pages qui suivent en se demandant si, pour l'objectif qu'on s'est donné et les moyens dont on dispose, il donne des résultats utiles.

1.1. L'évaluation économique et les valeurs éthiques

> « *Almost all economists are intellectually committed to the idea that the things people want can be valued in dollars and cents. If this is true, and things such as clean air, stable sea levels, tropical forests, and species diversity can be valued this way, then environmental issues submit – or so it is argued – quite readily to the discipline of economic analysis… Most environmentalists not only disagree with this idea, they find it morally deplorable*."
>
> (*The Economist*, 31 janvier 2002)

L'idée de valeur[1] est présente dans de nombreux champs de la pensée philosophique ou sociale, aussi n'est-il pas superflu de rappeler le sens que lui donnent les économistes. Les valeurs auxquelles peuvent se référer les citoyens ou les décideurs publics lorsqu'ils rendent compte de leurs choix peuvent appartenir à différents ordres de justification[2] ; ils entraînent cependant des coûts qui doivent être pris en compte dans un contexte de rareté et d'alternative d'usage des ressources. On ne peut prétendre résumer ici l'histoire des théories de la valeur, mais on doit rappeler quelques étapes de leur relation avec la question de la justification sociale des choix qui impliquent tout ou partie de la société, et qui a abouti aux théories du choix social.

a. La notion économique de valeur

L'histoire de la pensée économique montre que, bien que se limitant *a priori* à un sens instrumental, la notion de valeur y a pris des contenus et des formes assez variés avant d'arriver à la conception actuelle. Elle est sous-jacente à la réflexion médiévale sur le « juste prix » et trouve des développements assez contrastés chez les mercantilistes ou chez les physiocrates qui considéraient le travail de la Nature comme la seule source de richesse, le but du travail des hommes étant de la transformer pour la « mettre en valeur ». Dès le XVIe siècle, Galiani définit la valeur comme une relation d'équivalence subjective entre les biens et note qu'elle dépend de l'utilité et de la rareté. À partir de la fin du XVIIIe siècle, A. Smith et les économistes dits « classiques » retrouvent la distinction entre la valeur d'usage et la valeur d'échange qui reflète les coûts de production en agrégeant rémunération du travail, du capital et rente des terres. Le travail des hommes devient le numéraire et la valeur des ressources naturelles est mesurée par le travail mobilisé pour les rendre disponibles et utilisables[3].

La conception actuelle de la valeur économique trouve son origine, à la fin du XVIIIe siècle, dans la philosophie utilitariste de J. Bentham. Le point de départ de sa théorie est que le « bien éthique » est une réalité constatable et démontrable qui peut être définie à partir des motivations élémentaires de la nature humaine : sa propension « naturelle » à rechercher le bonheur ; c'est-à-dire le maximum de

1 – Le dictionnaire Webster définit la valeur comme étant la qualité d'une chose en fonction de laquelle celle-ci est jugée plus ou moins désirable, utile, estimable ou importante.
2 – Plusieurs auteurs ont proposé des clarifications sur la question de la justification, dans le champ de l'environnement, voir par exemple Godard (2004).
3 – Mais D. Ricardo leur retrouvera une valeur à travers sa théorie de la rente différentielle : la valeur des terres traduit leur propension à mieux valoriser le travail et le capital des hommes qui les cultivent.

plaisir et le minimum de souffrance. Il propose donc de juger les comportements individuels et publics sur la base de leur contribution à la réalisation du « plus grand bonheur du plus grand nombre », c'est-à-dire de leur utilité sociale[1].

L'utilitarisme peut être caractérisé par un ensemble de principes : le « bien » est défini comme étant le bien-être ; les actions sont jugées sur la base de leurs conséquences et non sur les motivations morales des agents (conséquentialisme) ; la valeur d'une action est le solde net de bien-être (= plaisirs – souffrances) indépendamment de sa distribution (une minorité peut donc être sacrifiée) ; les individus sont interchangeables (impartialité et universalisme). Faire le bien consiste donc à maximiser la somme des plaisirs. Un trait important de l'utilitarisme est en effet son « rationalisme », la valeur d'un acte est « calculée » et non déterminée en se fondant sur des principes ayant une valeur intrinsèque. Cette « arithmétique des plaisirs » repose sur la somme des conséquences d'un acte sur le bien-être de tous, elle suppose donc la possibilité de mesurer ces conséquences et d'évaluer leur impact sur le bien-être des individus. John Stuart Mill introduira plus explicitement cette logique dans l'analyse économique, sous la forme d'un utilitarisme indirect dans lequel le plaisir n'est qu'un moyen pour parvenir au bien-être[2] (« *welfare* ») du plus grand nombre.

Prendre le bien-être ou le bonheur des gens comme critère de justification des choix collectifs n'est évidemment pas la seule possibilité. On peut vouloir maximiser la puissance du pays, favoriser la réalisation d'une société selon les goûts du Prince, rendre la société conforme à une certaine idéologie ou ne pas limiter les enjeux du choix aux intérêts humains… et on peut vouloir faire le bonheur des gens malgré eux, lorsque les élites se considèrent comme plus aptes à faire les choix pertinents dans l'intérêt des populations, parce qu'elle sont mieux éduquées ou informées (on reviendra sur ce dernier point).

À la fin du XIXe siècle, les « néoclassiques » (Jevons, Menger, Walras, Marshall) vont transformer la question de la maximisation de l'utilité avec l'approche marginaliste : c'est l'utilité apportée par l'unité gagnée ou perdue – l'unité située à la marge – qui oriente les choix (et définit les prix). Elle conduit à construire une mesure dite « cardinale » de l'utilité mesurable et comparable entre les biens en supposant que le consommateur est capable de donner une évaluation de l'utilité que lui apporte toute combinaison de biens. Toutefois, on constate qu'il n'existe pas d'échelle objective de la mesure de l'utilité. Au début du siècle suivant, la *New Welfare Economics* distingue plus clairement les enjeux d'efficacité de ceux liés à la distribution des revenus[3] et les traite séparément. L'utilité

1 – Comme ses suivants, l'utilitarisme benthamien a l'ambition d'apporter des réponses à un ensemble de problèmes qu'affrontent les sociétés : quels principes guident le comportement des individus ; quelles sont les tâches du gouvernement ; comment les intérêts individuels peuvent-ils être conciliés entre eux ; comment les intérêts individuels s'accordent-ils avec ceux de la communauté ?

2 – En sciences économiques, la notion de bien-être n'est pas différente de celle d'utilité sociale ; elle ne véhicule *a priori* aucun jugement de valeur (bien que Mill en ait introduit dans la qualité des plaisirs) et ne doit pas être confondue avec l'idée courante du bien-être comme élément de confort opposé aux besoins essentiels.

3 – Les aspects distributifs ont conduit à construire des fonctions de bien-être social qui supposent la possibilité d'agréger les utilités individuelles. Sans entrer dans les aspects parfois très techniques de cette question, on peut l'illustrer en opposant la fonction de bien-être social de l'utilitarisme benthamien caractérisé par la somme des utilités individuelles, et le critère du *maximin*, proposé par John Rawls, qui mesure le bien-être social en se focalisant sur la seule utilité des moins bien lotis (une distribution en domine une autre si elle améliore la situation des plus défavorisés).

est désormais considérée comme une mesure ordinale qui ne permet pas de comparaisons interindividuelles directes[1] et les questions d'efficacité sont évaluées à l'aune du critère de Pareto[2] et des tests de compensation de Hicks-Kaldor[3]. Autrement dit, la question de la valeur passe moins par une mesure que par des comparaisons. Les questions de distribution sont prises en compte par le biais des spécifications de fonctions de bien-être social. Le welfarisme apparaît ainsi comme plus général que l'utilitarisme pour lequel le bien-être social est la simple addition des utilités individuelles.

On aboutit ainsi au noyau de la théorie dite « néoclassique » du bien-être : ont de la valeur les biens utiles – qui contribuent au bien-être – et rares, au sens économique – c'est-à-dire dont la demande excède l'offre gratuite. Cette définition de la valeur ne résout pas tous les problèmes. L'utilité renvoie aux préférences des agents, postulées préexistantes et stables, mais qui ne s'expriment que dans les choix concrets, en fonction des techniques disponibles, des institutions et des normes sociales (voir, par exemple, Elster, 1989). La rareté dépend des conditions d'expression de la demande et son appréciation est donc contingente du contexte institutionnel[4].

La notion économique de valeur reflète ainsi à la fois le caractère plus ou moins nécessaire ou désirable des objets, mais également la difficulté et le coût pour les obtenir. Elle permet en outre de résoudre de multiples problèmes comme le paradoxe classique eau-diamant : la valeur marginale de l'eau peut être faible, alors même que sa valeur totale est indéfinie et sans doute considérable. Cette question se pose évidemment de façon centrale pour la biodiversité.

1 – L'utilité ordinale ne permet que le classement d'ensembles de biens et services en les représentant sur des « courbes d'indifférence », construites dans l'espace des biens et services, qui passent par l'ensemble des paniers de consommation entre lesquels les agents sont « indifférents » car ils lui procurent le même niveau d'utilité. Dans le cadre de l'utilité ordinale, il est demandé au consommateur de pouvoir classer raisonnablement les biens ou paniers de biens en fonction de l'utilité apportée. Il faut donc qu'il puisse répondre à la question de savoir s'il préfère qA à qB, qB à qA ou s'il est indifférent entre les deux. En termes mathématiques, cela revient à décrire un préordre complet sur l'ensemble des paniers de biens : la relation de préférence liée à ce préordre doit être *complète* (on peut comparer tout couple de paniers), *réflexive* (un panier est préféré à lui-même) et *transitive* (si le panier A est préféré au panier B et le panier B au panier C, alors A est préféré à C). On construit donc ainsi une fonction mathématique U allant de l'ensemble des biens dans l'ensemble des nombres réels positifs R^+ telle que : $U(A) > U(B)$ implique que le panier A est préféré au panier B. On peut ainsi construire des courbes d'indifférence regroupant les paniers entre lesquels le consommateur est indifférent lorsqu'il les compare deux à deux. Du fait de la complétude et de la transitivité, ces courbes peuvent alors être classées selon un ordre total plus facile à utiliser.
2 – Une situation est jugée optimale, au sens de Pareto, si on ne peut améliorer l'utilité d'un agent sans détériorer la situation d'un autre. Ce critère permet de séparer – au moins conceptuellement – la question de l'efficacité (toutes les ressources sont utilisées pour produire un maximum de bien-être), de celle de la justice (il existe autant d'optima de Pareto que d'allocations initiales des ressources).
3 – Selon le principe de compensation, une situation est préférable à une autre si les agents avantagés par le changement peuvent, en restant gagnants, proposer une compensation aux perdants qui les conduise à considérer la nouvelle situation préférable à l'ancienne. Ce faisant, on réintroduit une forme indirecte de cardinalité dans les choix.
4 – Un indicateur pertinent de rareté croissante serait *a priori* une augmentation du prix, puisque un prix économique est une variable d'ajustement offre-demande. Mais l'existence d'un prix suppose le bien approprié et échangeable ; ce qui n'est pas toujours le cas, en particulier pour les actifs naturels qui n'ont pas de titulaire premier contrairement aux biens produits par les hommes.

b. Les critiques de l'économie du bien-être

On doit mentionner ici l'existence de cadres alternatifs, parfois appelés « post-welfaristes » car ils partent d'une critique des postulats welfaristes. Les travaux de J. Rawls (1971) en particulier cherchent, dans une perspective kantienne, à caractériser les fondements d'une société juste comme contrat entre des personnes libres, rationnelles et « impartiales »[1]. Il montre que l'unanimité devrait se faire sur deux principes : 1. toute personne doit bénéficier du maximum de liberté compatible avec une liberté similaire pour les autres ; 2. les inégalités sociales et économiques doivent (a) contribuer au bénéfice de tous et (b) être liées à des situations ou des fonctions ouvertes à tous. Ce « principe de différence » stipule donc que les inégalités ne sont justifiées que si elles améliorent la position de tous (Pareto-amélioration) ou, au moins, si elles bénéficient aux plus mal lotis. Il a conduit des économistes à construire des fonctions de bien-être social déterminées par le seul bien-être des moins favorisés : la valeur sociale d'un changement est alors mesurée par son impact sur ceux qui ont le moins (principe du *maximin*).

Les critiques libertariennes de cette approche, formulées notamment par R. Nozick (1974), considèrent une situation juste si la procédure qui y a conduit est juste (acquisition originelle, transfert de possession, réparation des injustices). Elles mettent l'accent sur le critère de liberté de choix (présent chez Rawls) comme valeur plus fondamentale que l'utilité ou le bien-être social.

L'un des économistes qui a le plus discuté les bases utilitaristes de l'analyse économique est A. Sen (notamment 1977, 1987), qui propose une vision dualiste de l'individu, à la fois consommateur qui vise la satisfaction de ses préférences, et citoyen qui porte des jugements sur des objectifs pouvant dépasser son intérêt propre. Au sein des intérêts « pour les autres », Sen distingue la « sympathie » qui se reflète dans l'existence d'arguments altruistes dans la fonction d'utilité, et « l'engagement », traduisant des principes éthiques qui peuvent faire approuver des changements qui réduiront son utilité[2]. Sa théorie des « capabilités » introduit dans l'analyse la capacité des agents à faire librement des choix pertinents ; ce qui est une façon de réintroduire la question des inégalités, notamment en économie du développement.

L'idée de liberté de choix est donc présente sous des formes très différentes selon les auteurs et courants auxquels ils se rattachent. Concernant la biodiversité, ces approches apparaissent comme des pistes séduisantes car, compte tenu de notre degré d'ignorance quant à l'état, au fonctionnement et aux services effectifs rendus par les écosystèmes et la biodiversité, fonder nos choix sur des approches plus compréhensives que l'utilitarisme ou le welfarisme pourrait permettre d'éviter de s'engager dans des voies potentiellement irréversibles.

Un autre ensemble de critiques de l'économie du bien-être porte sur la légitimité de faire reposer la valeur sociale des biens et services sur les (seules) préférences des agents. On doit citer sur cette question les travaux de psychologie économique

1 – L'impartialité est rendue possible par la fiction du « voile de l'ignorance » qui, dans leur « position originelle » (antérieure à tout contrat), empêche les individus de connaître leurs caractéristiques innées (genre, race ou intelligence) ainsi que la position qu'ils occuperont dans la société.
2 – Dans une perspective voisine, Harsanyi avait déjà distingué les préférences sur les ensembles de consommation des préférences portant sur les institutions économiques qui déterminent en amont les possibilités d'existence de ces ensembles.

(Tversky et Kahneman, 1981 ; Kahneman et Tversky, 1982) qui ont mis en évidence les multiples biais (liés notamment à la façon dont les choix sont présentés ou « *framing* ») qui peuvent affecter la formation ou l'expression des préférences (voir aussi *infra* la notion de « bien tutélaire »). Dans le champ de l'environnement, la réticence de certains analystes à considérer que les préférences individuelles constituent un indicateur pertinent a donné lieu à une abondante littérature (voir par exemple Vatn et Bromley, 1995 ; Spash et Hanley, 1995 ; Farber *et al.*, 2002 ; Sagoff, 2004, 2008) qui oppose, en particulier, à cette approche instrumentale de la valeur, la notion de « valeur intrinsèque » qui ne se réfère pas à l'utilité. Cette opposition constitue l'un des principaux points d'affrontement entre l'économie environnementale qui s'accommode de la prééminence des préférences, et l'économie écologique qui la rejette (Martinez-Alier *et al.*, 1998), et s'efforce d'élaborer des mesures et des indicateurs alternatifs.

Les analyses post-welfaristes ou de l'économie écologique n'ont cependant pas atteint le niveau d'élaboration qui permet d'articuler l'ensemble des étapes qui passent d'une théorie de la justification des choix jusqu'aux instruments d'analyse d'une situation concrète. C'est pourquoi, sans oublier les pistes alternatives, ni sous-estimer les limites de l'approche, c'est dans le cadre welfariste que nous allons poursuivre notre raisonnement pour avancer dans l'élaboration d'un cadre conceptuel permettant d'évaluer la biodiversité et les services écosystémiques.

1.2. Rationalité et efficacité économique

Les théories utilitaristes et *welfaristes* proposent un cadre cohérent, depuis une théorie de la valeur jusqu'à des outils d'évaluation pratique des choix ou de simulation des effets des instruments de politique envisageable à partir d'un modèle de l'agent économique (les unités susceptibles de faire des choix d'action : individus, ménages, entreprises). Le comportement individuel des agents est supposé guidé par une rationalité qui leur permet de classer les différents états du monde imaginables selon un ordre de préférence. Il s'agit donc d'une rationalité instrumentale qui ne peut conduire à porter de jugement sur les finalités des agents : l'individu est considéré *a priori* comme le meilleur juge de ses préférences.

a. Choix collectifs et préférences individuelles

La notion de préférence est donc centrale dans la relation rationalité-valeur ; mais il s'agit d'un artefact conceptuel, car les préférences ne s'observent pas directement. Ce qui est observable, ce sont les choix et les comportements. Le choix rationnel[1] correspond à un calcul de maximisation de l'utilité[2]. Techniquement,

1 – Dans les années 1940, Milton Friedman a proposé de considérer que les préférences étaient révélées par les choix effectifs. Cette explication a été critiquée comme étant tautologique : les agents choisissent ce qu'ils préfèrent et l'analyste sait qu'ils le préfèrent, parce qu'ils le choisissent. Au même titre que la survie des plus aptes (« *survival of the fittest* ») dans la théorie biologique de l'évolution, cette explication, bien que tautologique, n'en conserve pas moins un pouvoir heuristique.

2 – Le lien de la théorie microéconomique du consommateur avec l'utilitarisme n'est pas direct : il s'agit d'une théorie descriptive selon laquelle le consommateur essaie d'obtenir le maximum de satisfaction de sa consommation, utilité personnelle et non sociale. Le lien passe par des cadres théoriques plus larges faisant intervenir le fonctionnement des marchés (« main invisible »), les droits détenus sur les actifs et d'autres éléments institutionnels ou sociaux.

un choix est donc un arbitrage entre la consommation de deux ou plusieurs biens en fonction de l'utilité marginale qu'apporterait la consommation d'une unité de plus de l'un ou l'autre bien. On montre que lorsque l'utilité est maximale le rapport des utilités marginales est égal au rapport des prix. La mesure des prix relatifs n'implique pas le passage par la monnaie, car ils peuvent s'exprimer en termes de « coût d'opportunité » : pour bénéficier d'une unité supplémentaire de l'un des biens, il faut *a priori* renoncer à une certaine quantité[1] de l'autre (sauf s'il s'agit d'un bien libre et gratuit), puisque les agents ne disposent que d'un budget limité.

C'est cette contrainte de budget des agents qui fait le lien entre les marchés. Sans se lancer dans un cours de sciences économiques, on peut rappeler que l'équilibre général (équilibre simultané sur tous les marchés présents et futurs) est le modèle de référence qui permet de juger de l'efficacité des situations et des choix. Les deux théorèmes de l'économie du bien-être qui établissent l'équivalence entre une allocation efficace des ressources et un équilibre concurrentiel[2] impliquent de nombreuses hypothèses restrictives dont le non-respect engendre des inefficacités. Ils supposent, en particulier : l'absence de « pouvoirs de marchés » (monopoles, monopsones, etc.) ; une information parfaite sur les biens et services et sur les préférences des autres agents ; l'absence d'externalité, c'est-à-dire de transferts de valeur qui ne font pas l'objet de compensation par le marché ou de régulation par une autre institution. Plusieurs de ces points méritent d'être développés ici, car ils permettront de préciser les problèmes soulevés par l'évaluation des services écosystémiques et de la biodiversité.

Passer des préférences individuelles à des choix pour la collectivité est une question centrale en philosophie et en économie. Elle est à la base des théories du choix social qui se sont développées dans leur forme moderne à partir du théorème d'impossibilité d'Arrow[3], qui établit qu'il n'existe pas de fonction de choix social indiscutable (en d'autres termes, on ne peut pas définir l'intérêt général à partir des préférences individuelles). Le seul cas général où la fonction existe correspond à une situation dans laquelle ces préférences peuvent être matérialisées sur un axe unique. On pourrait donc définir des procédures de choix démocratiques pour agréger les préférences des citoyens vis-à-vis de la biodiversité ou des services des écosystèmes, si l'on disposait d'une mesure unidimensionnelle de la biodiversité ou de ces services et que cette mesure était commensurable avec les autres dimensions du choix (comme le permet, par exemple, une mesure en termes monétaires).

1 – Consommer une unité supplémentaire du premier bien implique une dépense supplémentaire égale à son prix ; à revenu inchangé, il faut donc réduire d'autant la dépense consacrée à l'autre bien, c'est-à-dire renoncer à consommer une quantité égale au prix du premier bien divisée par le prix du second.

2 – Cette équivalence peut grossièrement être formulée comme suit : les ressources sont allouées de façon optimale, dès lors que leur allocation résulte d'un équilibre concurrentiel (décentralisation) et, réciproquement, toute allocation efficace peut être décentralisée sous la forme d'un équilibre concurrentiel moyennant des transferts forfaitaires (ce qui requiert l'intervention de l'État dans l'économie, sous plusieurs hypothèses restrictives et, en particulier, que les formes d'intervention ne distordent pas les perceptions qui fondent les choix des agents).

3 – Le théorème d'impossibilité est une généralisation du paradoxe de Condorcet selon lequel, dès lors qu'un choix offre plus de deux issues possibles, un vote n'aboutit pas nécessairement à un choix majoritaire. Une procédure simple ne présentant plus de garantie, la justification des choix sociaux implique des procédures plus complexes, faisant par exemple intervenir l'intensité des préférences.

On a mentionné que la théorie économique de la valeur considère *a priori* les préférences comme fixées et exogènes. Le postulat que les agents ont la capacité de classer toutes leurs options de choix implique qu'ils les connaissent et qu'ils en comprennent la nature et les conséquences. Cette hypothèse n'est jamais vraiment réaliste[1] ; mais elle devient embarrassante si le problème est de gérer un actif qui contribue effectivement au bien-être des agents, mais sans qu'ils en aient une conscience précise. Ce problème se pose de façon évidente pour des actifs peu perceptibles comme la couche d'ozone dont la plupart des gens ont appris l'existence à l'occasion de la controverse sur le contrôle des substances qui l'appauvrissaient. Mais il se pose de façon comparable pour le climat ou la biodiversité qui, bien que s'offrant à la perception commune, sont l'objet de menaces et d'évolutions dont la perception implique un construit scientifique sophistiqué. Dans ces situations, les préférences des agents portent sur un objet « médiatisé », c'est-à-dire construit par d'autres (scientifiques, experts, journalistes, politiques, etc.). Elles sont donc contingentes d'un ensemble de processus sociaux complexes qui échappent certainement au modèle simple de rationalité instrumentale des économistes.

b. Externalités

Si l'allocation optimale des ressources correspond à l'équilibre d'un ensemble complet de marchés, alors l'existence d'interdépendances directes – non médiatisées par les institutions économiques – entre les fonctions d'utilité des agents va entraîner une perte d'efficacité sociale. La notion d'effet externe (EE) ou « externalité » est liée à l'individualisme méthodologique qui postule l'indépendance des choix des agents. Il y a externalité lorsque l'action d'un agent influence le bien-être d'un autre agent, sans que cette action passe par un marché ou par un autre dispositif de régulation.

L'utilisation de cette notion pour analyser les problèmes d'environnement a été proposée par A. C. Pigou (1920) qui suggérait leur correction par des taxes visant à amener le coût privé (CP), supporté par l'agent qui fait le choix, au niveau du coût social (CS) supporté, du fait de ce choix, par l'ensemble des agents (formulant l'équation : CS = CP + EE). Si chaque centre de décision devait prendre en compte et en charge l'ensemble des coûts engendrés par ses choix, alors on retrouverait les propriétés d'efficacité allocative. En pratique, la gestion sociale des externalités est souvent organisée par le droit, les réglementations ou des dispositifs incitatifs, donc par des décisions publiques.

L'existence d'externalités peut être analysée comme une imperfection ou incomplétude des droits de propriété. Cette analyse qui se réfère à un monde idéal – de ce point de vue – dans lequel toute source de valeur sociale pourrait être appropriée, est à la base de la conjecture de Coase (1960) qui propose de résoudre les problèmes posés par les externalités en les supprimant ; c'est-à-dire en définissant de nouveaux droits non ambigus sur les actifs concernés et en laissant les agents négocier et échanger ces droits librement. Bien que ses conséquences pratiques soient assez limitées dès lors qu'existe une autorité légitime susceptible de mettre en œuvre des politiques publiques (la pertinence

1 – La manipulation de l'information par des groupes d'intérêt n'est évidemment pas une spécificité des problèmes d'environnement actuels. Ici, la situation apparaît particulièrement sensible puisqu'il s'agit de trouver dans la valeur d'un actif des éléments susceptibles de légitimer un choix collectif.

pratique de cette approche est plus forte pour les questions internationales), ce cadre constitue une référence pour l'analyse économique des problèmes d'environnement[1].

c. Biens publics

Les biens publics purs sont caractérisés par deux propriétés : l'impossibilité d'exclure de l'usage, dès lors que le bien est disponible chacun en bénéficie ; et l'absence de rivalité, la consommation par un agent ne prive pas les autres (la défense nationale est un exemple classique). Pour les biens dont la valeur est positive, chacun veut en bénéficier mais aucun ne va faire d'effort pour les produire ; c'est ce qu'on appelle le problème du « passager clandestin ». Dans une économie sans intervention publique, il y a donc, classiquement, sous-production des biens publics par rapport au niveau qui optimiserait le bien-être social compte tenu des ressources initiales. Si une collectivité publique souhaite remédier à cette situation, elle doit, d'une part, définir une procédure de fixation de l'objectif de production et, d'autre part, mettre en place des mécanismes conduisant à la production.

Dans la pratique, les biens réels ayant une dimension de bien public ne se rapprochent généralement que partiellement de ce modèle. Les biens « excludables » sans rivalité de consommation sont généralement appelés « biens de club », car la mise en place d'un groupe fermé de bénéficiaires constitue une incitation pour chaque membre à contribuer à leur production. Les biens « non excludables » avec rivalité de consommation sont qualifiés de biens publics impurs ou de biens communs ; ils traduisent bien la situation des ressources en propriété commune, lorsque les droits d'accès sont mal contrôlés.

Tableau 5-1 : Exclusion et rivalité d'usage des biens économiques

	Exclusion	Non-exclusion
Rivalité	Bien privé	Biens communs
Non-rivalité	Biens de club	Bien public pur

Source : CAS, Groupe biodiversité

L'appartenance d'un bien à une catégorie dépend à la fois de la nature de ce bien, des institutions sociales et des capacités technologiques. Comme le soulignent, par exemple, Fisher *et al.* (2009), les services écosystémiques peuvent changer de catégorie en fonction de la pression exercée sur les écosystèmes.

1 – De multiples facteurs, que la notion de coûts de transaction ne résume que grossièrement, constituent des limites pour son application à la conservation des espèces menacées (Moran, 1992). Mais la question des droits sur les ressources génétiques, notamment des droits d'accès, est un enjeu essentiel de la Convention sur la diversité biologique (Trommetter, 2005). Par ailleurs, la possibilité d'introduire une décentralisation partielle des politiques de conservation de la biodiversité en mettant en œuvre des permis transférables doit affronter le constat que les avantages de la conservation ne sont pas indépendants de l'espace et que l'allocation des habitats entraîne des coûts hétérogènes du fait de l'existence d'interactions spatiales (Drechsler et Wätzold, 2009).

d. Biens communs

De nombreuses ressources naturelles sont des ressources « en propriété commune », notion qui correspond à celle de « bien commun ». Cette situation a donné lieu à un véritable affrontement entre les mises en évidence d'inefficacité et de crises, souvent qualifiées de « tragédies des communs » (Hardin, 1968) et les travaux qui soulignent au contraire leur flexibilité ou adaptabilité face aux changements (Ostrom *et al.*, 1994)[1]. Sans caricaturer les positions, l'opposition reflète en partie la différence de perception entre des analyses qui considèrent des ressources en accès libre (Cornes et Sandler, 1983) et des travaux portant sur des actifs qui, bien que n'étant pas clairement appropriés par des personnes, physiques ou morales, sont cependant sous le contrôle effectif de groupes qui ont défini des règles de gestion collective, comme les pâtures de biens communaux ou sectionaux en zone de montagne, en France, et de multiples situations dans lesquelles des ressources sont sous le contrôle de communautés sur tous les continents.

Les biens en propriété commune sont une réalité juridique[2] ; les biens publics sont un concept de l'analyse économique, plus ou moins bien reflété par les caractéristiques de certains biens et services dont la production n'est pas assurée de façon efficace par les agents économiques privés. Une distinction pratique a été proposée par Sandler et Arce (2003) : les biens communs ont des caractéristiques de biens publics mais les avantages qui peuvent en être retirés sont privatisables. On pourrait dire ici, avec J. Weber, que la biodiversité est un bien commun, et que sa préservation est un bien public.

Plus récemment, la catégorie des biens publics globaux ou *Global Commons* a émergé comme instrument d'analyse des enjeux environnementaux planétaires tels le changement climatique ou la biodiversité (mais aussi le patrimoine culturel de l'humanité, la paix ou la stabilité des prix agricoles). Outre que cette vision assimile les États à des « passagers clandestins », incapables de produire ces biens – ce qui re-légitime un « droit d'ingérence » –, cette catégorie soulève des difficultés particulières du fait de l'absence d'une autorité publique susceptible d'en assurer efficacement la protection, mais aussi du fait qu'une partie des coûts et avantages qui leur sont liés concernent les générations futures. Les mécanismes de contribution à la production de ces biens restent contingents à l'issue de négociations internationales et au bon vouloir des États à mettre en œuvre leurs engagements. Appliqué à la biodiversité, ce cadre aboutit au constat qu'il faut articuler les règles et les actions de façon à permettre une préservation rationalisée des bénéfices locaux et globaux attachés à sa conservation (Perrings et Gadgil, 2003).

1 – On peut mentionner les travaux sur la notion de gestion adaptative portée par la *Resilience Alliance* (www.resalliance.org). Voir, par exemple, Carpenter et Brock (2008).
2 – On doit souligner ici l'existence d'une divergence entre la notion juridique de *res communes* qui en droit civil désigne les choses qui, de par leur nature, ne peuvent être appropriées, et la notion économique de *biens communs* qui désigne des biens gérés de façon collective par un groupe. Une partie de la littérature économique anglophone utilise par ailleurs la notion de « *commons* » dans le sens de la notion juridique de *res nullius*, de choses sans maître mais qui pourraient être appropriées.

e. Cas des biens tutélaires

Pour certains biens, l'hypothèse selon laquelle les agents sont les meilleurs juges de leurs intérêts pose problème. Les agents peuvent avoir des raisons de ne pas être les meilleurs juges de leur propre intérêt, par exemple, parce qu'ils n'ont pas de familiarité avec les biens, qu'ils n'ont pas les moyens de juger d'enjeux complexes, ou encore parce que la consommation ou l'usage de ces biens troublent leurs facultés de jugement[1]. La littérature désigne ces biens sous le nom de « *Merit Goods* » (Musgrave, 1987) ; expression traduite par « biens tutélaires », car il apparaît bien que le principe de souveraineté du consommateur est remis en cause et que les décisions doivent être prises par une tutelle qui est *a priori* une autorité publique.

Le fait de ne pas pouvoir se fonder sur les préférences des agents et donc, plus ou moins explicitement, introduire l'idée de préférences des élites, s'appuyant éventuellement sur le jugement d'experts, remet en cause la pertinence de l'approche utilitariste du choix social. Comme le soulignent Brahic *et al.* (2008), la notion de bien tutélaire est aujourd'hui légitimée par certains développements de la théorie standard, comme l'économie comportementale, et plus encore pour des cadres alternatifs qui intègrent une détermination sociale des personnes et de leur comportement.

Les biens tutélaires, pour lesquels les agents n'ont pas la capacité d'exprimer des préférences raisonnées, sont parfois rapprochés des biens publics, pour lesquels le trouble ne vient pas de préférences biaisées mais de l'absence d'incitation à traduire ses préférences dans son comportement (« passager clandestin »). Les deux catégories se recoupent cependant fréquemment (Head, 1990 ; Fiorito et Kollintzas, 2004), et c'est le cas pour la biodiversité. La dimension de bien tutélaire de la biodiversité s'explique plus particulièrement par le manque de familiarité des agents avec le « bien » et par la difficulté de se représenter les voies par lesquelles il leur est « utile ». La relation des agents avec l'autorité publique peut donc être considérée comme une délégation du choix[2].

Face à cette difficulté – et pour autant que la situation ne fait pas l'objet d'un large consensus social (comme la scolarité obligatoire, les vaccinations ou la prohibition des drogues dures) –, l'idée de construire une mesure des biens à produire ou à préserver et de la choisir commensurable avec les autres biens de consommation pourrait cependant constituer une étape utile vers la prise en compte de ces biens et un moyen pratique de gérer socialement leur production[3]. Ce constat nous invite à regarder de plus près les enjeux d'une mesure monétaire des valeurs qui échappent à l'échange marchand et, on le verra, qui ne se traduisent pas nécessairement dans des comportements d'usage.

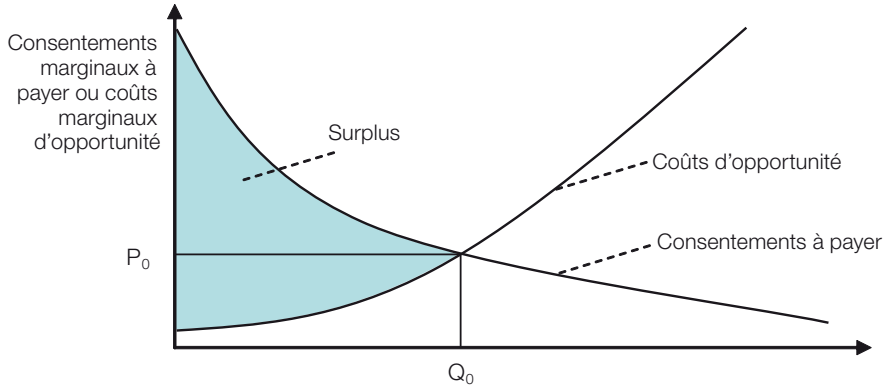
1 – J. Elster (1979) a illustré ces limites de la rationalité par la métaphore d'*Ulysse et les Sirènes*, qui le conduit à définir une « rationalité de second rang ».
2 – Pour justifier cette délégation des choix à une autorité à laquelle sont reconnues de meilleures capacités, on peut mentionner la notion d'« engagement » définie par Sen (1977) pour qualifier l'état dans lequel un individu résiste à ses préférences pour réaliser ses méta-préférences.
3 – Dans le même sens, les valeurs déterminées par les services de l'État pour la prise en compte de tels enjeux, mal pris en charge par les mécanismes marchands, dans le calcul économique public, sont appelées « valeurs tutélaires » (voir CAS, 2008b).

1.3. Valeur, prix, monnaie

a. Valeur et prix

La valeur des actifs est liée à leur utilité marginale. Plus précisément, leur valeur sociale est la somme des utilités marginales de chaque unité pour l'ensemble de ses usagers. Cette utilité marginale peut être approchée par le consentement maximal à payer des agents pour obtenir une unité supplémentaire de ce bien. Si on classe ces consentements à payer en ordre décroissant, on peut tracer une courbe telle que la surface comprise sous cette courbe est la valeur totale du bien. Si ce bien a un coût d'opportunité (lié à sa production ou au fait que le consommer aujourd'hui empêchera d'en bénéficier demain), alors la surface comprise entre la courbe des coûts et celle des consentements à payer représente le surplus (le surplus de valeur dont les agents bénéficient après avoir supporté les coûts).

Figure 5-1 : Le surplus comme approche de la valeur sociale des biens



Source : CAS, J.-M. Salles, 2009

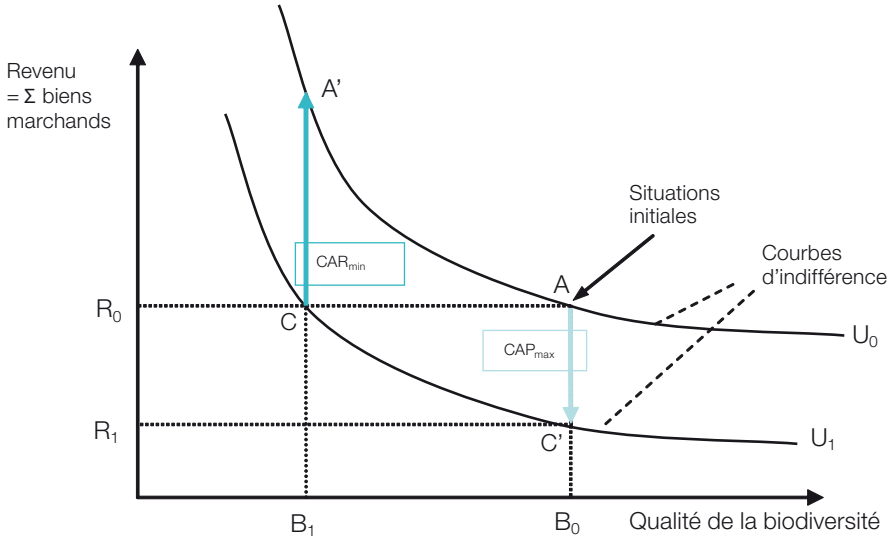
Le point Q_0 désigne la quantité optimale du bien qui doit être produite, puisque au-delà de ce point la production des unités supplémentaires se fait à un coût supérieur au consentement à payer des agents (CAP). Si le bien fait l'objet de transactions, l'ordonnée P_0 du point d'intersection des courbes à cette abscisse est le prix auquel se feront théoriquement les échanges. Le segment de droite horizontal entre ce point et l'axe des ordonnées sépare la partie du surplus qui sera appropriée par les producteurs (au-dessous) de celle qui reviendra aux consommateurs.

Le cadre théorique sous-jacent à l'évaluation des actifs naturels est clairement exposé dans de nombreux manuels[1] et on n'en reprendra ici que les éléments structurants. Les mesures exactes de surplus ont été affinées[2] et, pour être

1 – Voir par exemple Perman *et al.* (2003) ou Bonnieux et Desaigues (1998), pour une présentation claire et rigoureuse en français.
2 – La présentation simple qui vient d'en être faite suppose en effet implicitement que l'utilité marginale d'un euro de revenu supplémentaire est constante ; autrement dit, l'amélioration de la satisfaction du consommateur est la même si son revenu passe de 10 à 11 euros que si elle passe de 1 000 à 1 001 euros.

cohérente avec les autres choix économiques, l'évaluation doit s'appuyer sur la notion hicksienne de la demande qui aboutit à une mesure compensée du surplus, de façon à maintenir constant le niveau d'utilité. On appelle *variation compensatrice* de surplus la variation estimée à partir du niveau initial d'utilité (avant le changement), et *variation équivalente* celle estimée à partir du niveau final. On soulignera cependant après Willig (1976) que, pour la plupart des choix pratiques, les mesures de ces différents concepts conduisent à des différences de moins de 5 % (inférieures aux marges d'erreur).

Figure 5-2 : Consentement à payer ou à recevoir pour une dégradation de la biodiversité



Source : CAS, J.-M. Salles 2009

La figure 5-2 donne une présentation très simplifiée des principales situations qui peuvent résulter d'une variation de la qualité de la biodiversité, à partir du cas d'une dégradation. La situation initiale de l'agent est en *A*, il bénéficie d'une biodiversité B_0 et dispose d'un revenu R_0. Un projet menace de dégrader la biodiversité jusqu'en B_1 et l'agent a la possibilité d'intervenir sur ce choix en proposant de payer une somme visant à financer la modification du projet de façon à ce qu'il n'ait plus d'impact sur la biodiversité (du point de vue de l'agent). L'effet du projet serait d'amener la situation de l'agent en *C* ; il est donc rationnel pour lui de payer toute somme inférieure à celle qui l'amène sur la courbe d'indifférence U_1. Le paiement *AC'* qui se traduit par un revenu diminué en R_1 (variation équivalente) est donc son consentement maximal à payer. Cette situation suppose que l'agent n'avait aucun droit sur la biodiversité, son seul moyen d'influencer la décision étant d'inciter le promoteur du projet à le modifier. Si, au contraire, il détient des droits opposables, c'est le promoteur qui devra lui proposer une compensation (variation compensatoire) au moins égale à l'augmentation de revenu *CA'* qui lui permet de rester sur la courbe d'indifférence U_0, que la littérature francophone appelle « consentement à recevoir » (CAR) et l'anglophone « *willingness to accept a compensation* ».

Dans les mesures réelles, la divergence entre CAP et CAR est parfois très importante (jusqu'à un facteur 10) et a parfois été interprétée comme le signe de l'irrationalité des agents ou de la non-robustesse des méthodes. Il existe pourtant de bonnes raisons à cette divergence, liées à l'effet revenu (le CAP est dépendant de la contrainte budgétaire et pas le CAR et les agents tendent à survaloriser les pertes par rapport aux gains) et au caractère imparfait de la substitution des actifs naturels par les biens marchands (voir notamment Hanemann, 1991 ; Shogren *et al.*, 1994), en particulier face à des pertes irréversibles. De nombreux auteurs (notamment Arrow *et al.,* 1993) concluent cependant qu'il convient de privilégier la mesure des CAP car ils reflètent mieux un choix d'arbitrage budgétaire.

Un point essentiel doit être souligné : tracer une courbe d'indifférence dans l'espace des biens (ici, les biens marchands et la qualité de la biodiversité) implique que, dans la fonction d'utilité de l'agent, ces biens sont substituables, c'est-à-dire qu'en proposant à l'agent des situations de choix, on peut déterminer une augmentation dans la quantité de l'un des biens qui se traduit par un gain d'utilité compensant la perte d'utilité liée à la diminution d'une unité de l'autre bien. Il s'agit évidemment d'une hypothèse forte qui peut heurter le sens commun si l'un des biens est le support de valeurs éthiques ou intrinsèques. Il existe une réponse à cette objection, appelée « préférences lexicographiques », qui consiste à considérer une hiérarchie dans les préférences (comme l'ordre des lettres d'un mot permet de le classer dans un lexique)[1]. Si, pour un agent, les préférences sur la santé par exemple dominent celles sur la consommation culturelle, il sera prêt à renoncer à n'importe quelle opportunité dans le domaine culturel pour améliorer, même faiblement, son état de santé. Cette question mérite d'être posée dans le domaine de la biodiversité. Il est toutefois vraisemblable que seules des conséquences catastrophiques de l'évolution de la biodiversité ou la mise en évidence de menaces sur des services vitaux pour l'humanité justifieraient de la préserver « à tout prix ».

Il existe un lien direct entre « marginalisme » et évaluation ; c'est pourquoi le cadre d'analyse n'est *a priori* robuste que pour de petites variations. Comme on l'a souligné, seuls les comportements sont observables : ici, le point d'intersection des courbes qui définit à la fois la quantité échangée et le prix des transactions. Le reste des courbes n'est pas connu et l'objet des méthodes d'évaluation (voir *infra*) est de le rendre pour partie observable. Ces courbes sont avant tout des hypothèses explicatives des comportements… s'il y a des comportements observables (pour un bien qui ne fait jamais l'objet de transaction, il n'y en a pas de direct). Si les changements ont des effets structurels, les données de référence peuvent ne plus avoir de sens : on peut sans doute évaluer au moins en partie les services rendus par un hectare de forêt, mais étendre le résultat obtenu à l'ensemble des forêts tempérées soulèverait des problèmes considérables.

b. Valeur et monnaie

L'évaluation économique n'implique pas nécessairement la monétarisation. Jusqu'ici, les grandeurs dont il a été question (coûts d'opportunité, bien-être,

1 – La prise en compte de préférences lexicographiques implique un traitement *ad hoc* et délicat dans les méthodes d'évaluation (voir Rekola, 2003).

utilité) étaient mesurées en termes relatifs. L'économie compare, elle mesure mal. Pour passer à une mesure, on doit définir une unité, et la référence à des consentements à payer, à des « prix » qui sont des indicateurs observables, fait penser que l'unité de mesure sera la monnaie, dans sa fonction de base d'équivalent général. Ce choix se justifie par le simple constat que les agents ou les décideurs publics perçoivent spontanément la signification des mesures monétaires, relativement à leur revenu ou au prix de certains biens marchands.

La conception néoclassique de la valeur (voir *supra*) est, *in fine*, définie comme la compensation monétaire qui permet de maintenir l'indifférence. La monnaie apparaît ici comme simple unité de mesure ayant la dimension de prix ; ce qui n'implique pas que l'étape suivante soit l'obtention de prix économiques sur un marché. En pratique, l'utilisation de la monnaie comme unité présente cependant plusieurs inconvénients importants.

1. La monnaie n'est pas une unité stable dans le temps : la valeur de la monnaie varie avec les politiques économiques et l'ensemble de facteurs qui influencent l'inflation ; l'utilisation d'une unité monétaire implique donc de préciser quelle est l'année de référence ($1\ \text{euro}_{2004} \neq 1\ \text{euro}_{2008}$), sauf si tous les éléments sont simultanés ou si, le sujet n'impliquant pas de comparabilité intertemporelle, les prix en valeur courante peuvent être utilisés.

2. La monnaie n'est pas une unité stable dans l'espace : une large partie des résultats de la littérature est libellée en USD dont le taux de change en euro ou en toute autre devise fluctue pour de multiples raisons, rendant les comparaisons internationales difficiles, même corrigées en « parités de pouvoir d'achat » qui s'efforcent de ramener les devises à leur équivalent en panier de consommation.

3. La monnaie n'est pas une unité stable dans la société : s'agissant de mesurer des variations de surplus liées à un changement de disponibilité d'un actif, l'utilité marginale de la monnaie n'est pas la même pour tout le monde (elle est *a priori* plus forte pour les revenus plus faibles) ; les gains ou pertes d'utilité sociale dépendent de la distribution des revenus et l'étalon monétaire tend à aggraver la sous-évaluation des actifs qui bénéficient aux plus pauvres.

Ces points peuvent se cumuler et on comprend aisément, pour reprendre un exemple controversé, que le consentement à payer d'un petit paysan africain pour faire baisser le nombre d'éléphants qui menacent ses récoltes n'est pas commensurable sans précaution avec celui de riches touristes étrangers souhaitant les voir se multiplier dans les réserves. En revanche, l'existence d'une différence de plusieurs ordres de grandeur entre, par exemple, la valeur de protection des mangroves en Malaisie et en Floride ne s'explique pas principalement par un effet monétaire mais plutôt par le décalage existant entre les niveaux de revenus de ces deux États et la présence d'éléments de patrimoine, notamment immobilier, qui se trouvent effectivement protégés par ces écosystèmes littoraux.

À côté des difficultés techniques que nous avons évoquées, la monnaie peut être aussi un objet de thésaurisation ou de spéculation et voir ainsi son rôle d'équivalent général fragilisé. Son utilisation comme étalon de valeur peut donc

soulever de multiples difficultés ou problèmes et les décideurs peuvent mobiliser des solutions alternatives à la monétarisation des avantages dont on esquissera plus loin une présentation synthétique. Nous devons d'abord préciser les relations entre évaluation et décisions publiques.

1.4. Évaluer pour mieux décider ?

Les évaluations économiques sont généralement motivées par une perspective de décision : choix de projet, pour les évaluations *ex-ante*, ou détermination des indemnisations par des analyses *ex-post*. Le constat que la relation entre évaluation et décision est médiatisée par la réalité des procédures de décision publique doit nous inciter à mieux comprendre cette relation (dans le chapitre 7) et, dans l'immédiat, à préciser le statut de valeurs de référence utilisées dans l'évaluation socioéconomique des projets.

a. Une question préalable : dans quelle perspective s'agit-il d'évaluer ?

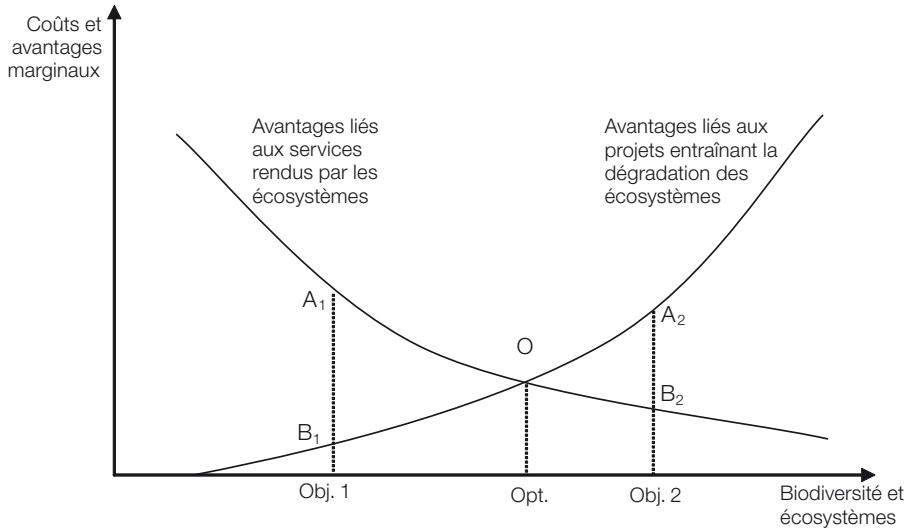
Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques implique de se placer, au moins de façon simplifiée, dans une trajectoire ou des scénarios intégrant des hypothèses quant à l'évolution des interactions entre les activités humaines et les écosystèmes. Ces scénarios dépendent des connaissances relatives à la dynamique d'écosystèmes plus ou moins anthropisés et des hypothèses quant à l'évolution des activités humaines. Ils peuvent intégrer les objectifs affichés en matière de conservation de la biodiversité.

Lors de l'évaluation des enjeux d'une décision publique ou d'un projet soumis à autorisation, deux perspectives sont *a priori* susceptibles d'être retenues :

- le cas d'une politique qui vise à atteindre au moindre coût un objectif donné de conservation de la biodiversité ; ce sont alors seulement les coûts correspondant à la réalisation de cet objectif qui doivent être estimés, dans une analyse coût/efficacité dont la finalité est de comparer les gains marginaux obtenus pour la dépense d'un euro dans les différentes actions susceptibles de contribuer à l'objectif fixé ;
- le cas d'une politique dite « optimale », caractérisée par le fait que le coût de l'effort marginal de conservation est égal à la valeur marginale de la biodiversité préservée. C'est le scénario dans lequel on se place, au moins implicitement, dans une analyse coût/avantages. L'objectif est ici de s'assurer que les coûts supportés pour conserver la biodiversité permettent un gain marginal de bien-être équivalent aux dépenses engagées dans d'autres domaines.

On peut présenter ces deux options sur un schéma simplifié : le point *Opt.* représente la politique optimale ; les points *Obj. 1* et *Obj. 2* sont deux autres objectifs possibles de politique. Si l'objectif est peu ambitieux en termes de conservation (*Obj. 1*), alors on renonce à tous les services situés à droite de ce point (dont les avantages retirés de chaque unité supplémentaire de biodiversité ou d'écosystème sont inférieurs à A_1), mais on peut réaliser tous les projets de développement retirant un avantage, même assez faible (supérieur à B_1), situés à gauche de ce point. Réciproquement, si on veut atteindre un objectif de conservation élevé (*Obj. 2*) alors, on bénéficiera de tous les services ayant une valeur supérieure à B_2 et on devra renoncer à tous les projets ne retirant pas de la destruction d'une unité supplémentaire au moins A_2.

Figure 5-3 : Valeur des écosystèmes et coûts de la conservation



Source : CAS, J.-M. Salles, 2009

Dans le cas d'une politique optimale, le surplus des avantages liés aux écosystèmes relativement aux coûts de conservation est maximal (par définition). Si l'objectif fixé à la politique s'écarte de l'optimum, alors les coûts marginaux supportés seront différents des avantages marginaux obtenus. L'objectif 1 conduirait à renoncer au surplus A_1B_1O alors que l'objectif 2 impliquerait de supporter les coûts A_2B_2O.

b. Politique optimale de conservation

D'un point de vue économique, les politiques de conservation devraient être analysées comme un objectif instrumental parmi l'ensemble des moyens qui contribuent à l'amélioration du bien-être social. Seule cette analyse permettrait de définir une « politique optimale de conservation » qui corresponde à la situation où l'objectif de la politique au moindre coût correspond à l'optimum social de conservation. Une représentation possible est un problème d'allocation d'un budget (Wu et Bogess, 1999) qui n'est pas forcément monétaire et doit intégrer des coûts d'opportunité, entre une pluralité d'objectifs. En toute rigueur, cette analyse devrait se faire dans un cadre d'équilibre général, car on doit considérer que les choix faits dans ce domaine auront un impact sur la richesse future et donc sur la taille du budget susceptible d'être alloué à la conservation dans l'avenir.

Sur la figure 5-3, une représentation simplifiée de cet objectif correspond à la situation où les deux valeurs A_i et B_i se confondent à l'optimum O. S'il reste un point de référence inévitable, la détermination pratique de l'optimum n'est pas un objectif réaliste et il est même difficile de savoir de quel côté de l'optimum on se situe. La question de l'objectif par rapport auquel la biodiversité et les services écosystémiques doivent être évalués doit donc être précisée.

c. Politique de conservation au moindre coût

La proximité des noms laisse parfois penser que l'analyse coût/efficacité (ACE) serait une forme simplifiée de l'analyse coût/avantages (ACA), mais leur nature est en fait différente car l'ACE vise à déterminer comment atteindre efficacement, c'est-à-dire en minimisant les pertes de bien-être social, un objectif qui n'est pas soumis à l'évaluation. On peut associer l'ACE aux approches de type *As Low As Reasonably Achievable* (ALARA) qui n'intègrent généralement pas de calcul explicite des bénéfices économiques et sociaux attendus des objectifs poursuivis. Cette différence ACA-ACE est d'une réelle importance pratique pour la fixation de valeurs de référence pour la biodiversité et les services écosystémiques. En effet, dans une perspective ACA, disposer de valeurs de la biodiversité permet de calculer jusqu'où des actions de protection sont économiquement justifiées. Dans une perspective ACE, les valeurs de référence visent à comparer l'efficacité relative d'un ensemble d'actions ou de mesures de protection. L'analyse ne vise pas à définir l'importance de l'effort optimal mais sa répartition optimale dans un panier de mesures possibles.

Acceptant l'idée que le budget affecté à la conservation est limité, un philosophe comme Norton (1987) estime qu'un critère coût/efficacité pourrait être appliqué, en considérant que la définition de l'objectif pourrait échapper aux jugements de valeur en s'appuyant sur un critère qu'il qualifie de « formel »[1] comme la richesse en espèces ou le maintien d'un pool génétique diversifié.

Cette approche pourrait prendre une importance croissante si un « marché de la compensation » se développait. Comme l'a souligné Géniaux (2002), la notion de compensation contient l'idée que préserver ou restaurer la nature n'entraîne pas les mêmes coûts partout, notamment en termes de coûts d'opportunité. Même si la compensation est circonscrite comme une solution ultime, après que les possibilités d'éviter la dégradation et de minimiser les dommages ont été mises en œuvre, sa logique est bien qu'une fois cette démarche réalisée, il peut exister des dommages résiduels moins coûteux à compenser qu'à éviter. La fonction d'un « marché de la compensation » sera d'en assurer le repérage et une compensation effective – par la restauration d'écosystèmes dégradés et pas seulement par la préservation d'écosystèmes existants – dans des situations où le coût excessif de l'évitement aurait conduit à la destruction.

Pour qu'un objectif de conservation soit réalisé au moindre coût pour la société, il faut réaliser prioritairement les actions qui entraînent les coûts totaux de conservation les plus faibles (y compris les coûts d'opportunité liés aux activités productrices de biens et services utiles auxquelles il faudra renoncer). Ce résultat pourra être obtenu en intégrant dans les évaluations socioéconomiques des coûts pour la biodiversité et les services perdus qui conduisent à renoncer à ces projets (en annulant leur rentabilité telle qu'elle est calculée par la valeur actuelle nette, VAN). Dans la figure 5-3, cela correspondrait, pour atteindre l'objectif de conservation peu ambitieux *Obj. 1*, à prendre la valeur de l'ordonnée du point B_1, donc à accepter la plupart des projets de développement et à ne renoncer qu'à ceux qui ne retirent que de faibles avantages de la dégradation des écosystèmes.

1 – Norton oppose les critères « formels », n'impliquant pas de jugement de valeur, aux critères « de fond » qui favoriseraient des objectifs comme le bien-être ou la survie de l'Homme.

On remarque que la valeur qui devrait être retenue par une autorité souhaitant orienter l'ensemble des choix de développement vers un niveau donné de conservation n'est pas la valeur sociale marginale des avantages obtenus, A_i, mais le coût social marginal qu'implique leur conservation, B_i, c'est-à-dire la valorisation sociale de la destruction. Appliquée à la stratégie de conservation d'un pays, cette approche impliquerait donc de disposer d'une représentation cohérente de l'ensemble des forces qui exercent des pressions sur la biodiversité et l'élaboration de scénarios incluant une description de l'état des écosystèmes et leur évolution vraisemblable, face à ces pressions[1].

d. Des valeurs de référence pour mieux décider

Lorsqu'on observe les pratiques effectives d'évaluation, on est tenté de citer G. Heal (2000) : *« Si notre préoccupation consiste à conserver ces services (écosystémiques), l'évaluation est largement non pertinente. J'aimerais insister sur un point : en matière de protection de la nature, l'évaluation n'est ni nécessaire ni suffisante. Nous conservons beaucoup de choses que nous n'évaluons pas et peu de ce que nous évaluons ».* Malgré ce constat, G. Heal a présidé le Committee on Assessing and Valuing the Services of Aquatic and related Terrestrial Ecosystems, mis en place par le National Research Council, dont le rapport (Heal *et al.*, 2005) s'intitule *Valuing ecosystem services. Toward better environmental decision-making*. Ce titre pourrait être celui de notre rapport, l'objectif de l'évaluation des services rendus par les écosystèmes n'est pas nécessairement d'aller vers « les » meilleures (« *best* ») décisions mais vers « de » meilleures *(« better »)* décisions.

Nous n'avons sans doute pas la possibilité de définir des « valeurs tutélaires » pour la biodiversité et les services écosystémiques dans le sens qu'a pris cette expression dans le rapport sur *La valeur tutélaire du carbone* (CAS, 2008b) ; c'est-à-dire de valeur retenue par l'État pour harmoniser les coûts implicites de l'effort de limitation des émissions de gaz à effet de serre dans l'ensemble de ses actions et pour la réalisation d'un objectif donné de réduction dont le caractère optimal ne sera pas discuté ici, mais qui est lié aux engagements internationaux de la France.

Ce qui est possible, en revanche, c'est de déterminer des valeurs qui reflètent les avantages que la société retire, dans le moment présent ou selon un scénario prévisible, des usages ou de l'existence d'un certain état de la biodiversité et des écosystèmes. La valeur des avantages est la même chose que les coûts de la dégradation. Dans le cadre de l'analyse coût/avantages d'un projet, ces valeurs reflètent donc les pertes liées aux impacts du projet sur les écosystèmes et doivent venir en déduction de la valeur nette du projet ou de celle de ses variantes qui est étudiée. Sans en méconnaître les limites pratiques (Pearce, 1976 ; Odum, 1982), l'analyse coût/avantages reste le cadre de référence (Fisher *et al.* 2009) par lequel l'analyse économique peut aider à prendre en compte les questions mettant en jeu la biodiversité et les services écosystémiques dans les décisions. Mais il existe des alternatives.

1 – On reconnaît l'approche DPSIR dont l'intérêt est bien établi mais dont la mise en œuvre aurait dépassé les objectifs de ce rapport (voir chapitre 6). Voir par exemple l'étude de faisabilité d'un modèle socioéconomique intégré *drivers-pressures-impacts* de la biodiversité à partir de la Plateforme européenne de recherche sur le suivi socio-écologique à long terme (Haberl *et al.*, 2009).

1.5. Des approches alternatives à l'évaluation économique et à la monétarisation

Des considérations pratiques (il n'est pas techniquement possible d'obtenir des valeurs utilisables) ou de légitimité (les valeurs ne sont pas socialement acceptées) peuvent conduire à renoncer à évaluer les avantages de la conservation en termes monétaires. Plusieurs voies alternatives sont possibles qui ont chacune leur intérêt et leurs limites.

a. Normes minimales de sécurité, viabilité, précaution

Quand des espaces naturels sont transformés, des écosystèmes détruits, de la biodiversité perdue, les conséquences sont mal connues et difficiles à percevoir alors qu'elles pourraient à terme menacer des aspects fondamentaux de nos existences. Cette perspective doit conduire à adopter une attitude prudente, qui peut se décliner en plusieurs modalités.

Suggérées par Ciriacy-Wantrup en 1952 comme règle de décision pour la gestion des ressources renouvelables, les **normes minimales de sécurité** (NMS) *(« safe minimum standards »)* ont été largement débattues, notamment aux États-Unis pour la mise en œuvre de *l'Endangered Species Act* (ESA). L'idée est que la préservation d'une espèce est supposée avantageuse aussi longtemps qu'elle n'entraîne pas de coût intolérable. Certains auteurs (OCDE, 2002) considèrent que les NMS impliquent que la charge de la preuve incombe à ceux qui veulent accroître le risque, par exemple en réduisant la biodiversité. Il ne s'agirait donc pas de montrer l'intérêt de préserver ; seule la mise en évidence de « coûts excessifs » pourrait conduire à y renoncer. Malgré une présence répétée dans la littérature économique (Bishop, 1978 ; Randall, 1991 ; Ready et Bishop, 1991 ; Randall et Farmer, 1995 ; etc.), les NMS constituent un défi analytique, car elles introduisent une asymétrie entre les coûts dont le statut reste à préciser : l'affirmation que les pertes de biodiversité constituent un plus grand accroissement de risque reste contestable, bien que cela s'accorde avec l'idée que la destruction, même locale, d'éléments déterminants de la résilience des écosystèmes peut avoir des effets en cascade (Kinzig *et al.*, 2006) peu prévisibles.

Un ensemble de travaux sur la viabilité et la précaution ont tenté d'expliciter les raisons qui fondent l'intérêt de préserver. Les approches en termes de **viabilité** consistent à modéliser l'évolution de variables d'état (le niveau de biodiversité ou de services écosystémiques, par exemple) en fonction des paramètres de sa dynamique et de variables de contrôle (les pressions exercées par certaines activités humaines sur les écosystèmes, par exemple) qui ne peuvent varier que dans certaines limites. Cette démarche permet de définir, pour les variables d'état, un domaine de viabilité en dehors duquel les variables de contrôle ne permettent plus de revenir. Béné et Doyen (2008) ont montré, sur la base de simulations numériques, que la biodiversité (mesurée par un indice de Shannon) a un effet positif sur les performances des écosystèmes mesurées en termes écologiques et économiques.

Les interprétations de la **précaution** restent un sujet de controverse, même si on écarte la définition naïve et inutilisable de l'abstention face aux incertitudes. De nombreux auteurs la définissent par l'idée de choix prudent et raisonné face à l'incertitude. Une telle définition ne donne pas de règle précise de décision

mais conduit à affirmer la nécessité d'organiser un processus interactif régulier entre connaissance et action qui doit déboucher sur une approche dynamique des mesures à prendre[1]. C'est dans cette perspective que se sont développées des analyses économiques comme celle de Gollier *et al.* (2000) qui ont clarifié la notion de précaution relativement à l'anticipation d'une amélioration de l'information. Henry et Henry (2002) ont formalisé la connaissance scientifique relative à la plausibilité d'*événements,* ainsi que les concepts d'événements et d'actes scientifiquement non ambigus ; ce qui leur permet de mettre en évidence le caractère sous-optimal de choix basés sur les seules informations non ambiguës. Henry (2006) a précisé la notion d'information incertaine fiable ; ce qui le conduit, tout en reconnaissant la difficulté d'utiliser les modèles de décisions avec « aversion à l'ambiguïté »[2], à proposer des critères de choix qui, généralisant le critère de von Neumann-Morgenstern, sont susceptibles de fournir des instruments opérationnels de décisions en incertitude.

Plusieurs auteurs (Pearce, 1976 ; Page, 1977 ; Randall, 1991 ; OCDE, 2002) ont suggéré qu'il était possible de combiner une approche instrumentale comme l'ACA et une approche de prudence visant à préserver « le tissu de la vie » : la préservation d'un niveau minimal de biodiversité serait un impératif de durabilité mais au-delà de cette limite, l'ACA ou d'autres formes de mise en équivalence pourraient s'appliquer. On peut retenir, *a minima*, que la logique de précaution implique la mise en place de structures de vigilance et la révision périodique des évaluations et des mesures.

b. Les analyses multicritères

Les analyses multicritères permettent d'éviter de ramener les différentes dimensions d'un choix à une mesure unique en comparant les différentes options de choix. On définit une série de critères qui seront évalués indépendamment (par exemple en utilisant une batterie d'indicateurs), puis on construit une forme d'agrégation qui permette de hiérarchiser les options. La différence avec une mesure unique tient principalement à deux points :

- les critères peuvent être traités différemment, en intégrant des aspects qualitatifs ou en distinguant des critères substituables (une détérioration de l'un peut être compensée par une amélioration de l'autre) et des critères essentiels (leur mesure doit impérativement atteindre une valeur minimale) ;
- la fonction de composition est explicite, le poids de chaque critère reste visible, par exemple pendant un processus de concertation ou de négociation (elle peut donc être manipulée rétrospectivement en fonction des choix qu'elle conduit à préconiser ; ce qui peut être vu comme un avantage ou une faiblesse).

Il existe deux grandes catégories de méthodes de composition des poids des différents critères. La première consiste à agréger puis comparer. Il s'agit de

1 – « Lorsque la réalisation d'un dommage, bien qu'incertaine en l'état des connaissances scientifiques, pourrait affecter de manière grave et irréversible l'environnement, les autorités publiques veilleront, par application du principe de précaution, et dans leurs domaines d'attribution, à la mise en œuvre de procédures d'évaluation des risques et à l'adoption de mesures provisoires et proportionnées afin de parer à la réalisation du dommage » (article 5 de la Charte de l'environnement, 2005).
2 – L'aversion à l'ambiguïté se traduit par une pondération différenciée des informations certaines et controversées (pour une présentation simple voir Henry, 2006).

résumer la valeur de toute alternative par une note globale *v(a)* calculée à partir de son vecteur de performances. Cette note est censée résumer la valeur globale de l'alternative et sert de base à la comparaison multicritère des alternatives. Cette façon de procéder est très répandue, par exemple dans l'enseignement où la comparaison de deux élèves est basée sur la moyenne de leurs notes.

La seconde consiste à comparer puis agréger. Il s'agit de comparer d'abord les performances des alternatives critère par critère. Pour chaque alternative et pour chaque critère, on peut définir un indice binaire de préférence partielle qui est une fonction croissante du premier argument, décroissante du second. La préférence entre les deux alternatives est alors définie par agrégation des indices de préférence partielle. Dans cette approche, une même fonction est utilisée pour comparer les performances de deux alternatives sur le même critère. On ne compare jamais directement deux performances associées à des critères différents. Il n'est donc pas nécessaire de supposer que l'on sait comparer les performances d'une alternative sur différents critères. En revanche, on doit supposer que l'on sait comparer des indices binaires de préférence partielle pour deux critères différents. Cette seconde méthode, plus complexe à mettre en œuvre, est considérée comme moins subjective et moins manipulable.

c. Les analyses basées sur des mesures objectives

Un ensemble de méthodes ont cherché à s'affranchir de la dimension subjective de la monnaie en définissant des unités de mesures plus objectives. On quitte ainsi l'espace de l'utilité et des valeurs humaines pour mesurer des grandeurs physiques ou biologiques. Trois approches ont connu un certain intérêt dans les dernières décennies, car elles ont su répondre à des attentes. La première est essentiellement descriptive, les deux autres ont une ambition plus prescriptive, au moins en permettant des classements.

Le **bilan matières** consiste à mesurer les flux entrants et sortants d'une entité (Ayres et Kneese, 1969). Partant du principe de conservation de la matière, cette approche permet à la fois de suivre les flux, par exemple dans une unité de production ou une entreprise, mais aussi de repérer l'ensemble des substances qui sortent du processus et, par différence, de mesurer *a priori* ce qui va se retrouver dans l'environnement naturel. Elle constitue une base intéressante pour les démarches du type « écologie industrielle » qui visent à limiter l'impact des installations. Si elle apporte des informations potentiellement intéressantes, elle ne permet cependant pas à elle seule de guider des choix car elle ne s'appuie pas réellement sur un principe d'efficacité. La minimisation d'un certain type d'effluent ne constitue pas *a priori* un objectif pertinent, sauf s'il existe une bonne raison de penser que cette forme est d'un moindre intérêt qu'une autre. C'est en partie pour répondre à cette question que se sont développées des démarches visant à ramener les flux dans une unité commune : l'énergie.

Fondée sur l'écologie des frères Odum (Pillet et Odum, 1987), l'**analyse éco-énergétique** part du constat que l'énergie est une grandeur commune à l'analyse des écosystèmes et des systèmes sociotechniques *(« l'énergie est la monnaie de la Nature »).* En mesurant les flux en termes d'énergie, on peut les suivre d'une sphère à l'autre et analyser leur devenir au sein de chacune. Les principes de la thermodynamique vont fournir les cadres d'analyse (ou les métaphores) visant à évaluer les performances relatives des différentes options de

choix. Plusieurs approches ont été étudiées selon qu'on part du contenu énergétique des flux (« *émergie* » pour « *embodied energy* ») ou de l'énergie libre qu'ils véhiculent et libèrent (« *exergie* »). Cette démarche n'est peut-être pas très adaptée pour mesurer des impacts qualitatifs sur la diversité du vivant, mais elle peut fournir des informations pertinentes pour évaluer l'impact quantitatif d'une infrastructure ou d'un projet industriel sur le milieu naturel, notamment dans une perspective comparative[1]. La question est ici de définir un numéraire qui intégrerait ce type d'informations au côté des autres dimensions d'efficacité économique ou de justice sociale. Mais les informations objectives issues des analyses éco-énergétiques ou des bilans matière peuvent figurer parmi les indicateurs d'une analyse multicritère.

Plus récemment, W. Rees et M. Wackernagel (Rees, 1992 ; Wackernagel et Rees, 1996) ont proposé la notion d'**empreinte écologique**. Il s'agit de ramener les différentes formes d'impact des activités humaines, tant en termes d'utilisation de l'espace et de consommation de ressources que de mobilisation du fonctionnement des écosystèmes pour traiter nos déchets et pollutions, à une surface équivalente nécessaire, mesurée en « hectares globaux ». Cette approche a été appliquée à des pays, des villes, des entreprises et même à un individu ; elle pourrait donc apporter des éléments de réponse non monétarisés à la question de l'impact des projets sur la biodiversité, si l'on est en mesure de construire une pondération des surfaces affectées par un projet en fonction des services et de la diversité biologiques qu'ils supportent (Senbel *et al.*, 2003). Une abondante critique a mis en évidence certaines faiblesses des mesures d'empreinte écologique, considérant que son usage était entaché de limites (concernant, notamment, certaines conventions de calcul) qui en faisaient plus un outil de communication politique qu'un concept scientifique (Van Kooten et Bulte, 2000 ; Fiala, 2008). Mais les usages qui sont faits d'un outil par une organisation « militante » ne doivent pas discréditer son utilisation dans un but de connaissance (Foley *et al.*, 2007 ; Haberl *et al.*, 2007) et d'appréciation des pressions exercées par les activités humaines sur les écosystèmes. On peut cependant remarquer que, même si les débats en cours permettront sans doute d'améliorer la qualité des informations véhiculées par les mesures d'empreinte écologique, cela ne lui confère *a priori* aucune valeur normative[2].

Enfin, il faut mentionner l'intérêt renouvelé pour des procédures délibératives dans lesquelles la perception des problèmes est construite avec les personnes concernées ou un échantillon représentatif. Ces procédures peuvent rester qualitatives et viser à un enrichissement mutuel de la perception des enjeux par les responsables et les individus concernés, comme dans les jurys de citoyens. Elles peuvent viser à créer une fertilisation avec les techniques d'évaluation

1 – Les travaux qui, dans la perspective ouverte par N. Georgescu-Roegen dans les années 1970, ont posé la question des limites à l'efficacité technique du développement économique, en termes d'entropie, peuvent être rapprochés de ces analyses, bien qu'ils se retrouvent parfois en concurrence, opposant à l'économie écologique la vision plus radicale d'une « bio-économie » qui prône la décroissance et la réorientation du développement.

2 – L'affirmation que l'empreinte écologique globale ne « doit pas » dépasser la biocapacité de la planète ne résiste pas à une analyse dynamique. Pour l'impact d'un projet local, on ne voit pas *a priori* ce que serait l'empreinte optimale. L'idée de diminuer cette empreinte paraît *a priori* intéressante, mais sans que la minimisation de l'empreinte soit nécessairement socialement souhaitable, même à long terme.

économique en structurant les échanges de façon à déboucher sur l'expression de préférences raisonnées, éventuellement monétarisables[1].

1.6. Pour conclure

L'objectif de ces longs développements était de caractériser l'évaluation économique et d'en préciser les fondements épistémologiques : anthropocentrisme, conséquentialisme, utilitarisme, subjectivisme, marginalisme. L'enjeu était de préciser la signification d'une évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques, d'éclairer l'intérêt et les limites de l'utilisation d'un étalon monétaire, enfin, de présenter succinctement ce qui peut être attendu des approches alternatives.

Dans le cadre de ses postulats, l'évaluation économique apparaît comme une tentative cohérente de démarche pour analyser les alternatives de choix. La notion de valeur qui en résulte traduit cette logique (utilité-rareté) et conduit à attribuer aux actifs une valeur instrumentale qui reflète leur contribution au bien-être social relativement aux possibilités alternatives. Mais ses exigences, notamment en termes d'information et de capacité de calcul, peuvent limiter la validité des résultats obtenus.

L'argument central en faveur d'une mesure monétaire, commensurable à des prix, tient sans doute au fait qu'il s'agit d'un indicateur synthétique qui intègre des considérations portant à la fois sur l'utilité et la rareté relative des actifs. Malgré les questions relatives aux effets propres à la monnaie, elle est donc directement corrélée aux éléments qui fondent leur valeur sociale. Les approches alternatives souffrent aussi de limitations importantes, du point de vue de leur universalisme ou de leur cohérence avec le fonctionnement social.

De même que la perspective d'une appropriation généralisée de tous les actifs présents et futurs qui laisserait au marché le monopole de la régulation, la tentation d'éviter toute évaluation explicite en renvoyant à des choix politiques ou aux processus de l'action collective ne paraît pas constituer une voie de portée pratique générale. Il est cependant évident que des progrès ont été réalisés et peuvent être attendus de ces deux voies :

- la définition de droits plus clairs sur les actifs supports de la biodiversité peut contribuer de façon décisive à mieux prendre en compte et en charge sa valeur, sans l'expliciter ni la mesurer, mais en clarifiant les responsabilités ;
- la construction de consensus quant à l'importance de préserver tel actif est une phase essentielle, quand elle est possible, pour permettre l'adhésion des acteurs sociaux aux choix collectifs et, plus encore, à leur respect et leur mise en œuvre.

Mais pour de nombreux choix locaux dont les conséquences affectent, réellement ou potentiellement, et selon des modalités indirectes, complexes, incertaines ou controversées, des acteurs ou des populations hétérogènes, les limites des approches évoquées deviennent évidentes. Or l'impact des projets

1 – Ce qui conduit de nombreux auteurs, comme Sagoff (1998) ou Tacchoni (2000) et d'autres (voir OCDE, 2002) à proposer des procédures de délibération collectives « démocratiques » permettant à des groupes de citoyens de s'approprier les questions posées avant d'exprimer des jugements. Voir aussi le chapitre « Obtention des valeurs : procédures délibératives et participatives » du manuel OCDE (2002, p. 79 et suiv.).

d'infrastructure sur la biodiversité entre typiquement dans ce type de situations pour lesquelles une séparation claire entre l'explicitation des enjeux par l'expertise (scientifique, technique et socioéconomique) et l'affirmation de priorités (sociales, stratégiques ou politiques) par les décideurs est un élément déterminant de la démocratie.

Une caractéristique fondamentale de l'évaluation économique standard est qu'elle se fonde sur les préférences des agents. C'est généralement sa force : constituer un lien entre les principes de la démocratie (chaque voix compte) et une base critique (le poids de chaque voix est lié au revenu). Mais cette base apparaît fragilisée si les agents n'ont pas de familiarité avec les actifs qu'il s'agit d'évaluer comme c'est le cas pour la biodiversité, car les préférences se fondent alors sur une information fragile et potentiellement biaisée.

Des approches alternatives peuvent avoir une grande pertinence dans l'analyse des options d'un choix. Le maintien d'écosystèmes en bon état de fonctionnement est sans doute une question de survie pour l'humanité et la nature est porteuse de valeurs éthiques ou morales qu'il peut être souhaitable de traiter en dehors de l'évaluation économique, si l'on peut s'assurer que ce traitement différencié ne se conclura pas par une marginalisation ou un oubli. La perspective de la précaution peut aussi conduire à modifier le poids accordé à certaines conséquences des choix (OCDE, 2002).

La plupart des ressources peuvent faire l'objet d'usages alternatifs, leur coût d'opportunité n'est donc pas nul et tous les choix que nous faisons peuvent ainsi s'évaluer par rapport à ce à quoi ils impliquent de renoncer. La recherche de la meilleure affectation des ressources, c'est-à-dire la détermination des choix permettant de réaliser le plus grand bien-être social, passe par une forme d'analyse de leur pertinence pour laquelle l'évaluation économique offre un cadre cohérent. Bien qu'il soulève un ensemble de problèmes, le recours à l'étalon monétaire favorise la mise en équivalence avec l'ensemble des autres choix, notamment dans l'affectation des finances publiques.

L'explicitation des fondements et de la signification de l'évaluation économique a cependant mis en évidence l'importance de réaliser un double objectif :

- construire des classes d'équivalence, car tout projet aura des impacts sur la biodiversité et il importe de pouvoir les comparer et, pour ceux qui ne pourront être évités malgré leur importance, de les compenser ;
- définir une unité de mesure de portée suffisamment large, de façon à ce que, sur le modèle de la monnaie, elle puisse servir d'équivalent général, lorsque les comparaisons ou les compensations ne peuvent être réalisées en respectant une similitude multidimensionnelle.

Nous pouvons à présent aborder les aspects conceptuels de l'évaluation économique des services écosystémiques et de la biodiversité en sachant que si leur mise en œuvre rencontre des difficultés, certains de ses principes guideront vraisemblablement aussi les solutions alternatives.

2. Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques implique un élargissement de la perspective

Dès l'émergence de la notion de biodiversité, la question de sa valeur était posée ; la création de ce vocable portait visiblement le projet de mettre en évidence l'importance de la diversité du vivant pour les sociétés humaines. Ainsi, parmi les 57 contributions à l'ouvrage édité par la National Academy of Sciences américaine (Wilson, 1988), trois chapitres étaient dus à des économistes (Hanemann, 1988 ; Norgaard, 1988 ; Randall, 1988). Dans la foulée, un ouvrage complet était publié sur la question des incitations à la conservation de la diversité biologique (McNeely, 1988) qui paraissait plus urgente et, sans doute, plus praticable. Mais l'analyse économique des politiques de conservation rencontre nécessairement la question de la valeur de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes.

Cependant, si la nature et la signification de l'évaluation économique expliquent l'intérêt de l'appliquer aux choix affectant les services écosystémiques et la biodiversité, elles ne suffisent pas pour affirmer qu'elle est utilisable sans discernement ni adaptation particulière. Cette mise en œuvre implique au moins de préciser trois types d'interrogations : pourquoi la biodiversité a-t-elle de la valeur pour nos sociétés ? Quels sont les développements spécifiques qui permettent d'utiliser valablement le cadre de l'évaluation économique à ces actifs particuliers ? Enfin, la dimension temporelle de la relation à la nature a-t-elle des implications particulières, notamment sur la question de l'actualisation ?

2.1. Pourquoi la biodiversité a-t-elle de la valeur ?

Les valeurs économiques sont des valeurs instrumentales : elles traduisent la contribution des biens et services au bien-être. On distingue classiquement la valeur privée d'un bien pour un agent de sa valeur sociale, c'est-à-dire pour l'ensemble des agents d'une société. Entre les individus et la société, il existe des groupes (les agriculteurs, les chasseurs, les touristes, etc.) dont l'activité peut être directement dépendante de certains services écosystémiques. Au-delà d'une société particulière (la société française du début du XXIe siècle, par exemple), certains éléments de la biodiversité peuvent être considérés comme un patrimoine commun de l'humanité et, *in fine*, on doit se poser la question de l'anthropocentrisme. Du point de vue de l'analyse économique, la question de la valeur implique de préciser si les avantages liés aux écosystèmes sont essentiels, irremplaçables ou substituables. Ce qui nous conduira à nous interroger sur la nature économique de la biodiversité et des services écosystémiques.

a. La question de l'anthropocentrisme

La valeur de la Nature peut-elle être analysée du seul point de vue de sa contribution au bien-être des humains ou doit-on, au contraire, lui reconnaître une valeur non instrumentale, pour elle-même ? La prise de conscience des

menaces pesant sur la diversité du vivant et la survie de la planète n'a pas donné lieu à des développements éthiques univoques. Les positions anthropocentriques, soulignant les différents types de valeurs que la Nature peut représenter pour l'homme, côtoient des modèles éthiques biocentriques, en relation avec la sauvegarde de certaines espèces particulières et reconnaissant une valeur en soi à l'ensemble de la « communauté biotique », ou des modèles écocentriques, soulignant la valeur intrinsèque des entités naturelles, qui étendent cette logique à des éléments n'appartenant pas aux biocénoses. On peut retenir de cette diversité d'approches[1] que la Nature est à la fois source de services physiques et de plaisirs esthétiques mais aussi de valeurs intrinsèques et morales.

Turner *et al.* (2003) ont retenu une approche typologique très large de cette question dont la distinction fondamentale concerne le caractère anthropocentrique des valeurs.

- Des valeurs anthropocentriques :
  - valeur anthropocentrique instrumentale. Elle recoupe la notion économique de valeur et reprend les composantes de ce qui sera défini comme « valeur économique totale » : valeurs d'usages et de non-usage (qui seront précisées plus loin) ;
  - valeur anthropocentrique intrinsèque. Elle traduit la valeur des espèces non humaines « pour elles-mêmes », mais dans une perspective subjective : ce sont les humains qui la définissent ; donc selon leur culture.
- Des valeurs non anthropocentriques :
  - valeur non anthropocentrique instrumentale. Elle traduit l'intérêt des entités pour elles-mêmes et pour les ensembles dans lesquels elles s'insèrent (populations, communautés, écosystèmes) ;
  - valeur non anthropocentrique intrinsèque. C'est une valeur « objective » ; elle traduit la valeur « inhérente » d'une entité, indépendamment de tout « évaluateur ».

Cette liste qui vise à l'exhaustivité semble *a priori* déborder de ce que peut capturer une évaluation économique qui reste, *a priori*, anthropocentrée : a de la valeur ce qui présente un intérêt – une utilité – pour les sujets humains[2]. On verra que la notion de valeur économique totale (VET), avec ses limites et les controverses qu'elle a suscitées, est une tentative pratique de déplacer cette limite.

Le manuel OCDE (2002) a retenu une vision assez globale de la valeur qui reprend une large partie de la typologie précédente, sous trois rubriques aux limites imprécises :

- les valeurs instrumentales sont dérivées d'une fonction objectif, comme la recherche du bien-être des humains ; le classement des situations de

1 – On ne peut développer ici tous les aspects d'un débat dans lequel sont intervenus de multiples contributeurs comme S. Callicott, A. Leopold, A. Naess, B. Norton, P. Singer ou M. Serre et bien d'autres. On peut trouver des analyses transversales pertinentes dans Larrère et Larrère (1998) ou dans la thèse de V. Maris (2008).

2 – On peut noter ici que l'utilitarisme inclut potentiellement dans son calcul tous les êtres capables d'éprouver du plaisir ou de la souffrance. Ce constat ouvre la possibilité d'inclure les animaux qui sont doués de sensibilité, comme le propose le philosophe utilitariste Peter Singer dans son ouvrage *Animal Liberation* (1975) en s'opposant au « spécisme », c'est-à-dire à une discrimination basée sur l'espèce, à l'idée que seuls les intérêts des humains méritent d'être pris en considération.

bien-être étant fondé sur les préférences, les valeurs instrumentales de la biodiversité le sont aussi ;

– les valeurs esthétiques sont évidemment basées sur les préférences mais ne sont pas des valeurs instrumentales si l'on considère la « beauté » comme une fin en soi[1] ; la diversité des paysages ou de certains éléments de la biodiversité (y compris l'agro-biodiversité) est le support de valeurs esthétiques ;
– les valeurs morales sont clairement non instrumentales ; elles traduisent l'idée que la biodiversité est le support de valeurs intrinsèques ou inhérentes. La question de savoir si les valeurs intrinsèques résident dans l'objet ou dans l'esprit de l'évaluateur est un débat philosophique ancien et sans doute inachevé.

Le débat sur la nature des valeurs intrinsèques ne se tranchera pas ici mais il peut nous aider à reconsidérer la question du bien-être. La valeur économique a été définie comme une valeur instrumentale car elle est directement liée à la contribution au bien-être. S'agissant du bien-être humain, il semble clair que cette définition suffit à classer les valeurs économiques comme « anthropogènes ». Ce caractère anthropogène signifie que les valeurs sont données par les humains ; mais il peut traduire un intérêt pour le support de la valeur lui-même, indépendamment de sa contribution possible aux objectifs de celui qui attribue la valeur. Dans cette perspective, les valeurs intrinsèques se dissoudraient dans les préférences éthiques des sujets humains[2].

b. La biodiversité est-elle « substituable » ?

En restant dans une perspective anthropocentrée, on doit revenir sur la question de la capacité des agents à attribuer des valeurs à la biodiversité et aux services écosystémiques, commensurables avec les valeurs attribuées à d'autres biens et services. Juger de cette capacité revient essentiellement à répondre à la question : la biodiversité est-elle « substituable » ?

Pour l'évaluation, la question se pose *a priori* d'un point de vue subjectif : les agents peuvent-ils accepter des formes de compensation à des pertes de biodiversité ? Cette question peut avoir plusieurs degrés de réponse, selon qu'il s'agit :

– d'obtenir une compensation « en nature », comme le propose plus ou moins *in fine* les « *mitigation banks* » (Géniaux, 2002) ;
– d'obtenir un service final équivalent par des moyens différents ; ce qui soulève la question des possibilités technologiques et du jugement par les agents concernés de la qualité de la substitution[3] ;

1 – On retrouve ici les « aménités de la nature » dont J. S. Mill déplorait déjà la possible disparition.
2 – Callicott (1986) défend ainsi l'idée que la valeur intrinsèque des espèces n'est pas indépendante de l'homme car elle est conditionnée par des valeurs morales (humaines). Il n'y a pas de valeur sans évaluateur.
3 – La substitution peut en particulier apparaître imparfaite, dès lors que les actifs naturels rendent plusieurs services, notamment si certains services comprennent des aménités. Par ailleurs, on peut noter que l'histoire des techniques reflète pour partie la longue marche pour produire artificiellement, et de façon mieux contrôlée ou plus adaptable à nos besoins, des services offerts par les écosystèmes, à commencer par l'invention de l'agriculture.

– de maintenir le niveau psychologique de bien-être en obtenant, en remplacement des services des écosystèmes détruits, d'autre sources de satisfaction (sans doute dans un cadre plus artificialisé).

La notion de substitution doit donc être précisée et, si on accepte de se placer dans son acception large, les limites à la substituabilité apparaissent repoussées assez loin. Cette logique suppose cependant que l'on considère qu'il n'existe pas vraiment de perte irréversible au sens économique. Or les actifs naturels détruits pouvaient être porteurs de valeurs symboliques ou d'un potentiel difficile à expliciter complètement et donc à compenser par la production d'équivalents. La thèse défendue par Arrow et Fisher (1974) était déjà que les pertes engendrées par la construction d'un barrage sont réellement irréversibles. Deux ordres de raisons peuvent ainsi conduire à disqualifier l'évaluation.

Premièrement, le caractère infini ou inacceptable des pertes encourues. Si certaines options de choix mettent en jeu la survie de l'espèce humaine, il paraît évidemment difficile de mesurer des variations de bien-être. L'inacceptable peut être éthique : l'espèce n'est pas en danger, mais c'est son caractère « authentiquement humain » – pour plagier H. Jonas – qui serait menacé. Détruire toutes les espèces d'oiseaux ou de pollinisateurs ne menacerait peut-être pas la survie de l'Homme, mais certainement son « humanité ». Dans les deux cas, entre lesquels la limite est sans doute floue, l'évaluation économique perdrait sa pertinence ou, plus précisément, il faudrait quitter la perspective coût/avantages (comment obtenir le maximum de bien-être ?) au profit d'une perspective coût/efficacité (comment préserver l'espèce humaine ou son « humanité » de la façon la plus efficace ?).

Deuxièmement, la difficulté pratique d'obtenir un résultat fiable, c'est-à-dire une mesure à la fois répétable et suffisamment précise pour permettre de discriminer entre les différentes options du choix. Sans entrer ici dans les questions de méthode (voir *infra*), on trouve dans la littérature économique des résultats extrêmement dispersés pour les mesures de valeur à attribuer à la plupart des services écosystémiques. La dispersion s'accroît généralement lorsqu'on passe d'un service quantifiable avec une bonne certitude, comme les fonctions de stockage ou de séquestration du carbone, à des services faisant intervenir des processus aléatoires, comme les activités de bioprospection.

On retrouve finalement, avec les spécificités de la biodiversité, le constat plus général que l'évaluation économique conduit *a priori* à des résultats beaucoup plus fiables et robustes pour des variations marginales (petites et au voisinage des situations existantes) que lorsqu'il s'agit de changements structurels ou fondamentaux.

La substituabilité est au cœur de l'une des questions qui ont animé les débats sur le développement durable, généralement résumé par l'opposition entre les conceptions « faible » et « forte » de la durabilité. La conception « faible » fait l'hypothèse que les différentes formes de richesse (capital financier ou manufacturé, capital humain et capital naturel) sont assez largement substituables dans leur contribution au bien-être social ; alors que la conception « forte » met en avant la nécessité de maintenir des niveaux suffisants dans chaque domaine. Les termes du débat étaient déjà clairement posés dans l'affrontement mis en scène en 1994 par la revue *Environmental Values*. W. Beckerman considérait que la conception faible était logiquement redondante avec une analyse

économique standard rigoureuse et traitant clairement la question de l'équité entre générations, et que la conception forte, par manque de fondement clair, pouvait conduire à des préconisations inacceptables. La réponse de H. Daly mettait en avant la notion de « capital naturel critique », valeur limite de la base bio-physique en dessous de laquelle les formes de capital devenaient complémentaires (à partir d'un certain seuil, une diminution des services écosystémiques entraîne une baisse de la productivité du capital économique).

La question du capital naturel critique a suscité de multiples débats (voir par exemple les contributions à l'ouvrage édité par Faucheux et O'Connor, 1997 ; Neumayer, 1999) et a fait l'objet d'un numéro spécial de la revue *Ecological Economics*, en 2003, dont on peut retenir les tentatives de clarification du concept et la proposition d'un cadre d'analyse original (Ekins *et al.*, 2003) qui pose cependant autant de questions (notamment pour définir la norme de soutenabilité) qu'il n'apporte de réponse. Ces analyses nous forcent cependant à considérer que le capital naturel présente certaines spécificités pour l'analyse économique dont la plus évidente est qu'un niveau minimal est nécessaire pour maintenir notre propre vie (« *life-support function* ») (Daily, 1997 ; Dasgupta, 2001).

c. La biodiversité est-elle un bien économique ?

La question peut sembler formelle mais elle va permettre de préciser certains points relatifs à celle de son évaluation. Les biens économiques ont *a priori* une série de propriétés qui, lorsqu'elles ne sont pas vérifiées, peuvent modifier l'attitude que nous pouvons avoir vis-à-vis de l'objet à gérer. On reprend ici les questions posées par O. Godard (2005) en nous efforçant de leur apporter les réponses les plus larges possibles.

La biodiversité est-elle perçue comme utile ? Un minimum de diversité apparaît indispensable pour nous permettre d'obtenir la plupart des services que nous rendent les écosystèmes (voir chapitres précédents). Mais la perception qu'ont les agents de cette dépendance est en général imprécise et le plus souvent très incomplète. Cependant, au-delà du manque de familiarité ou de compétence, les « harmonies de la nature »[1] sont parfois une projection de l'esprit humain. Il existe peu de travaux permettant d'argumenter que la totalité de la biodiversité actuelle est nécessaire aux équilibres de la biosphère et, sans retrouver les anciennes catégorisations entre espèces utiles et nuisibles, certains comportements dont la rationalité peut se retrouver dans des évaluations[2] mettent en évidence que toutes les formes de diversité ne sont pas également souhaitées.

La biodiversité est-elle rare ? On a vu que la réponse à cette question était ambiguë et devait être nuancée selon les contextes. Mais il existe certainement une demande de préservation qui va à l'encontre des tendances actuelles de dégradation. On retrouve donc la notion de « rareté relative » qui est au cœur de la théorie économique de la valeur. Mais il est clair que de nombreuses préoccupations manifestées par les écologues concernent ce que Baumgärtner *et al.* (2005) ont qualifié de rareté absolue et qu'elles plaident en faveur d'un élargissement de perspective qui retrouve certains aspects des biens tutélaires. Cela

1 – Pour un exposé assez complet voir le petit ouvrage de P.-H. Gouyon, 2001.
2 – Voir par exemple Zhang *et al.*, 2008.

renvoie à la question de la mesure de la biodiversité (voir chapitre précédent) sur laquelle les évaluations ont longtemps buté. L'analyse économique distingue typiquement (Polasky *et al.*, 2005) les mesures basées sur l'abondance relative (*a priori* des espèces, malgré les limites de cette notion pour mesurer la diversité du vivant) de celles basées sur la dissimilitude (Weitzman, 1992)[1]. Certains travaux récents tendent à suivre les théories écologiques et essaient plutôt d'évaluer une diversité fonctionnelle et les relations entre la résilience des écosystèmes et leur capacité à fournir des services (Perrings, 1998 ; Walker *et al.*, 2004 ; Kinzig *et al.*, 2006).

En avons-nous la maîtrise ? On a vu (chapitres 2 et 3) que l'activité des hommes est indiscutablement à l'origine des menaces qui pèsent aujourd'hui sur la diversité ; mais cela ne signifie pas pour autant que, pour plagier Michel Serre (1987), nous avons « la maîtrise de notre maîtrise ». Les comportements et évolutions responsables de la dégradation ne sont pas intentionnels au sens où ils n'ont généralement pas pour objectif de détruire et, réciproquement, du fait de la complexité du fonctionnement et des régulations de la biosphère, il n'est jamais certain que les actions mises en œuvre pour protéger la nature seront efficaces pour en préserver la diversité[2].

Peut-on délimiter des unités physiques ? On renvoie ici encore au chapitre précédent. Il est clair qu'il existe des interconnexions multiples (matière, énergie, information génétique, etc.) entre les écosystèmes et entre leurs compartiments ; ce qui ne s'oppose pas nécessairement à des délimitations d'unités suffisamment résilientes. Mais l'analyse est confrontée à une délimitation multiple entre le parcellaire légal, l'aire écologiquement fonctionnelle, les aires influencées par les phénomènes de dérangement, de circulation ou les migrations. Kinzig *et al.* (2006) ont mis en évidence, à partir de quatre études locales, les effets en cascade résultant du changement de régime ou d'usage de certaines unités de surface et qui ne respectent pas les limites. Dans une perspective d'évaluation, cette question renvoie à deux problèmes distincts. Le premier est de savoir quelle est l'aire pertinente à évaluer : surface détruite, écosystèmes dégradés, habitats perturbés, espèces dérangées ? Ces différentes notions ne se recoupent pas spatialement et doivent *a priori* faire l'objet d'une analyse différenciée et, comme l'ont souligné Fischer *et al.* (2009), la perspective de choix implique de définir et de classer les services qu'ils nous rendent. Le second problème est de savoir si, pour ce qui concerne la biodiversité, il suffit d'avoir une mesure locale ou s'il s'agit d'estimer la contribution de l'aire concernée à une diversité plus large ou globale, en termes fonctionnels ou patrimoniaux.

Peut-on dénombrer des unités homogènes ? Une réponse à cette question peut être recherchée dans les travaux actuels d'inventaire et de cartographie dont les tentatives les plus abouties sont sans doutes celles menées par l'Agence européenne de l'environnement (Weber, 2008). La définition de classes

1 – On trouvera une synthèse pédagogique de cette question et de ses enjeux dans Aulong *et al.* (2005) qui montrent aussi, sur une base axiomatique, l'impossibilité d'une mesure unique intégrant toutes ces dimensions.

2 – Certains travaux ont mis en évidence que c'est dans les zones protégées qu'il y a le plus d'espèces qui disparaissent (voir Gouyon, 1994) ; ce qui traduit sans doute le fait que l'on a protégé les zones les plus sensibles et que leur suivi permet de prendre plus rapidement conscience des évolutions ; mais signifie aussi qu'il est difficile de s'opposer aux pressions qui menacent les écosystèmes.

d'équivalence reste plus problématique aussi longtemps qu'il n'existe pas de mesure universelle de biodiversité (voir *supra*) et, en pratique, les institutions qui doivent organiser des compensations doivent s'accommoder d'indicateurs assez frustes (voir Géniaux, 2002) et construire des notions d'équivalence écologique « à dire d'expert »[1]. Il semble actuellement plus acceptable de construire du consensus sur des classes d'équivalence plus « locales » recouvrant des espaces ayant des similitudes multidimensionnelles.

Quelle insertion dans la fonction de production ou d'utilité d'agents au côté d'autres biens ou ressources substituables ou complémentaires ? Ce point a été discuté plus haut, on peut préciser ici le risque que des choix fondés sur les préférences des agents n'introduisent un biais en faveur de milieux ou d'espèces « charismatiques » dont le renom viendrait suppléer le manque de familiarité des agents (Moye, 1998 ; Metrick et Weitzman, 1998). On retrouve ainsi une caractéristique de bien tutélaire au sens où les préférences exprimées ne refléteraient pas l'intérêt bien compris des agents.

On reprendra la conclusion de O. Godard (2005) selon laquelle la biodiversité apparaît comme une propriété émergente d'autres éléments considérés comme des ressources : les écosystèmes auprès desquels les agents économiques se fournissent en de multiples services. Ce sont donc plutôt les services écosystémiques qui peuvent être considérés comme des biens économiques, pour autant qu'on puisse les décrire, les dénombrer et mesurer des variations plus ou moins marginales. La biodiversité apparaît comme un paramètre dont la corrélation avec l'intensité des services semble être validée dans certaines situations étudiées (voir chapitre 4). Lorsqu'il est question de « valeur de la biodiversité », c'est donc principalement de la mesure de l'impact de la variation du paramètre biodiversité sur la valeur sociale des services écosystémiques qu'il s'agit.

Selon Loreau *et al.* (2001 ; 2002) ou Tilman *et al.* (2005), deux principales relations décrivent la connexion entre la biodiversité et les services écosystémiques[2] :

1 – S. Thoyer et S. Said (2007) présentent une procédure faisant intervenir ce type d'évaluation pour l'allocation de mesures agri-environnementales en Australie. Le ministère de l'Agriculture de l'État de Victoria a mis en place en 2001 une expérience pilote appelée *Bush Tender* dans le nord de Victoria suivie par une deuxième expérience en 2003 en Gippsland, deux régions dans lesquelles 60 % de la flore locale, située sur des terrains agricoles privés, sont menacés de disparition. Ces programmes utilisent les mécanismes d'enchères pour allouer des contrats sur trois ans pour la conservation de la biodiversité. Avec l'aide d'un conseiller, chaque agriculteur volontaire établit un programme de changement des pratiques agricoles visant à préserver la biodiversité locale. Ensuite, il est invité à soumettre son cahier des charges, ainsi que le montant de la prime compensatrice qu'il souhaiterait recevoir pour la mise en application de son programme. Ces offres sont soumises sous pli cacheté au décideur qui retient celles qui offrent le meilleur gain environnemental au moindre coût, mesuré à partir d'un score d'amélioration de la biodiversité (*Biodiversity Benefit Index, BBI*). Le *BBI* dépend de trois éléments. Les deux premiers sont établis par des écologues : l'*Habitat Services Score (HSS)*, qui mesure l'impact et la portée du cahier des charges proposé par l'agriculteur en termes de conservation de biodiversité, est révélé aux agriculteurs pour les guider ; le *Biodiversity Significance Score (BSS)*, qui mesure le potentiel et l'importance du site proposé à la conservation en termes de biodiversité, reste inconnu des agriculteurs de façon à limiter les comportements opportunistes. Le troisième est le montant *P* de la compensation demandée par l'agriculteur pour mettre en œuvre son programme. Ainsi, plus la valeur du *BBI = (BSS*HSS)/P* est élevée, plus la probabilité d'être sélectionné est grande.

2 – Plusieurs travaux soulignent que cette relation n'est pas simple et Costanza et Fisher (2007) ont proposé une analyse articulant plusieurs échelles auxquelles la relation peut prendre des formes différentes.

– une corrélation positive entre la biodiversité et le niveau moyen de services écosystémiques ;
– une corrélation positive entre la biodiversité et la stabilité de ces services[1].

Les services écosystémiques sont-ils un bien privé ou public ? La réponse est évidemment qu'il faut préciser de quel service il s'agit. Certains sont privés et même marchands, comme la location de ruches pour favoriser la pollinisation des vergers ou les banques de gènes utilisées par les industriels des semences, parfois « trans-appropriatifs » comme peuvent l'être les oiseaux migrateurs. D'autres sont des biens communs, comme la plupart des ressources halieutiques marines ou les paysages d'un parc national. La plupart sont mixtes, c'est-à-dire qu'ils associent dans la valeur d'un même actif bio-physique des dimensions privées, comme la propriété de la terre, à des aspects publics, comme les paysages, et plus généralement les valeurs de non-usage. On doit en outre préciser la notion de « public » :

– selon une dimension spatiale, bien que souvent peu « excludable », les avantages d'un paysage ne concernent que ceux qui peuvent le voir ;
– selon une dimension temporelle, les conservatoires d'espèces et de cultivars ou les banques de gènes ont certes une valeur actuelle, mais ils sont aussi une forme d'assurance pour les générations futures[2].

Les services écosystémiques ne sont donc des biens économiques que sous certaines conditions qui ne sont réalisées que dans certaines situations. On doit cependant souligner que cette propriété n'est essentielle que pour décentraliser leur gestion, comme biens privés gérés par l'échange ou comme biens publics régulés par des incitations publiques. Elle n'est *a priori* pas nécessaire pour l'évaluation. Dans la littérature économique, les services écosystémiques sont le plus souvent considérés comme des biens publics mixtes.

d. La question des biens publics mixtes

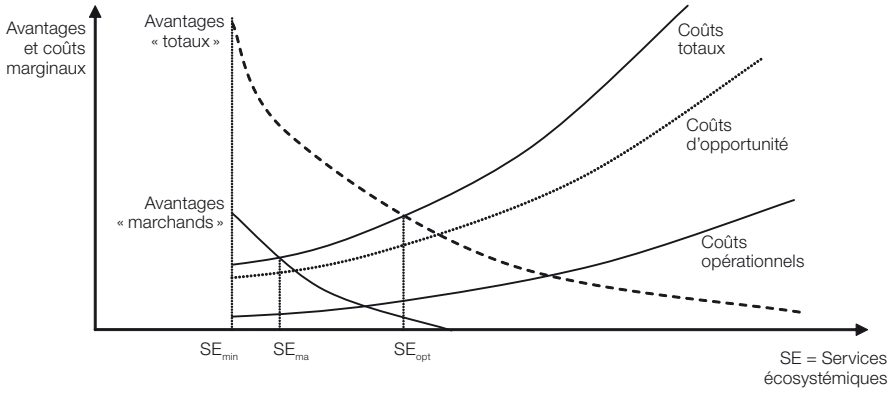
Les biens publics mixtes sont confrontés aux mêmes problèmes que les biens publics « purs » : le financement insuffisant de leur « production » par les mécanismes issus de la rationalité des agents et de leur expression sur les « marchés ». Du fait de leur lien avec le marché, il s'y ajoute une ambiguïté inhérente à leur dimension de biens privés.

À ce niveau, il faut introduire une distinction entre deux types de biens publics : ceux dont la production peut être efficacement réalisée de façon centralisée (la collectivité publique doit alors choisir de faire produire le bien par ses services ou de déléguer cette tâche à un agent privé par contrat) et ceux qui sont produits plus efficacement de façon décentralisée (la collectivité doit alors mettre en place des mécanismes incitant des agents privés à concourir à la production du bien public). L'appartenance à l'une ou l'autre catégorie est contingente des caractéristiques et des possibilités techniques, d'une part, et des formes d'organisation juridique et sociale, d'autre part.

1 – Cette seconde relation a fait l'objet d'un long débat (voir McCann, 2000) ; elle tend à considérer la biodiversité comme une assurance contre des chocs de productivité négatifs sur les écosystèmes (Loreau *et al.*, 2003).
2 – Comme cela a été mis en évidence, par exemple, par l'initiative norvégienne de stockage de copies de certaines collections de semences au Spitzberg.

La production des services écosystémiques et la biodiversité semblent devoir largement être rangées dans la seconde catégorie et c'est donc un problème de réglementation et d'incitations, financières et juridiques, qui se pose principalement à la puissance publique. Dans une vision plus restrictive de la biodiversité, selon laquelle il ne s'agit que d'une collection d'espèces ou de gènes, on pourrait imaginer de préserver la biodiversité en constituant des collections aussi complètes que possible et de les conserver avec un haut niveau de sécurité. C'est ce que font les industriels des semences pour un ensemble d'espèces végétales d'intérêt économique déjà constitué. Ce modèle pourrait sans doute être élargi à des domaines de la biodiversité aux enjeux moins reconnus, dans le cadre d'actions ou de services publics. Il ne semble pas réaliste d'imaginer de l'étendre à l'ensemble des éléments constitutifs de la biodiversité et de ses dynamiques qui restent liés à la préservation d'espaces qui, notamment en Europe et dans la plupart des économies avancées, sont appropriés privativement.

Figure 5-4 : Les coûts et avantages de la conservation de la biodiversité



Source : Pearce, 2007

La figure 5-4 propose une représentation stylisée de cette situation, faisant apparaître le décalage existant entre l'équilibre résultant de la confrontation, pas nécessairement sur des marchés mais dans le cadre d'institutions de régulation, entre les coûts et avantages directement perçus et la situation optimale qui prend en compte l'ensemble des avantages.

Le point SE_{min} symbolise l'idée qu'il existe une quantité minimale de services en dessous de laquelle l'équilibre et le fonctionnement de régulations à grande échelle seraient menacés. On retrouve l'idée que, pour de telles situations, l'analyse coût/avantages perdrait sa pertinence. Ce point de vue est largement consensuel, mais il faut souligner, avec D. Pearce (2007) et de nombreux autres analystes, le caractère crucial des problèmes d'information dont une conséquence est qu'il est très difficile en pratique de situer les conditions concrètes sur cette courbe stylisée. Nous ne savons donc pas à quelle distance de cette limite nous nous trouvons.

On distingue les avantages « marchands » liés aux services écosystémiques et à la biodiversité des avantages totaux qui renvoient à la fois à la dimension de bien public mais aussi aux imperfections des dispositifs d'appropriation et, plus

généralement, de contrôle. Du côté des « coûts », on sépare les coûts opérationnels, liés directement au financement d'actions de préservation, des coûts d'opportunité résultant du fait que ces actions conduisent – ou conduiraient, puisqu'on peut penser que beaucoup d'actions de ce type ne sont pas entreprises – à renoncer à utiliser les espaces ou les ressources correspondantes pour la production de biens et services utiles (mais ayant une contribution moindre au bien-être social bien compris).

Il apparaît ainsi clairement que le statut de bien public mixte conduit également à une sous-production *($SE_{ma} > SE_{opt}$)* et qu'une production socialement optimale passe par l'intégration dans les choix des avantages totaux liés aux services écosystémiques. Pour cela, il faut avoir une mesure des avantages non marchands dont la valeur sociale ne peut s'observer directement, qui sont l'objet de l'évaluation économique. Réciproquement, le coût économique réel de la conservation comprend *a priori* d'autres éléments que les dépenses explicitement consenties et doit en particulier intégrer le coût d'opportunité des moyens mobilisés dans cet objectif. Dans la mesure où les décisions de conservation qui vont au-delà de l'équilibre marchand – la plupart, donc – passent le plus souvent par une autorité publique, on peut penser que ces choix prennent prioritairement en compte les coûts qui affectent directement ou indirectement cette autorité, mais qui peuvent ne pas être aisément observables.

Ce constat nous amène à souligner une dernière difficulté, qui est que les avantages liés à la préservation de la biodiversité peuvent s'exprimer principalement à des niveaux très différents d'intégration sociale : local, régional, national, international, global. La biodiversité est ainsi qualifiée de bien public « multicouche » (au même titre que d'autres ressources en bien commun) pour signifier que sa valeur totale dépend *a priori* du niveau d'agrégation.

2.2. La notion de valeur économique totale

L'idée que la nature, en plus des ressources productives, est une source d'aménités, c'est-à-dire d'une utilité directe, est très ancienne dans l'analyse économique. Dans le cadre de la théorie welfariste, V. K. Smith (1987) définit comme valeur économique tout ce dont les agents peuvent retirer une utilité (quelles que soient les motivations) et qui est rare. Un cadre conceptuel a progressivement été élaboré de façon à prendre en compte, plus ou moins facilement, toutes les raisons pour lesquelles les hommes voient – ou devraient voir – des intérêts dans la nature, les écosystèmes et la biodiversité, dans un cadre intégrateur.

Dans le cas des services écosystémiques et de la biodiversité, l'importance d'élargir le cadre de l'évaluation a été soulignée très tôt, notamment dans le *Global Biodiversity Assessment* (Perrings, 1995) qui mettait en évidence que la valorisation de la biodiversité pour ses seules valeurs d'usage direct ne suffisait pas, à de rares exceptions près, à justifier des actions de conservation face aux bénéfices de la conversion des terres. Cette analyse a été confirmée depuis, par exemple, par les travaux de Simpson *et al.* (1996) sur les bénéfices espérés de la bioprospection.

La distinction entre valeurs marchandes et non marchandes a déjà été introduite, mais on doit souligner que le fait qu'un service semble être l'objet de transactions réelles n'implique pas que les prix reflètent les utilités marginales.

La conjonction n'est assurée que si les droits sont correctement définis et respectés, qu'il n'y a pas d'externalités résiduelles significatives, ni de « pouvoir de marché » (monopoles ou monopsones, notamment), ni de problèmes informationnels. On peut illustrer simplement ce problème parfois très complexe en remarquant qu'une large partie de la biodiversité ou des écosystèmes à l'origine de multiples services est située sur des terres privées dont l'appropriation est claire ; ce qui, à l'évidence, ne résout pas toutes les questions posées par la gestion sociale de ces actifs.

L'évaluation de la biodiversité est parfois présentée comme le coût de l'inaction (Heal, 2005 ; Braat et ten Brink, 2008). Sans sous-estimer les vertus pédagogiques d'une sémantique bien choisie, le coût de l'inaction n'est rien d'autre que la valeur de ce qu'on est en train de perdre, du fait de l'absence d'actions politiques appropriées[1], en ne changeant pas nos comportements individuels et collectifs. On peut seulement penser que, vis-à-vis de ceux à qui l'on s'adresse, présenter les avantages de la conservation comme les coûts de la non-conservation a pour effet de renforcer la perception psychologique des enjeux (c'est l'une des explications de la divergence entre CAR et CAP). C'est aussi une façon de mettre en évidence que, dans une perspective économique, la valeur sociale d'un actif ne peut *a priori* excéder son coût de remplacement[2].

Nous allons passer en revue les fondements conceptuels de la valeur des écosystèmes et de la biodiversité en explicitant le contenu des principales catégories retenues par la littérature économique. La liste et le contour de ces catégories varient parfois, selon les auteurs ou les situations. La présentation qui suit vise la clarté et la cohérence ; d'autres choix étaient possibles.

La valeur économique totale (VET) des écosystèmes (Pearce, 1993 ; Pearce et Moran, 1994) se décompose classiquement entre :

- les valeurs d'usage (« *use value* »), qui comprennent les avantages retirés par l'agent de la consommation des actifs et des pratiques liées aux actifs mais n'entraînant pas leur consommation (« *consumptive and non-consumptive uses* ») ;
- les valeurs de non-usage (« *non-use value* »), qui traduisent les avantages retirés par d'autres, pour autant que la fonction d'utilité de l'agent intègre des préférences éthiques ou altruistes.

La construction d'une valeur économique totale implique une forme d'agrégation de ces différentes valeurs. Perman *et al.* (2003) soulignent que l'on trouve plusieurs formulations, selon que la perspective est centrée sur les coûts environnementaux (CE) des projets ou, de façon symétrique, sur la valeur totale (VT) des actifs menacés :

CE = valeurs d'usage + valeurs d'existence + valeur d'option + valeur de quasi-option

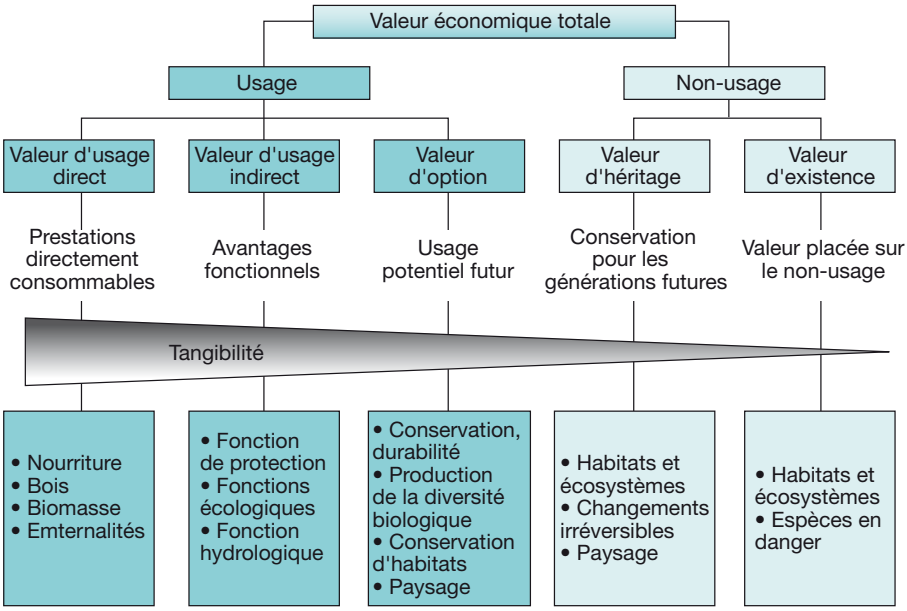
VT = valeurs d'usage (direct et indirect) + valeurs de non-usage (option, existence...)

Si l'absence de terminologie uniforme reflète l'existence d'approches différentes de la même question, elle traduit aussi les imprécisions d'un corps théorique

1 – Le constat de l'absence de politique appropriée n'implique pas de jugement sur la question de leur justification ou de leur opportunité. Il ne l'exclut pas non plus.
2 – La question est alors de s'assurer que les possibilités de remplacement couvrent effectivement l'ensemble des valeurs dont l'actif est le support.

encore en débat sur la liste et les limites des différentes sous-catégories. On peut en outre remarquer que les difficultés de mesure limitent les enjeux pratiques d'une standardisation.

Figure 5-5 : Les valeurs des services écosystémiques



Source : CAS, février 2008a

Peut-on sommer simplement les composantes de la valeur économique totale ? La question peut paraître superflue, la VET ayant précisément été développée de façon à obtenir une valeur plus large que les seules valeurs d'usage direct. Cependant, la notion de valeur totale reste controversée pour un ensemble de raisons conceptuelles et pratiques.

Les réticences fondamentales apparaissent liées à la persistance de certaines ambiguïtés : difficultés à cerner les enjeux et limites de l'anthropocentrisme ; confusion possible entre une valeur intrinsèque de la nature, indépendante des humains, et des mesures de variations de surplus liées à des pertes « marginales » d'actifs naturels ; différences de nature des composantes dont certaines sont très éloignées d'une option de choix de consommation ; réticences à sommer des avantages et des coûts sans référence à leur distribution sociale.

À ces inquiétudes s'ajoutent des raisons liées aux difficultés plus techniques : les risques de doubles comptes ou la valorisation simultanée d'usages ou de services socialement ou techniquement incompatibles ; la difficulté éventuelle du choix de la situation de référence (un monde sans êtres humains ? La situation qui prévalait une ou plusieurs générations plus tôt ?) ; la faible robustesse des mesures dans le temps et l'espace (et même entre deux échantillons) ; mais sans doute aussi le constat d'erreurs ou de maladresses qui ont décrédibilisé certaines évaluations existantes.

Fromm (2000) note en outre que les éléments à prendre en compte dans la valeur économique totale tendent à se multiplier (valeur contributive, valeur inhérente, valeur indirecte, valeur d'infrastructure, etc.) et que ces catégories renvoient à des niveaux distincts de la biodiversité et, surtout, à des relations de complémentarité spécifiques entre espèces, ou entre certains éléments des structures ou des fonctions écologiques et le bien-être humain. L'existence de ces relations a de multiples implications sur la VET lorsque les actifs évoluent et donc des conséquences sur la façon de les prendre en compte dans les décisions.

Les différentes composantes de la VET, ainsi que les difficultés qu'elles peuvent soulever, méritent cependant d'être précisées, car la pratique des travaux d'études et de recherche montre une réalité moins simple que ce que la figure 5-5 propose de synthétiser.

2.3. Les valeurs d'usage certain : la biodiversité comme source de biens et services

On distingue classiquement les usages directs, pour lesquels des comportements sont observables et les services parfois marchands (comme l'écotourisme, mais de façon indirecte, la chasse récréative implique des budgets marchands importants), et les usages indirects qui correspondent aux avantages retirés de fonctions de régulations et de support réalisées par des écosystèmes plus ou moins biodivers et dont les agents bénéficient sans être en interaction avec eux et, souvent, sans en avoir une conscience claire… tant que ces services ne sont pas menacés ou détruits[1].

a. Les valeurs d'usage direct

Elles correspondent, sans que les frontières soient toujours bien définies, à trois groupes principaux :

- les usages de consommation directe, pour l'alimentation, la biomasse-énergie, les plantes médicinales ;
- les usages productifs, comme ressources industrielles (dont pharmaceutique), source d'énergie, matériaux de construction ;
- les usages n'impliquant pas la consommation, comme les usages récréatifs ou esthétiques, le tourisme, les sciences et l'éducation.

La distinction principale est ici entre les biens et services qui « consomment » les écosystèmes ou modifient leur diversité et ceux qui en tirent avantage sans leur porter atteinte. La frontière n'est pas aussi simple que pourrait le laisser supposer la liste, car un prélèvement raisonné de fruits ou de bois peut laisser l'écosystème se maintenir durablement en quantité et en qualité ; alors qu'un usage récréatif trop intense peut aboutir à son appauvrissement, sa dégradation ou sa destruction.

1 – Green *et al.* (1994) distinguent des valeurs primaires et secondaires pour une typologie assez voisine.

b. Les valeurs d'usage indirect

Elles traduisent des avantages liés au maintien d'écosystèmes qui fournissent des services n'impliquant pas d'interaction directe comme :

- les services contribuant à la productivité des agrosystèmes ;
- la régulation locale des climats ;
- l'entretien de la fertilité des sols ;
- le contrôle du ruissellement et des flux hydriques ;
- l'épuration des eaux ou de l'atmosphère ;
- la fixation et le stockage du carbone, etc.

L'existence d'une relation entre diversité et productivité des écosystèmes est mise en évidence par de multiples travaux (Tilman, 1999 ; Tilman *et al.*, 2005). Les analyses économiques ont mis en avant qu'une plus grande diversité accroît la probabilité de contenir des individus ou espèces aptes à tirer parti des circonstances, et qu'une plus grande diversité est liée à une plus faible variance de la productivité des écosystèmes (« effet de portefeuille »). Cet argument suppose une indépendance des espèces présentes (la biodiversité comme bibliothèque) alors que les espèces présentes dans un même écosystème sont au contraire très interdépendantes ; mais cette interdépendance reflète aussi l'existence de complémentarités qui pourraient accentuer cet effet.

La deuxième partie de l'expertise de l'INRA sur les relations entre agriculture et biodiversité (Leroux *et al.,* 2009) a recensé et analysé les différentes voies par lesquelles une plus grande diversité des écosystèmes, cultivés ou sauvages, pouvait contribuer à produire des services pour l'agriculture. L'exercice apparaît délicat car les travaux ne sont pas si nombreux à montrer clairement une relation positive claire entre biodiversité et productivité agricole, et une part significative de la modernisation de l'agriculture après la Seconde Guerre mondiale a précisément consisté à s'affranchir de ces services qui comportaient aussi des « dyservices » comme cela a encore été rappelé récemment (Zhang *et al.*, 2007).

Il faut souligner que ces valeurs ne correspondent pas seulement ni nécessairement à des usages effectifs actuels. Elles concernent également des usages futurs. Les valeurs d'usage à retenir pour l'évaluation des services écosystémiques correspondent donc à des valeurs actualisées sur l'ensemble de la période considérée qui peut être indéfinie. Une question d'une grande importance pratique concerne l'existence d'incertitudes[1] sur les usages futurs (c'est en général le cas). Les valeurs d'usages peuvent intégrer cette incertitude, par exemple en définissant une distribution de probabilité sur différents scénarios[2]. Mais l'existence d'incertitude a des effets spécifiques sur la comparaison des options alternatives.

1 – Les économistes distinguent les situations « risquées », sur lesquelles ils peuvent définir des probabilités, des situations « incertaines » pour lesquelles on ne peut pas en attribuer. Le mot « incertitude » est utilisé ici dans un sens générique d'absence de certitude.
2 – On peut même prendre en compte l'existence d'une aversion au risque des agents en calculant des équivalents certains sous-évaluant les scénarios qui entraînent un accroissement des risques.

2.4. Les valeurs d'usage en incertitude : la biodiversité comme assurance

L'incertitude qui affecte souvent la disponibilité des actifs naturels peut modifier la façon d'appréhender les avantages retirés par les agents. La littérature sur l'analyse coût/avantages a montré qu'en présence d'incertitude plusieurs concepts pouvaient mesurer la variation des avantages dont les agents bénéficient. Quelle est la mesure correcte des valeurs d'usage en incertitude ? Meier et Randall (1991) ont montré que le choix dépendait de la façon dont le contexte institutionnel permettait aux agents d'utiliser des dispositifs d'assurance et de compensation. La question est assez technique et il suffira de retenir ici que si un système équitable d'assurance existe, alors l'espérance de surplus ou le prix d'option peuvent être utilisés. Il existe cependant des situations non assurables au sens habituel car les choix du présent modifient l'espace des choix futurs.

a. Maintenir les options futures de choix

Indépendamment d'un usage actuel ou futur, un actif, naturel ou pas[1], peut avoir une **valeur d'option** qui se traduit par un surcroît de valeur attribué aux options qui ne diminuent pas les possibilités futures de choix ; ce qui peut permettre aux agents d'améliorer leur situation future, notamment en tirant parti d'une amélioration de leur information. Ce concept, aujourd'hui courant en finance, a été proposé par Weisbrod (1964) comme argument en faveur d'un financement public de la protection des espaces naturels aux États-Unis. La valeur d'option a fait l'objet d'intenses débats dans les années 1970, l'un des points sensibles était de comprendre les conditions qui déterminent son signe positif ou négatif. Les valeurs d'option ne doivent pas être confondues avec des valeurs d'usage futurs incertains, même pondérées par un facteur d'aversion au risque.

On distingue aujourd'hui deux valeurs d'option, selon que l'incertitude porte sur le comportement futur (le décideur ne sait pas, au moment présent, s'il consommera le bien) ou sur l'utilité qui sera effectivement retirée de son usage dans un contexte d'information croissante et de choix entre des options plus ou moins réversibles (Arrow et Fisher, 1974 ; Henry, 1974). Le second cas (valeur de quasi-option ou valeur d'option dynamique) est le plus intéressant ici, car il traduit bien les situations dans lesquelles il s'agit de décider de la destruction d'un habitat ou de l'accroissement des menaces pesant sur une espèce (probabilité d'extinction) dans un contexte où ses possibilités d'usages futurs sont imparfaitement mais de mieux en mieux connues (elle est parfois interprétée comme une mesure de la valeur de l'amélioration anticipée de l'information ; Hanemann, 1989).

Cet intérêt doit cependant être relativisé car, pour mesurer une valeur de quasi-option, il faudrait disposer d'une description complète des scénarios liés à

1 – La théorie des options réelles est aujourd'hui à la base de l'évaluation des actifs financiers et de l'analyse économique des choix d'investissement.

chaque option et d'une évaluation de l'ensemble de leurs conséquences[1]. Cette exigence est évidemment irréaliste et, en pratique, la valeur de quasi-option ne peut être calculée que dans le cadre d'hypothèses restrictives. Bosetti *et al.* (2004) ont ainsi étudié la question de l'allocation des terres et des choix d'investissement relatifs à des terres partiellement dégradées entre (1) remédiation et retour à un état plus naturel et (2) développement irréversible. Ils ont pu calculer la valeur d'option à attribuer à l'option flexible, dans une situation concrète relative à la cité de Ginostra sur l'île de Stromboli (Italie).

Kassar et Lasserre (2004) ont formalisé la biodiversité dans un cadre d'options réelles où les ressources sont substituables (approche de portefeuille financier). Comment optimiser les décisions de conservation quand toute perte de biodiversité est irréversible et que les valeurs futures sont incertaines ? Ils montrent que la substituabilité, normalement considérée comme réduisant la valeur d'une espèce, est en fait source de valeur[2]. Ce type d'approche peut cependant être critiqué au motif qu'il présente la biodiversité comme une collection d'espèces indépendantes, alors que les représentations modernes insistent plutôt sur l'importance des interactions.

b. La diversité comme assurance

De nouvelles maladies humaines ou des ravageurs des cultures peuvent apparaître ou prendre de l'ampleur, et une plus grande biodiversité accroît les chances de trouver la molécule ou le mécanisme qui permettrait de se défendre plus efficacement. Dans ce sens, la valeur d'option de la biodiversité peut être interprétée comme une prime d'assurance que les agents consentiraient à payer pour diminuer les conséquences possibles de la réalisation de risques potentiels (Perrings, 1995b). Loreau *et al.* (2003) ont mis en évidence cette fonction d'assurance au niveau spatial.

Baumgärtner et Quaas (2005) ont distingué la valeur assurantielle publique et privée de la conservation de la biodiversité, car les incitations pesant sur les gestionnaires (notamment agricoles) en sont directement affectées. Baumgärtner (2007) a proposé une mesure de la valeur assurantielle de la biodiversité pour la production de services écosystémiques. Baumgärtner et Quaas (2007) ont montré dans le cadre d'un modèle d'économie écologique que le maintien d'une plus grande agro-biodiversité était équivalent à un mécanisme d'assurance.

1 – L'existence de cette limitation a notamment été soulignée par C. Henry lors de la conférence de P. Sukhdev à Paris (IDDRI-EHESS, 25 novembre 2008). Une illustration de ce type d'enjeux dans le cas de la biodiversité a été proposée par le film d'Hubert Sauper, *Le cauchemar de Darwin*, sur les conséquences de l'introduction de la perche du Nil dans le lac Victoria. Pour une perspective plus large, on pourra lire l'ouvrage de J. Diamond (2000) sur l'origine des inégalités entre les sociétés qui montre comment, à l'aube du néolithique, la possibilité de domestication des espèces locales a été un facteur déterminant du passage à l'agriculture qui, en favorisant la possibilité de nourrir des populations denses et la production d'un surplus alimentaire permettant la division du travail, a joué un rôle déterminant dans l'évolution des sociétés et leurs rapports de force, et donc sur l'histoire de l'humanité.

2 – La valeur marginale est décroissante dans le nombre d'espèces mais croissante et convexe dans la valeur de l'espèce marginale. Pour un modèle homogène à deux espèces, Kassar et Lasserre montrent que la volatilité est un facteur d'augmentation de la valeur de la biodiversité, tandis que la corrélation réduit tant la valeur totale que la valeur marginale des espèces.

2.5. Les valeurs de non-usage : la biodiversité comme patrimoine

L'interprétation des valeurs d'existence a sensiblement évolué depuis leur introduction par J. V. Krutilla (1967). Il s'agissait originellement de la prise en compte dans l'utilité des agents d'un consentement à payer (ou de renoncer à des avantages) pour maintenir l'existence de certains actifs naturels sans souci d'un usage présent, futur ou potentiel (d'où l'appellation « d'usage passif »). La dimension d'altruisme envers les espèces non humaines ou la Nature en général s'est ensuite affirmée, s'appuyant sur des motivations éthiques ou religieuses. Dans cette évolution, on peut percevoir l'idée que les agents reprennent à leur compte (dans leurs motivations ou leur bien-être) les valeurs éthiques qui paraissaient ne pas pouvoir être intégrées dans un cadre anthropocentrique. Cette idée se retrouve plus ou moins clairement dans la notion de « *stewardship* », c'est-à-dire dans une éthique où le sujet constate que c'est l'Homme qui nomme, et qu'*in fine*, il ne peut s'affranchir de sa responsabilité. Il est donc essentiel de s'assurer que les motivations qui les sous-tendent, quelle que soit leur nature, seront effectivement prises en compte dans les choix collectifs.

a. Des valeurs altruistes

Parmi les valeurs de non-usage ou d'usage passif, la littérature distingue finalement trois formes d'altruisme[1] ou, plutôt, de sujets sur lesquels il s'exerce :

- l'altruisme envers nos contemporains, qui fait que nous valorisons la préservation d'écosystèmes au motif que d'autres en tirent un bénéfice ; c'est la notion de valeur d'usage par procuration (« *vicarious use value* ») ;
- l'altruisme envers nos descendants ou, plus généralement, les générations futures à qui nous espérons léguer des écosystèmes fonctionnels et utilisables (« *bequest value* ») ;
- l'altruisme envers les espèces non humaines auxquelles nous pouvons reconnaître une certaine forme de droit moral à exister (« *existence value* » au sens strict, parfois confondue avec la « valeur intrinsèque » qui relève plutôt d'une perspective non anthropocentrique[2]).

On reste ici dans une perspective où les agents ont des préférences qui conditionnent leur bien-être, mais ces préférences sont plus complexes et intègrent des considérations éthiques. Cette approche rencontre cependant une difficulté pratique pour agréger des valeurs de non-usage : quelle population de référence ? Dans leur étude de la valeur des forêts écossaises et britanniques, Willis *et al.* (2003), tout en mêlant des valeurs d'usage potentiel et des valeurs plus altruistes, affrontent cette difficulté. Ils aboutissent, non sans humour, au fait que si l'on décide (arbitrairement) de sommer les valeurs sans usage effectif sur l'ensemble de la population nationale, les forêts britanniques se voient automatiquement attribuer une valeur beaucoup plus importante que les écossaises, du seul fait de la différence de population de ces deux entités politiques (et sans doute de façon peu sensible à l'intérêt réel que portent ces deux populations à leurs « forêts nationales »).

1 – Cette utilité peut traduire la satisfaction, pour des motifs éthiques, spirituels ou religieux, de laisser une biodiversité plus riche aux futures générations, ou pour des espèces non humaines.
2 – Dans une perspective bio- ou éco-centrique, les valeurs intrinsèques ne peuvent être l'objet d'une évaluation. Elles peuvent être sous-jacentes à une logique de « tout ou rien », peu pertinente pour guider des choix pratiques.

Cependant, les valeurs de non-usage peuvent avoir une importance prépondérante dans les consentements à payer (CAP) recueillis. Quelques études ont explicitement abordé la question. Stevens *et al.* (1991) ont demandé aux personnes questionnées de répartir leur CAP entre les différents types de valeurs. Ils ont obtenu comme réponse : 7 % pour les valeurs d'usage et d'option, 44 % en valeur de legs et 48 % en valeur d'existence. McConnell (1997) reprend les résultats d'une étude d'évaluation contingente réalisée en 1993 sur le marsouin, qui met en évidence qu'une part significative des individus est altruiste : leur consentement à payer est plus élevé s'ils savent que d'autres personnes pourront bénéficier d'une observation des marsouins.

b. L'engagement citoyen est-il une valeur économique ?

Dans un article controversé, Kahneman et Knetsch (1992) ont avancé que les individus cherchaient simplement une satisfaction morale en déclarant des CAP pour les valeurs de non-usage. Ce résultat a été contesté, notamment par Smith (1992) qui lui oppose que les économistes n'ont pas accès à la « vraie valeur » des actifs et que la validité d'un résultat ne pourrait être discutée que si un résultat significativement différent était obtenu par un autre moyen. Cependant, l'idée que les valeurs de non-usage ne sont pas des valeurs économiques se retrouve chez Opaluch et Grigalunas (1992) qui évoquent des choix d'éthique et de loyauté, Diamond et Hausman (1993) des dons charitables, et Common *et al.* (1997) ou Sagoff (2004) des comportements citoyens. Il existe donc tout un courant de littérature qui remet en cause la nature économique des valeurs de non-usage (ou, du moins, des mesures qui en sont faites et qui ne sont pas cohérentes avec la théorie économique de la valeur), conduisant même certains auteurs[1] à suggérer qu'elles ne soient pas prises en compte dans les évaluations ou, du moins, qu'elles le soient avec discernement (voir Arrow *et al.*, 1993).

Spash *et al.* (2009) ont analysé les motifs sous-jacents au consentement à payer pour l'amélioration de la biodiversité dans un hydro-système. Leur étude montre que les variables économiques classiques sont largement moins explicatives que les variables socio-psychologiques ou philosophiques des réponses obtenues dans une évaluation contingente. Leur conclusion est que des approches alternatives de la mesure de ces valeurs plurielles doivent être mises en œuvre pour apprécier la validité et la signification des résultats. Les auteurs renvoient ainsi à des approches mixtes faisant une large part à la dimension délibérative.

La prise en compte d'une valorisation de la biodiversité et des services écosystémiques plus large que les seules valeurs d'usage direct apparaît donc déterminante mais doit faire l'objet d'une appréciation différenciée :

- **les usages indirects constituent une large partie des services écosystémiques ; l'absence d'interaction directe implique des approches spécifiques, mais leur prise en compte apparaît nécessaire et possible ;**
- **les valeurs d'option peuvent constituer une motivation importante pour préserver la nature mais on doit s'attendre à ce que leur mesure soit imprécise, contingente d'hypothèse restrictive et, sans doute, sous-évaluée ;**

1 – Pour ces auteurs, l'utilité doit être basée sur les seules motivations égoïstes. Ainsi, Diamond et Hausman (1993) considèrent que « *benefit-cost analyses and compensatory damage assessments should not take into account ethical values: instead they should be based only on self-interested (economic) preferences* ».

– **les valeurs de non-usage ne font pas l'objet d'un consensus parmi les économistes ; ce qui pourrait avoir pour conséquence que leur prise en charge, parfois nécessaire et légitime, ne peut entièrement reposer sur des méthodes économiques et donc impliquer le recours à des modes de traitement spécifiques.**

On doit aborder maintenant la dimension temporelle de l'évaluation et en particulier les questions de l'actualisation et de l'incertitude.

2.6. La prise en compte du temps et de l'incertitude

Les conséquences des choix faits à un moment donné ne sont pas toutes immédiates. En matière d'environnement et en particulier de services écosystémiques, certains effets peuvent même être très éloignés dans le futur. Cette évidence a une double conséquence sur l'évaluation :

– d'une part, les coûts et les avantages liés à ces conséquences lointaines tendent à voir leur poids minoré dans les décisions ;
– d'autre part, la réalisation future des conséquences peut être incertaine, porteuse de surprises potentielles ou de controverses.

a. Le choix d'un facteur d'actualisation

L'actualisation est la méthode qui permet de ramener sur une même base des flux de valeurs non directement comparables qui se produisent à des dates différentes. Cela permet de comparer des projets qui n'ont pas le même profil temporel de coûts et avantages sur la base de leur « valeur actuelle nette » (« *net present value* »), qui est la somme des avantages et des coûts de chaque période ramenés au moment de la décision en les multipliant par un « facteur d'actualisation ». Ce facteur $F(t)$ peut être considéré comme le produit de facteurs annuels, généralement exprimés par un taux annuel ai ou a si on le suppose constant[1] : $F(t) = \Pi[1/(1+ai)]$.

L'actualisation traduit *a priori* deux phénomènes : la préférence des agents pour le présent (impatience) et l'anticipation d'une moindre utilité marginale future de la monnaie liée à la croissance des revenus[2]. Si l'actualisation reflète des phénomènes observables (les agents préfèrent vraiment le présent pour la plupart de leurs choix concrets, les banques ne prêtent *a priori* du capital que moyennant un taux d'intérêt réel[3] positif, etc.), elle est parfois critiquée au plan éthique, car la dépréciation des enjeux futurs tend à écraser le long terme ; ce qui peut conduire à négliger certaines conséquences graves mais éloignées. L'actualisation apparaît, ainsi, peu compatible avec une perspective d'équité entre les générations.

La prise en compte des préférences des générations futures est une question délicate, conditionnée par de multiples hypothèses quant à l'état du monde

1 – Exprimer l'actualisation par un taux annuel (qui a la dimension d'un taux d'intérêt réel, c'est-à-dire diminué de l'inflation qui est la perte de valeur de la monnaie) facilite la perception et les discussions présidant à son choix et à son utilisation.
2 – Le choix du taux d'actualisation public (il existe *a priori* autant de taux d'actualisation privés que de centres de décision ; le taux d'intérêt réel sur un marché financier parfait refléterait *a priori* le taux d'actualisation social) reflète une prospective de la croissance économique future.
3 – Le taux réel est obtenu en soustrayant le taux d'inflation au taux nominal.

(ici, des écosystèmes), des technologies (des destructions qui paraissent aujourd'hui irréversibles ne le seront peut-être plus dans le futur, des ressources essentielles pourraient devenir substituables… ou le contraire) et des modes de vie (à quoi nos descendants attacheront-ils le plus de valeur ?). Une alternative, sous-jacente à de nombreuses réflexions sur le développement durable est qu'un traitement équitable consiste à préserver la liberté de choix en évitant de détruire irréversiblement les options alternatives.

Pourrait-on renoncer à l'actualisation ? Ne pas actualiser éviterait de favoriser une période par rapport aux autres mais rendrait plus difficile la comparaison des différentes options[1]. Il existe cependant toute une littérature sur cette question dont on peut mentionner quelques éléments :

- la « règle d'or » des théories de la croissance (Solow, 1956) consiste à privilégier l'option qui maximise le niveau d'utilité à très long terme ;
- le critère de dominance à long terme (« *overtaking* ») est une variante consistant à retenir la trajectoire qui permet la réalisation de la somme des utilités la plus forte au-delà de toute date postérieure à une date *T* ;
- le critère du *maximin* (critère de Rawls) préconise de privilégier la trajectoire qui offre le maximum de bien-être à la génération la plus défavorisée ;
- le critère de Chichilnisky (1996) traduit un impératif de soutenabilité défini par le respect de certains axiomes (en particulier, éviter la dictature du présent et la dictature du futur) qui conduit à maximiser une combinaison convexe de l'utilité actualisée et du niveau d'utilité à très long terme.

Ces différentes approches sont contingentes de la représentation des évolutions à très long terme et elles n'ont pas (encore) de traductions pratiques aussi souples que celles attachées à l'actualisation. En pratique, une meilleure prise en compte du long terme peut passer par le choix d'un taux d'actualisation très bas[2].

La *Stern Review* sur le changement climatique a fait le choix d'une « impatience » très faible (0,1 % par an), une aversion pour le risque faible (= 1), une croissance de la consommation mondiale par tête de 1,3 %, d'où un taux d'actualisation de 1,4 % par an, sensiblement inférieur aux préconisations de tous les travaux de référence. N. Stern justifie son choix comme étant « prescriptif (= tutélaire) » et non pas « descriptif » (taux d'intérêt réel à long terme des marchés) ; la prise en compte des inégalités conduirait à le réduire encore davantage (théorème d'Atkinson). Ces choix on fait l'objet d'appréciations contradictoires auxquelles le lecteur est renvoyé (Godard, 2008 ; Heal, 2008 ; Weitzmann, 2007).

Pour le très long terme, les économistes de l'environnement tendent à privilégier une « actualisation hyperbolique » (le taux annuel d'actualisation décroît en raison inverse de l'éloignement de l'horizon temporel), bien que cette pratique puisse conduire à des incohérences temporelles[3]. Plusieurs études empiriques ont

1 – Par exemple, lorsque les bénéfices sont non limités dans le temps, les utilités totales de tous les scénarios deviennent infinies, de même que la valeur des biens durables, comme les services écosystémiques qu'il conviendrait donc de préserver « à tout prix »… Mais plusieurs objectifs incompatibles se verraient ainsi attribuer des valeurs infinies dont la comparaison devient plus délicate.
2 – On peut noter que les taux d'intérêt réels à long terme des institutions financières, qui sont inévitablement comparés au taux d'actualisation, bien qu'ils ne soient pas vraiment équivalents, sont fréquemment très bas et tout particulièrement dans la période actuelle de crise financière.
3 – Le classement de deux options de choix ayant des profils temporels différents peut changer lorsqu'on se déplace dans le temps puisque la valeur des facteurs d'actualisation de chaque période varie.

montré que cette technique reflétait assez bien le raisonnement implicitement utilisé par les agents (voir, par exemple, l'ouvrage édité par Portney et Weyant, 1999, notamment les contributions de K. J. Arrow et M. Weitzman).

Ce principe a été retenu dans le rapport Lebègue sur le « prix du temps » qui préconise de retenir un taux de 4 % par an pour les 30 premières années puis de l'abaisser progressivement selon la formule $r_t = (1{,}04^{30} \cdot 1{,}02^{t-30})^{1/t} - 1$ au-delà de la 30e année, pour atteindre environ 3 % à un horizon de 60 ans et converger vers 2 % à très long terme[1].

On doit enfin souligner que l'actualisation concerne l'utilité (et pas le monde matériel) : elle s'applique donc à des prix ou leurs équivalents issus de méthodes d'évaluation. Concernant un futur un peu éloigné, il est légitime et même nécessaire de considérer une évolution différenciée des prix relatifs : le prix des biens manufacturés pourrait baisser du fait des progrès techniques, les actifs naturels devraient se renchérir (Krutilla et Fisher, 1975) du fait de leur raréfaction (et certains services liés à la biodiversité sont vraisemblablement des « biens supérieurs » dont l'élasticité-revenu est supérieure à l'unité[2]). Mais l'évolution technique peut aussi avoir pour effet de rendre certains services écosystémiques plus aisément substituables.

Dans le rapport sur *La valeur tutélaire du carbone* (CAS, 2008b), le prix relatif du carbone a été considéré croissant comme le taux d'actualisation (application nuancée de la « règle de Hotelling »[3]) jusqu'en 2050 ; ce qui signifie que son prix actualisé à la date d'aujourd'hui (2008) est constant. Ensuite, du fait du caractère épuisable des hydrocarbures, dans le cadre d'un calcul coût/efficacité, il y a une période de décroissance du prix relatif du carbone, puis une période où il serait nul. La perspective est donc sensiblement différente mais attire notre attention sur le traitement à accorder au caractère épuisable de la biodiversité.

On peut retenir le principe d'appliquer aux questions de biodiversité et aux services écosystémiques le facteur d'actualisation utilisé de façon générale pour les choix publics, en s'efforçant de choisir l'évolution des prix relatifs de façon transparente et pertinente. Par exemple, un taux de 4 % par an, appliqué à des prix relatifs en croissance de 1 % par an, sur les 30 premières années, puis décroissant en suivant les préconisations du rapport Lebègue[4].

1 – Weitzman (1999) suggérait des taux comparables, mais en prolongeant la diminution jusqu'à 0 % au-delà de 300 ans, considérant que les agents sont indifférents à la date de survenance des événements pour des horizons très éloignés. Pour l'évaluation des projets routiers, par simplification, les services de l'équipement prennent un taux de 4 %, puis 3,5 % entre 30 et 50 ans après le début des travaux et 3 % au-delà de 50 ans.

2 – La question de l'élasticité-revenu de la demande d'environnement fait l'objet d'un débat ancien dont l'idée sous-jacente a longtemps été de considérer que l'environnement était un « bien supérieur » dont l'élasticité-revenu de la demande est supérieure à l'unité (voir Martinez-Alier, 1995). Cette question se retrouve dans le débat plus large de l'existence éventuelle d'une courbe de Kuznets pour l'environnement. Une méta-analyse empirique récente (Jacobsen et Hanley, 2009) valide l'idée d'une sensibilité positive au revenu du consentement à payer pour la biodiversité, mais avec une élasticité inférieure à l'unité.

3 – Issue de l'analyse théorique de la tarification des ressources épuisables dans un modèle de croissance optimale, la « règle de Hotelling » préconise de faire évoluer leur prix au rythme du taux d'actualisation en partant du prix d'équilibre ; ce qui revient à faire apparaître des prix constants dans une évaluation intertemporelle.

4 – En pratique, une valeur actualisée sur un horizon infini en suivant cette règle est égale à la valeur des services de l'année courante multipliée par 41,5.

La principale difficulté serait dès lors liée à la représentation de l'avenir en s'efforçant de décrire de façon pertinente les situations irréversibles et les pertes de résilience.

b. Résilience et irréversibilités

Les conséquences de la destruction ou de la dégradation d'un écosystème sont difficiles à prévoir ; l'équilibre et l'évolution des écosystèmes sont dépendants de multiples facteurs externes et internes dont l'interaction aboutit à des dynamiques dites non linéaires. L'évaluation doit faire un choix qui revient soit à calculer un équivalent certain (incluant des mesures probabilistes et, éventuellement, une aversion au risque, c'est-à-dire une minoration de l'espérance d'utilité traduisant le fait que les agents préfèrent des résultats certains)[1] ; soit à opter pour une démarche de scénarios prospectifs représentant chacun un jeu d'hypothèses (comme dans le *Millennium Assessment*).

La question de l'actualisation, pour délicate qu'elle soit, ne doit donc pas dissimuler les incertitudes relatives aux scénarios d'évolution de la biodiversité et des services écosystémiques (Polasky *et al.*, 1993 ; Perrings, 1995 ; Weitzman, 1998, etc.) : la connaissance de la dynamique des écosystèmes menacés par un projet n'est généralement ni complète ni parfaite. Autrement dit, l'évaluation de l'impact d'un projet sur la biodiversité et les services écosystémiques pose, d'une part, des problèmes conceptuels relatifs à la compréhension des dynamiques écologiques et de leur relation avec les services rendus ; d'autre part, des questions d'information sur la situation des écosystèmes et la façon dont ils seront impactés par les projets. Le choix des équivalent-prix à retenir pour évaluer les conséquences d'un projet est donc contingent de la pertinence des hypothèses retenues par l'évaluateur et de la qualité des informations dont il dispose.

La dégradation des écosystèmes est fréquemment exprimée par les économistes en termes de pertes irréversibles, interprétées comme des pertes d'options futures de choix, et elle est traduite, on l'a vu, par l'ajout d'une valeur d'option. Tilman *et al.* (1994) ont introduit la notion de « dette d'extinction » définie comme les coûts écologiques futurs de la destruction d'un habitat, en termes de pertes (retardées) de diversité spécifique. Leroux *et al.* (2008) ont montré que la prise en compte de l'effet d'une « dette d'extinction » conduisait à définir une valeur d'option augmentée pour les choix qui évitent ces effets.

Cette démarche paraît bien traduire les enjeux d'une décision isolée mais il n'est pas sûr qu'elle suffise pour traiter les conséquences d'une diminution progressive de la biodiversité. En effet, si l'épuisement est une perspective envisageable pour une ressource comme le pétrole ou le charbon[2], il ne semble pas possible d'imaginer l'avenir de l'humanité sans écosystèmes plus ou moins bio-divers.

1 – Si la pratique a parfois légitimé l'utilisation de taux d'actualisation majorés pour tenir compte de la croissance des risques (mêlant actualisation et aversion au risque de type Arrow-Pratt), les théories modernes de l'actualisation (voir notamment les travaux de C. Gollier) tendent au contraire à considérer que l'incertitude croissante sur l'augmentation des revenus a pour effet dominant de limiter la baisse de l'utilité marginale de la monnaie et doit donc se traduire par une diminution dans le temps du taux d'actualisation. C'est l'une des justifications théoriques d'une actualisation hyperbolique.

2 – Dans la mesure où des substituts existent, leur épuisement a seulement pour conséquence de nous obliger à imaginer un développement économique « *carbon-free* ».

La question semble donc devoir être décomposée selon trois situations hypothétiques qui nous renvoient à la discussion sur le caractère substituable de la biodiversité :

- pertes irréversibles d'éléments de services écosystémiques techniquement substituables ;
- pertes d'éléments irremplaçables de biodiversité mais dont les conséquences imaginables ne menacent pas la survie de nos sociétés ;
- pertes d'éléments indispensables de biodiversité dont les conséquences, imprévisibles, mettent en jeu la survie de nos sociétés telles que nous les connaissons, voire l'avenir de l'humanité.

La caractérisation de ces situations dans la réalité soulève de multiples difficultés, mais on peut ici discuter, au plan de l'analyse économique, de la façon dont elles devraient être traitées. Le premier cas ne soulève apparemment pas de difficulté particulière, sauf à préciser l'évolution des prix relatifs d'écosystèmes se raréfiant et la perte éventuelle de valeurs d'option[1]. Le deuxième est plus délicat et correspond probablement aux conditions d'application de la « règle de Hotelling » (évolution des prix au rythme du taux d'actualisation, impliquant une valeur actualisée potentiellement considérable si les conséquences de la perte continuent à se faire sentir indéfiniment). Le troisième cas tend à disqualifier l'évaluation économique dans sa perspective coût/avantages (les coûts étant infinis, les pertes doivent être évitées « à tout prix »), la perspective coût/efficacité pouvant être utilisée pour choisir le moindre coût parmi les alternatives.

Ceci étant précisé, il faut, pour les cas « ordinaires » où la valeur économique est un élément de choix privilégié, s'assurer que la valeur prise en compte traduit bien les enjeux. C. Perrings (1995, 1998) souligne que les principales conséquences, liées à une perte de biodiversité, pourraient résider dans les pertes de résilience. Mais Hanley (1998) a mis en évidence les difficultés, voire l'impossibilité, de prendre en compte les effets en termes de résilience dans le cadre d'une évaluation économique, car on ne sait généralement pas les caractériser de façon pertinente. Il importe donc que le décideur s'assure de la qualité de l'information dont il dispose sur les conséquences de ses choix sur la structure des écosystèmes et leur fonctionnement. M. Sagoff (2008) souligne ainsi que, dans bien des cas, les services écologiques mettent en jeu des indivisibilités qui s'accordent mal avec une analyse incrémentale, « à la marge » : la valeur économique attribuée aux unités de certains services pourrait bien être très faible avec raison, tant qu'on est loin d'un basculement. Les notions de seuil (« *threshold effect* ») et de non-linéarité des systèmes écologiques (Brock et Xepapadeas, 2003) apparaissent donc déterminantes pour évaluer les effets d'un choix qui affecte la structure ou le fonctionnement des écosystèmes, et dont les conséquences dépendent également de la capacité d'adaptation des populations concernées (Carpenter et Brock, 2008).

1 – La fixation d'un objectif politique, comme la stabilisation du niveau de biodiversité en 2010, crée une référence de rareté. On pourrait alors utiliser une version amoindrie de la règle de Hotelling (inspirée de Schubert, 2008) consistant à faire évoluer les prix à un rythme égal au taux d'actualisation amputé du taux de reconstitution/restauration des écosystèmes détruits.

La variabilité des paramètres écosystémiques dans le cadre de cycles dont l'amplitude et la régularité varient elles-mêmes dans une fourchette statistique, souvent peu prévisible, l'existence d'irréversibilités et d'effets de seuil dans les dynamiques non linéaires des relations entre écosystèmes et sociétés doivent conduire à un examen particulier des hypothèses faites sur l'évolution des prix relatifs. Si l'hypothèse d'une appréciation progressive apparaît acceptable en première approximation pour la biodiversité générale, de multiples cas particuliers doivent faire l'objet d'un examen spécifique.

2.7. Pour conclure

La biodiversité et les services écosystémiques contribuent de multiples manières au bien-être humain et il n'y a donc pas de doute que les humains leur attribuent une valeur. La valeur économique n'épuise pas toutes les raisons que les philosophies peuvent considérer comme légitimes, mais elle est commensurable aux valeurs attribuées à d'autres biens et services contribuant au bien-être et, surtout, aux coûts d'opportunité de la conservation ou aux coûts techniques de la restauration ou de la compensation en nature. Elle correspond, à ce titre, à ce qui est attendu de valeurs de référence pour guider des choix portant sur des actifs substituables. Si les questions portent sur des enjeux d'ordre supérieur, impliquant des préférences éthiques ou des jugements citoyens (ce qui peut revenir à considérer la biodiversité comme un bien tutélaire), les arbitrages doivent sans doute intégrer des considérations d'ordre équivalent. Par exemple, si un projet d'infrastructure menace un habitat bénéficiant d'une protection juridique, on ne peut lui opposer directement un simple calcul économique. Le classement d'une espèce ou d'un écosystème est un compromis entre des intérêts hétérogènes et sa remise en cause implique sans doute que tous les intérêts en jeu soient à nouveau représentés.

Dans les évaluations, la question du temps et de l'actualisation doit s'accommoder des préconisations générales dans ce domaine, sous réserve que les hypothèses sur l'évolution des prix relatifs soient cohérentes avec la représentation sous-jacente de l'avenir et que les situations d'incertitude et de controverse fassent l'objet de traitements explicites et socialement acceptables.

La complexité de certaines questions soulevées par l'évaluation de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes conduit à souligner que leur prise en compte dans l'évaluation socioéconomique des projets doit passer par une analyse aussi précise que possible des conséquences biophysiques des projets, notamment en termes spatial et temporel, qui laisse une place explicite aux incertitudes et aux controverses légitimes. Une fois cette analyse réalisée, le passage à des valeurs économiques ne peut se réduire à un chiffrage de dépenses ; il doit s'efforcer de respecter la profondeur des conséquences des changements prévisibles sur le bien-être des populations concernées, en sachant que ces populations peuvent ne pas résider à proximité, du fait de l'existence d'effets indirects, ou ne pas être en interaction physique avec les actifs considérés, mais leur attribuer des valeurs de non-usage. C'est pour répondre à cette ambition qu'un ensemble de méthodes visant à produire des indicateurs ayant la dimension de prix a été développé.

3. Les méthodes de monétarisation

Il existe une littérature abondante sur les méthodes utilisées pour mesurer la valeur des actifs naturels, tant dans une perspective *a priori*, pour la prise en compte de l'impact environnemental des projets, que dans une perspective *a posteriori*, pour l'indemnisation des dommages, notamment ceux causés par une pollution accidentelle comme les « marées noires » (OCDE, 2002). Après une période où ces méthodes inspiraient une large méfiance, liée tant à des controverses quant aux grandeurs effectivement mesurées qu'à des réticences dans l'utilisation de résultats dont la robustesse n'était pas établie (encore récemment, de multiples auteurs ont mis en avant les profondes difficultés techniques et conceptuelles de réalisation de cet exercice dans le cas de la biodiversité : Hanley *et al.*, 1995 ; Nunes *et al.*, 2001 ; Hanley et Shogren, 2002, etc.), la pertinence et les faiblesses de chaque approche sont aujourd'hui mieux perçues. Leurs conditions d'utilisation pratiques sont même parfois codifiées, notamment dans des pays qui ont fait des analyses coût/avantages (ACA) un préalable obligatoire à toute dépense de fonds publics[1].

Les méthodes qui vont être présentées visent *a priori* à construire des indicateurs ayant la dimension de prix et reflétant les consentements à payer (CAP) des agents et, par agrégation, des populations concernées[2] pour maintenir les avantages liés aux usages et à l'existence d'écosystèmes bio-divers. Les valeurs de référence construites à partir de résultats issus de ces travaux seront donc des indicateurs des coûts supportés par la société du fait de la perte éventuelle de ces services.

Nous allons simplement rappeler ici les fondements des principales approches afin d'en préciser l'intérêt et les limites pour la mesure pratique de valeurs de la biodiversité et des services écosystémiques affectés par des projets d'infrastructure. Cela nous permettra de conclure cette partie sur le potentiel de méthodes visant à transférer les résultats obtenus dans certaines conditions vers de nouveaux sites, sous réserve d'une quantité limitée d'information.

Ces méthodes suivent des approches très différentes, parfois complémentaires, en fonction des informations mobilisables et des objectifs poursuivis. On distingue les approches reposant sur des comportements observables, présumés révéler les préférences des agents et donc la valeur qu'ils accordent aux avantages de la conservation, des méthodes basées sur des enquêtes par questionnaire visant à recueillir les déclarations des agents quant à leurs préférences. Une autre dichotomie oppose les méthodes qui permettent d'obtenir directement des indications de valeur de celles qui impliquent de les déduire indirectement à partir d'informations corrélées.

1 – En particulier aux États-Unis, où les administrations Carter, Reagan et Clinton ont successivement favorisé le développement de l'ACA pour les choix relatifs à l'environnement et la prévention par la promulgation de décrets présidentiels (*Executive Orders* 12044, 12291 et 12866). Actuellement, la loi américaine impose que toute politique de régulation dont les impacts sont significatifs soit évaluée par une ACA.

2 – La détermination des populations concernées est une question délicate, souvent négligée dans la littérature scientifique, alors qu'elle revêt une importance déterminante pour l'agrégation des CAP et le calcul de la valeur sociale des services écosystémiques (Hanley *et al.*, 2003).

Tableau 5-2 : Schéma récapitulatif des méthodes d'évaluation des actifs non marchands

	Préférences révélées	Préférences déclarées
Méthodes directes	Monétarisation au prix de marchés Coûts de restauration, de remplacement Coûts évités, effets de productivité	Évaluations contingentes
Méthodes indirectes	Dépenses de protection et comportements de prévention Coûts de déplacement Prix hédonistes	Analyse conjointe Classement contingent Comparaison par paires

Source : CAS, Groupe biodiversité

Ces méthodes visent à estimer les variations de surplus liées à des changements dans les services écosystémiques et la biodiversité de façon aussi précise et robuste que possible. On doit souligner que la précision n'est généralement pas très forte et que des écarts de plus ou moins 20 % entre deux mesures de la même variation de surplus sont tout à fait acceptables[1]. Ce rapport n'est pas le lieu pour développer les fondements théoriques de l'évaluation environnementale que le lecteur pourra trouver dans de nombreux manuels et ouvrages (notamment, Desaigues et Point, 1993 ; Bonnieux et Desaigues, 1998 ; Perman *et al.*, 2003). En nous efforçant de limiter les développements, nous allons présenter d'abord les méthodes basées sur des comportements observés, puis les approches reposant sur les déclarations des personnes enquêtées face à des scénarios hypothétiques.

3.1. Méthodes basées sur des coûts

Une première approche de la valeur des actifs naturels peut être obtenue à partir de l'estimation de coûts qui permettraient de maintenir les services rendus par les écosystèmes. Il peut s'agir de coûts de remplacement, de coûts de restauration, de coûts de relocalisation. Les études qui se sont efforcées de calculer la valeur des services rendus par les écosystèmes à grande échelle (Costanza *et al.*, 1997 ; Pimentel *et al.*, 1997) reposaient largement sur ce type d'approche.

a. Monétariser les dommages physiques au prix de marché

La démarche la plus simple, face à une dégradation réelle ou potentielle de la qualité des services écosystémiques, semble de décrire les dommages observés ou prévisibles et de leur affecter des prix. Elle a été utilisée en France pour évaluer les dommages liés à l'accident de l'*Amoco Cadiz* (Bonnieux et Rainelli, 1990). La simplicité n'est cependant qu'apparente pour au moins deux raisons.

S'agissant d'attribuer des prix à des dommages mesurés en termes d'opportunités d'usages perdues, cette approche est principalement adaptée à l'évaluation des usages directs. Cependant, les prix des biens et services finaux ne

1 – On doit d'ailleurs remarquer qu'un niveau d'erreur comparable peut également apparaître dans les coûts techniques d'un projet d'infrastructure, ainsi que dans son niveau prévisible d'utilisation.

donnent pas nécessairement une indication pertinente des pertes. Si une marée noire rend impossible pour une certaine période de valoriser un ensemble de produits et services liés à la mer et au littoral, c'est *a priori* la valeur nette de ces produits qui est perdue ; c'est-à-dire la valeur qu'ils auraient ajoutée aux facteurs que leur production aurait consommés et qui ne sont peut-être pas perdus[1]. On peut cependant imaginer que, pour un changement important, les facteurs mobilisés pour produire ces biens et services ne trouveront pas automatiquement d'emplois alternatifs et seront donc perdus également, au moins pour partie. La question de la mesure des pertes de surplus doit donc être résolue au cas par cas, en tenant compte des circonstances particulières.

Il se peut que les biens et services perdus n'aient pas de prix. Un kilogramme de poisson ou une nuit d'hôtel ont un prix ; mais une promenade en forêt, même très bio-diverse, est généralement gratuite, au même titre que l'observation de la nature ou la cueillette des champignons dans les forêts domaniales. Il peut même être très difficile de simuler un marché, par exemple pour des biens non appropriables. En pratique, l'évaluateur peut alors attribuer un prix aux dommages à partir de barèmes, s'il en existe[2], ou calculer des coûts de restauration, si cette voie est possible.

b. Évaluer les coûts de restauration, de remplacement ou de relocalisation

Pour déterminer le coût induit par la dégradation d'un écosystème, une base pertinente peut être de mesurer ce que coûterait sa remise en état. L'ingénierie écologique a développé un ensemble de méthodes susceptibles de s'appliquer à une large gamme d'écosystèmes terrestres ou littoraux, et on peut ainsi disposer de données utilisables.

Si la dégradation est irrémédiable, par exemple parce que le biotope a été converti à un usage totalement artificialisé (voie de communication, zone industrielle, etc.), on se trouve dans une situation où la réponse appropriée est la compensation. La notion de compensation a été précisée et il faut bien comprendre qu'elle ne peut se limiter à acquérir un écosystème comparable dans un autre endroit ; il s'agit *a priori* d'acquérir des terrains dont les caractéristiques écologiques ont été dégradées (friches industrielles, par exemple) et de restaurer ces caractéristiques afin de compenser les services détruits par la re-création de services équivalents ailleurs lorsque cette re-création est possible[3].

Le manuel OCDE (2002) souligne que l'utilisation des coûts de remplacement n'est *a priori* légitime que si trois conditions sont remplies :

- l'ingénierie écologique est réellement capable de produire des systèmes assurant les mêmes fonctions en quantité et en qualité ;
- l'ingénierie écologique est la solution la moins coûteuse pour assurer ces fonctions ;

1 – Compter simultanément le prix des repas non servis par les restaurants et celui des poissons qui n'ont pas été pêchés peut conduire à des doubles comptes.
2 – Il en existe, par exemple, pour la valeur d'un individu pour certaines espèces de la faune sauvage, publiés par l'ONCFS.
3 – Le cas des tourbières, par exemple, apparaît problématique. Si le tracé d'une autoroute implique la destruction d'une tourbière, comment pourrait-on recréer ailleurs une tourbière de maturité équivalente ? L'impossibilité de compenser réellement doit-elle conduire à sanctuariser ces écosystèmes ?

– son coût est inférieur au consentement collectif à payer pour maintenir ces services.

Autrement dit, les coûts de remplacement ne constituent une mesure acceptable de la valeur des services écosystémiques que si la solution du remplacement est jugée économiquement pertinente.

c. Évaluation des coûts évités

Une approche alternative est de se baser sur l'évaluation des coûts évités par l'existence de services d'écosystèmes bio-divers ; c'est-à-dire, de façon plus ou moins directe, sur le coût de fourniture du service par des moyens artificiels, si l'actif était détruit. Le premier exemple qui vient à l'esprit est celui du coût de stations de traitement des eaux qui seraient nécessaires pour se substituer au service de purification assuré par des zones humides dans un bon état fonctionnel (c'est le cas maintes fois cité de la protection des Monts Catskill pour l'approvisionnement en eau de la ville de New York). On peut mentionner aussi la reproduction d'espèces menacées en captivité ou la production de gibier pour maintenir la chasse récréative.

d. Approche par les effets de productivité

Cette méthode considère les services écosystémiques comme des *inputs* dans une fonction de production et estime les conséquences induites par un changement dans ses services en termes de produits marchands (production agricole, produits forestiers, etc.). Barbier (2000) a calculé ainsi la valeur des mangroves à partir de leur contribution à la productivité des pêcheries. L'étape la plus délicate est de spécifier la déformation de la fonction de production si le service dont on veut mesurer la contribution n'est plus rendu de façon similaire ou plus du tout. Une forme simple de cette démarche a été retenue par Gallai *et al.* (2009) pour estimer la valeur du service de pollinisation à l'échelle mondiale. Chavas (2009) a utilisé cette démarche pour mesurer la valeur de la biodiversité, notamment du service de pollinisation, à partir de fonctions de production agricole.

La frontière avec des méthodes indirectes devient imprécise, puisque celles-ci consistent fondamentalement à évaluer les services écosystémiques à partir de comportements donc de dépenses consenties sur des marchés utilisés comme des *proxis* des marchés inexistants pour ces services.

e. Intérêts et limites

Ces approches proposent un ensemble de techniques indirectes qui fournissent une estimation à partir des coûts engagés pour produire des substituts ou pour éviter les pertes. Leur pertinence est contingente d'un ensemble de facteurs et d'hypothèses :

– si le bien substitut est imparfait (il ne produit, par exemple, qu'une partie des services fournis par l'écosystème), alors l'évaluation est partielle et le résultat peut être assez éloigné et *a priori* inférieur à la valeur réelle ;
– même si le substitut est complet, le fait que la décision de remplacement soit prise indique simplement que son coût est inférieur à celui du service et non qu'il lui est égal (mais d'un point de vue économique, cette restriction peut être acceptable) ;

– enfin, il faut noter que les agents susceptibles de prendre les décisions de remplacement ne considèrent *a priori* que les avantages dont ils étaient les bénéficiaires, et il se peut que soient perdus d'autres avantages dont les bénéficiaires n'avaient pas la possibilité, technique ou légale, d'investir dans le remplacement[1].

3.2. Méthodes indirectes basées sur les préférences révélées

L'idée de base qui sous-tend les méthodes indirectes est qu'il est possible d'inférer une valeur monétaire des changements dans le niveau de services retirés de l'environnement naturel, à partir des comportements des agents sur certains marchés qui leur sont liés. Par exemple, si on observe une augmentation de la demande de permis de pêche à la suite d'une amélioration de la qualité de l'eau dans une rivière ou un bassin versant, on pourra essayer d'utiliser cette variation pour mettre une valeur sur le changement de qualité[2]. L'évaluation des dommages, réels ou anticipés, se base plus ou moins directement sur la mesure des dépenses que les agents engagent, sur des « marchés de substitution », telles que les dépenses de prévention ; les prix hédonistes déduits du marché immobilier ; les coûts de déplacement engagés pour accéder à certains services.

a. Approche par les dépenses de protection

On peut essayer de déduire la valeur de la biodiversité et des services écosystémiques des dépenses que les agents engagent à titre individuel ou collectif pour prévenir ou atténuer les conséquences d'une perte de biodiversité ou une diminution des services écosystémiques. Ces dépenses de prévention ou de protection reflètent les arbitrages que des agents rationnels vont consentir pour éviter des nuisances ou maintenir un flux de service menacé. Cette méthode est cependant peu utilisée pour évaluer la biodiversité. Les efforts visant à maintenir des services écosystémiques sont essentiellement mis en œuvre par des agences publiques dont l'action peut suivre une rationalité de type plus politique qu'économique, et correspondent plutôt à des coûts de restauration ou de remplacement.

b. Méthodes des prix hédonistes

Cette technique repose sur le constat que la valeur de certains biens (immobiliers) reflète, au-delà des caractéristiques propres du bien, la qualité de son environnement, pour les services tant culturels que naturels. On peut donc mettre en évidence par un traitement économétrique approprié le poids de la qualité de l'environnement dans la formation du prix des biens ayant fait l'objet de transactions. Ce poids constitue une mesure de la valeur (capitalisée) ou plutôt du prix de la qualité de l'environnement tel qu'il est reflété par le marché immobilier. Cette méthode est cependant critiquée car elle aboutit à une mesure tronquée des variations de surplus liées aux aménités prises en compte.

1 – À l'inverse, certains auteurs notent que si la décision de remplacement est prise par une autorité publique, elle peut le faire pour des motifs politiciens ou sous l'influence de *lobbies*, sans garantie que les bénéfices ainsi restaurés seront supérieurs aux coûts des actions.
2 – Ces approches s'appuient sur le « principe de complémentarité faible » explicité par K.-G. Mäler (1974).

Cette méthode n'a que rarement été utilisée pour estimer les avantages liés à la biodiversité ou aux services écosystémiques. Une question centrale est ici de caractériser les services écosystémiques ou la biodiversité qui ont eu un impact sur les prix observés. Plusieurs études sur des villes américaines ont permis d'évaluer la valeur des zones humides ou des espaces ouverts en zone urbaine (Mahan *et al.*, 2000 ; Smith *et al.*, 2002) ou du voisinage avec des éléments de ripisylve conservés en zone urbaine, notamment dans les régions désertiques (Bin et Polasky, 2005). Dans l'aire métropolitaine de Tucson, Bark *et al.* (2009) ont mis en évidence l'existence de préférences différenciées des acquéreurs en fonction de la qualité des aires naturelles et de certaines caractéristiques de la végétation des rives et, notamment, la diversité des espèces arborées, la présence d'espèces typiques des rives et des milieux humides ou l'existence d'une connectivité des habitats des rives avec ceux des terres plus hautes.

Cette technique semble bien adaptée à la mesure des aménités paysagères (Cavailhès et Joly, 2006 ; Cavailhès *et al.*, 2007). Cependant, aucune des 28 études recensées par Rambonilaza (2004) ne reposait sur des prix hédonistes. D'autres services comme la qualité de l'eau ou de l'air ont été analysés avec cette approche.

c. Méthode des coûts de déplacement

Pour bénéficier de certains actifs environnementaux (plages, rivières à truites, parcs naturels, etc.), il peut être nécessaire de se déplacer. On peut, en première approximation, assimiler les dépenses engagées comme un prix d'accès que les usagers consentent à payer pour bénéficier des actifs. Pour évaluer ces dépenses, on procède généralement par enquête directe auprès des usagers, sur site. Les coûts de déplacement intègrent deux composantes principales : les dépenses de transport et la valeur du temps de transport.

Les dépenses de transport sont fonction du mode de transport utilisé, du nombre de passagers, de la fréquence des visites… Le temps de transport a longtemps été évalué à une fraction du revenu horaire de l'usager qui dépend principalement du caractère choisi ou contraint de l'usage de ce temps (de 1/3 à 1/4 du salaire). Cette approche a été progressivement abandonnée et l'évaluation se fait désormais principalement à partir de préférences déclarées ou par modélisation. Les principales difficultés rencontrées restent liées à la valeur du temps, au traitement des situations de sites multiples, à l'échantillonnage « tronqué » qui ne permet pas de prendre en compte la demande des non-visiteurs, aux trajets ayant plusieurs objectifs, au choix de formes fonctionnelles pour le traitement économétrique des données.

Cette méthode est bien adaptée à la mesure de valeurs récréatives et a largement été utilisée dans ces cas. Smith et Kaoru (1990) avaient déjà recensé près de 200 études publiées ou non entre 1970 et 1986, dont 77 leur ont fourni ou permis de calculer une variation de surplus et, ainsi, de mettre en évidence l'influence d'un ensemble de variables comme les caractéristiques des sites, le type d'activités praticables et certains paramètres de comportement ou de décision. Les techniques se sont améliorées depuis, mais l'application de cette méthode à la biodiversité est limitée à l'évaluation d'espaces protégés ou d'espèces charismatiques susceptibles de susciter des comportements de déplacement. Elle a, en particulier, été appliquée à l'étude de l'écotourisme (Maille et Mendelsohn, 1993).

d. Intérêt et limites

Les méthodes basées sur les préférences révélées ne prennent pas en compte les valeurs de non-usage (par définition) et ne permettent pas d'analyser les attitudes par rapport au risque de façon pertinente. Pour ces objectifs, il faudrait retrouver des consentements à payer portant directement sur les actifs menacés. Comme ces préférences ne peuvent s'observer sur aucun marché, la seule solution est de réaliser des enquêtes par questionnaire en demandant aux sujets de déclarer ce que serait leur comportement s'ils devaient faire face à une situation hypothétique.

3.3. Méthodes basées sur des préférences déclarées

Les méthodes les plus mobilisées, sans doute les plus intéressantes car elles seules permettent de prendre explicitement en compte les valeurs autres que d'usage réel, mais sans doute aussi les plus discutées et critiquées, s'appuient sur des « préférences déclarées » ; c'est-à-dire sur des consentements à payer ou des préférences dichotomiques ou d'autres formes d'expression des intérêts recueillis dans le cadre de protocoles et de traitements normalisés. Sous cette appellation sont regroupées un ensemble de techniques : évaluations contingentes ; classements contingents ; notation contingente, analyse conjointe (*choice experiment*, *choice modelling*) ; classement par paires, méthode des programmes.

a. Évaluations contingentes

Imaginée par Ciriacy-Wantrup, mise en œuvre par R. Davis (1963) pour estimer la valeur des forêts comme territoires de chasse, la méthode d'évaluation contingente repose sur des enquêtes par questionnaire, réalisées auprès d'un échantillon d'agents, visant à obtenir une information directe sur les préférences, généralement exprimées sous la forme d'un consentement à payer (CAP) pour obtenir ou préserver un service. Pour cela, on demande aux sujets d'accepter des hypothèses selon lesquelles ils auraient un choix à faire : scénario hypothétique décrivant pourquoi l'actif est menacé et, éventuellement, la nature des actions à entreprendre. Le questionnaire doit préciser le « vecteur de paiement » qui spécifie sous quelle forme le paiement se réalisera, et qui doit veiller à crédibiliser cette opération et à persuader le sujet qu'il sera directement concerné.

Cette approche a toujours suscité une grande méfiance, tant chez les économistes qu'auprès des autres spécialistes de l'environnement, liée à son caractère hypothétique : les sujets qui répondent à un questionnaire ne sont pas dans les mêmes conditions que s'ils faisaient un véritable choix. On peut bien sûr leur objecter que cette démarche n'est pas essentiellement différente de la réalisation d'études de marché pour des biens privés ; mais, précisément, elle porte ici sur des services ayant des caractéristiques de bien public pour lesquels les préférences peuvent ne pas s'exprimer spontanément comme des choix économiques.

La littérature sur la méthode contingente s'est ainsi rapidement orientée sur le repérage de multiples « biais » et les façons de les traiter :

- *biais hypothétique* : lié à la situation hypothétique, il se traduit *a priori* par une surestimation des déclarations par rapport aux préférences révélées, notamment pour les valeurs extrêmes ;

- *biais stratégique* : les personnes enquêtées faussent leurs réponses pour influencer les résultats de l'étude et donc les décisions qui en résulteront, ou leurs paiements éventuels ;
- *biais informationnel* : lié à la nature de l'information transmise aux enquêtés susceptible d'influencer les préférences, mais parfois indispensable, notamment si les sujets ont peu de familiarité avec les actifs ;
- *biais de conception* : lié au vecteur de paiement que le sujet peut penser pouvoir éviter (Willinger, 1996) ou à la question (mal) posée (Bateman *et al.*, 2002) ;
- *biais d'inclusion* : traduit la difficulté pour l'enquêté à distinguer son CAP pour le bien sur lequel porte le questionnaire de catégories englobantes plus larges. Variantes : biais de champ (Kahneman et Knetsch, 1992), de rang, de sous-additivité, géographique (Dachary-Bernard, 2005, 2007) ;
- *biais de satisfaction morale* (effet de « *warm glow* ») : propension des sujets à vouloir contribuer à une « bonne cause » pour la satisfaction que cela leur procure, indépendamment de leur intérêt réel pour l'actif ou le service menacé.

En pratique, il est parfois difficile de distinguer les « biais » qui sont des erreurs systématiques liées à la méthode et entraînent une différence entre la valeur obtenue (par une évaluation contingente) et la « vraie valeur » dont on suppose qu'elle existe, et les « effets de contexte » qui traduisent le fait que la valeur subjective des biens et services peut être dépendante de la situation ou des circonstances[1].

Les enquêtes obtiennent souvent un nombre important de CAP nuls. Ces réponses peuvent avoir deux types de signification : le sujet est réellement indifférent au changement décrit ou il considère que ce n'est pas à lui de payer (« zéro de protestation »). Il existe donc toute une littérature sur le traitement des non-réponses et/ou faux zéros qui peut conduire à des reconstructions visant à corriger le CAP moyen.

Certains travaux ont permis de confirmer l'existence d'une divergence significative entre CAR et CAP pouvant aller jusqu'à un facteur 10. Les facteurs explicatifs sont liés à l'influence de la contrainte budgétaire et au fait que les agents survalorisent les pertes par rapport aux gains, en particulier du fait de la possibilité de pertes irréversibles. Ce constat a conduit Hanemann (1991) à souligner que cette divergence traduisait *in fine* le fait que CAP et CAR ne mesurent pas la même chose.

Une évolution de cette approche est la méthode des programmes qui vise à limiter le biais hypothétique en confrontant les agents à des choix plus familiers que la déclaration d'un consentement à payer. Les agents sont face à des choix dichotomiques entre des programmes d'action affectés de coûts/prix différents. *A posteriori*, les modélisateurs peuvent retrouver une valeur des actifs naturels concernés par un traitement économétrique approprié des données.

1 – Brown et Slovic (1988) ont proposé une classification des principaux éléments de contexte susceptibles d'influencer la valeur : le mode de réponse (choix discret, classement, notation ou révélation directe du CAP), ordre de grandeur, effet d'ordre (ordre des questions), informations secondaires, consistance (par exemple, réponses individuelles ou en tant que gestionnaire), contexte social. G. Géniaux (1999) propose une analyse systématique de ce type de problèmes.

b. L'analyse conjointe

Les analyses conjointes (« *choice modelling* », « *choice experiment* ») sont des approches plus récentes et *a priori* plus performantes car elles confrontent les sujets à des choix plus proches de situations que connaissent les agents. Initialement conçue pour des applications dans le marketing, la méthode de modélisation des choix a suscité un intérêt croissant dans le domaine de l'environnement. En effet, elle est apte à rendre compte des choix réalisés entre des scénarios caractérisant différents aspects d'un projet.

Tout projet est susceptible d'être décliné en variantes, décrites par des combinaisons d'attributs. La méthode se fonde sur la théorie de Lancaster (1966), selon laquelle l'utilité procurée par un bien ou un service est égale à la somme des utilités procurées par ses différents attributs et caractéristiques. En s'appuyant sur des enquêtes, les personnes interrogées sont confrontées à des descriptions alternatives du projet construites par combinaison de ces différents attributs. Les descriptions des alternatives sont présentées dans un certain nombre d'ensembles de choix comprenant le *statu quo* et au moins une option alternative. Dans chaque ensemble, les personnes interrogées sont invitées à choisir leur option préférée. Dès lors qu'un des attributs est de nature monétaire[1], il est possible d'inférer, à partir des réponses, le consentement à payer pour le bien et ses divers attributs. Si l'exercice est en général bien compris et accepté, de gros efforts doivent être consacrés à la maîtrise des aspects cognitifs dans la description du projet dans l'exercice de choix. Cet effort est d'autant plus nécessaire que l'on manipule des concepts abstraits, comme celui de biodiversité.

Afin d'améliorer la signification des alternatives de choix soumises aux sujets, leur élaboration peut être réalisée dans le cadre d'un « *focus group* » constitué pour l'occasion et auquel les informations appropriées sont fournies par des « experts ».

Une variante est la méthode de classement contingent (« *contingent ranking* »). Cette approche est parfois préférée car leurs auteurs considèrent que des analyses basées sur une évaluation ordinale des préférences comportent moins de biais qu'avec des mesures cardinales.

Cette méthode apparaît plus séduisante que celle de l'évaluation contingente en ce qu'elle confronte les agents enquêtés à des choix plus proches des situations auxquelles ils font face dans leurs comportements réels. Cependant, un spécialiste reconnu comme N. Hanley ne considère pas que la modélisation des choix doive se substituer aux évaluations contingentes mais plutôt que les deux approches vont coexister en fonction des situations et des informations mobilisables.

c. Intérêt et limites

Seules les méthodes basées sur des préférences déclarées peuvent fournir des indications sur les valeurs autres que d'usage réel ; ce qui explique en partie leur succès, en décalage avec les difficultés rencontrées pour leur utilisation dans un cadre judiciaire. Sachant que les valeurs d'usage réel ne suffisent

1 – L'exercice indique par exemple que le coût de chaque changement se traduirait pour les résidents par une augmentation des impôts locaux.

généralement pas à justifier économiquement la conservation, obtenir une mesure empirique pour des valeurs plus larges, traduisant des intérêts effectifs, peut être déterminant.

Ce besoin n'implique évidemment pas que les méthodes soient fiables et robustes. L'opinion contraire a longtemps prévalu (Barde et Pearce, 1991 ; Hausman, 1993 ; Diamond et Hausman, 1994 ; etc.) et garde des arguments sérieux :

- les réponses à des questionnaires sont généralement surestimées par rapport aux comportements réels, elles peuvent être irréalistes, ne pas respecter de contrainte budgétaire ;
- les réponses peuvent transgresser la rationalité économique et être influencées par des effets comme le « *warm glow* »[1] ;
- la forme de l'enquête et, notamment, la façon dont des informations sont apportées aux sujets peuvent influencer les résultats, introduisant des biais dans les analyses et résultats susceptibles de résister aux techniques visant à les corriger ou à les limiter.

En 1992, les controverses soulevées par l'accident de l'*Exxon Valdez* ont conduit la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) à réunir un panel de scientifiques prestigieux (Arrow *et al.*, 1993) qui ont émis une série de recommandations pour un usage raisonné de ces méthodes. Leurs principales conclusions étaient les suivantes :

- les échantillons doivent respecter des règles prudentes ;
- les non-réponses doivent être minimisées ;
- le questionnaire doit être testé (par exemple auprès d'un « *focus group* ») ;
- l'enquête doit être réalisée personnellement (pas par courrier ni téléphone) et le questionnaire doit faire l'objet d'un test préalable pour limiter l'effet « enquêteur » ;
- les résultats ne doivent pas être rapportés sans préciser leurs conditions d'obtention ;
- les variations temporelles dans les résultats doivent être réduites, en utilisant la moyenne de plusieurs études indépendantes réalisées à des moments différents[2] ;
- les résultats de l'évaluation doivent être sensibles à l'importance (« *scope* ») des menaces[3].

Un débat récurrent concerne la question de la préexistence des préférences à la réalisation de leur évaluation (« constructivisme », Willinger, 1996). Face à

1 – Il est possible d'identifier les effets de *warm glow* dans les évaluations contingentes à partir d'analyses factorielles et d'isoler ainsi un CAP « froid » qui correspond mieux à la notion économique de valeur (voir Nunes et Schokkaert, 2003).
2 – La mise en évidence d'une dérive temporelle serait interprétée comme un manque de robustesse. Un groupe réuni par *Resource for the Future* (Carson *et al.*, 1995) a étudié cette question sur le cas de l'*Exxon Valdez* sans mettre en évidence une telle dérive.
3 – Le même groupe (Carson *et al.*, 1996) a repris ces recommandations et mis en évidence que des études correctement spécifiées pouvaient passer un tel test. V. K. Smith et L. Osborne (1996) ont réalisé une méta-analyse sur cette question qui souligne la difficulté de tester la rationalité des réponses de façon non ambiguë ; mais, s'inspirant de pratiques médicales visant à tirer des enseignements génériques d'une série de cas, ils concluent à la faisabilité de méta-analyses pour autant qu'il soit possible de ramener les études à une métrique commune.

des situations éloignées des situations familières de choix, le soupçon que les préférences ne préexistent pas au processus d'évaluation a soulevé le débat du constructivisme : Plott (1996) a proposé une « *preference discovery hypothesis* » qui doit inciter les évaluateurs à beaucoup de prudence dans l'élaboration des procédures de recueil d'information.

Un exemple, mentionné par I. Bateman (2008), illustre bien cette inquiétude. Il s'agit d'une étude de marché comparant deux crèmes cosmétiques semblables en tous points, sauf leur prix et le fait que l'une est produite à partir d'huile de palme issue de plantation « *tiger-friendly* ». Si cette différence est seulement donnée sous la forme d'un texte assurant que des mesures sont prises pour protéger les populations de tigres, la prime en termes de différence de prix peut atteindre 15 %. Si la situation est dramatisée par le constat que la population de tigres était de 1 000 individus en 1978 et seulement de 500 aujourd'hui, la prime passe à 21 %. Si elle est assortie d'une photo montrant des tigres bien portants, elle atteint 37 %.

Pour des méthodes, évaluations contingentes ou « *choice experiment* », qui dépendent fortement de la forme et du contexte, la maladresse ou la manipulation sont toujours possibles. Cependant, l'utilisation de supports visuels traduisant honnêtement les enjeux, la répétition des mesures et leur réalisation dans des contextes favorisant un apprentissage des individus questionnés renforcent la fiabilité et la robustesse des résultats.

Les recommandations du panel NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (Arrow *et al.*, 1993) ont créé une situation un peu paradoxale : elles ont légitimé l'utilisation de la méthode d'évaluation contingente, même pour l'estimation des valeurs de non-usage ou d'usage passif, mais en précisant un niveau d'exigence qui rendait la réalisation de telles études particulièrement lourde et coûteuse, limitant ainsi leur utilisation à des situations porteuses d'enjeux considérables. Les méthodes basées sur les préférences révélées ne permettant pas de mesurer ces valeurs, les recommandations du panel ont ainsi renforcé l'intérêt de méta-analyses pour la construction de valeurs de transfert, essentiellement à partir de préférences déclarées. C'est donc au début des années 1990 que les questions soulevées par cette technique ont commencé à faire l'objet d'un débat institutionnalisé et de clarifications[1].

3.4. La question des transferts de valeurs

La mise en œuvre de la plupart des méthodes d'évaluation, notamment à partir de préférences déclarées, est très coûteuse et demande du temps. Aussi, dans une perspective d'aide à des décisions concrètes, il est apparu nécessaire de trouver des moyens de « standardiser » ces valeurs de façon à pouvoir les utiliser dans d'autres situations. Le transfert de bénéfices ou de valeurs environnementales est donc une technique par laquelle les résultats d'évaluations monétaires d'actifs environnementaux sont appliqués dans un contexte différent de celui ou ceux dans lesquels ils ont été élaborés. Cette technique est controversée, notamment du fait qu'un certain nombre de scientifiques et de décideurs ont

1 – Notamment dans les contributions au numéro spécial de la revue *Water Resource Research* (dans le cadre du *workshop « Benefits Transfer: Procedures, Problems, and Research Needs »*, organisé par l'Association of Environmental and Resource Economists, Snowbird, UT, en juin 1992.

des réserves quant à la pertinence et à la validité des valeurs transférées pour justifier l'importance des enjeux environnementaux dans l'évaluation socioéconomique des projets (Brouwer, 2000).

a. Transfert des valeurs : principe et validité

Deux approches sont possibles : soit on transfère la valeur unitaire obtenue sur un site étudié (« *study site* ») vers un site concerné par les enjeux d'une décision (« *policy site* ») présentant des caractéristiques similaires ; soit on transfère une équation de demande en appliquant les coefficients estimés sur un site à la valeur que prennent les variables correspondantes sur l'autre site.

Pour tester la qualité d'une technique de transfert, on estime les valeurs non marchandes sur les deux sites (d'étude et d'enjeu) en utilisant des données primaires récoltées sur les deux sites ; puis on compare les résultats obtenus avec les données du site au résultat qui serait dérivé de l'utilisation des données de l'autre site. Si les résultats ne sont pas statistiquement différents, on suppose que le transfert de bénéfices est valide. Sinon, l'analyste doit examiner le signe des biais et leur taille pour essayer de les atténuer.

Loomis (1992) a testé la performance du transfert d'une équation de demande pour la pêche récréative dans trois États américains issue d'évaluation par les coûts de déplacement réalisée de façon identique. Le transfert de la fonction de demande a abouti à des différences de 5 % à 15 %, alors que le transfert de valeurs moyennes d'un déplacement conduisait à des écarts beaucoup plus grands. D'autres études ont montré l'importance de recueillir les données selon des procédures similaires (y compris à la même date, notamment pour la demande récréative), pour des sites présentant la plus grande similarité.

Kirchhoff *et al.* (1996) ont validé empiriquement le fait que le transfert de valeurs sous la forme de fonction (d'un ensemble de variables explicatives) était plus robuste que le transfert de valeurs unitaires moyennes pour un certain type de sites. Ce n'était pas inattendu, mais les difficultés de l'exercice, notamment en termes de standardisation, justifiaient que la question soit posée. Ils soulignent d'ailleurs que les circonstances dans lesquelles les transferts sont valides et pertinents pour les décisions pourraient être assez limitées et que les erreurs résultant des transferts peuvent être considérables, même entre des sites présentant des aménités similaires.

L'un des problèmes récurrents rencontrés dans les transferts de valeur à partir de méta-analyses est la forte variance des résultats qui apparaît largement liée au « design » des enquêtes (plutôt qu'aux caractéristiques des sites ou des usages dont ils sont l'objet).

Brouwer (2000) considère que les tests de transferts de valeur n'ont pas validé leur pratique et que de nombreux transferts publiés dans les revues économiques ne satisfont pas les critères minimaux de robustesse. Mettant en évidence le poids de certains facteurs, il suggère des orientations restrictives sur les pratiques acceptables qui distinguent en particulier les transferts réalisés à partir d'une seule étude, de ceux qui s'appuient sur des études multiples. Ces indications sont résumées par un protocole en sept points :

1. définir clairement les biens et services environnementaux ;
2. identifier les parties prenantes ;

3. identifier les valeurs portées par les parties prenantes ;
4. impliquer les parties dans la validation des évaluations monétaires ;
5. porter une grande attention à la sélection des études ;
6. prendre en compte les effets de la méthode d'évaluation ;
7. impliquer les parties dans l'agrégation des valeurs.

Ce protocole ne peut sans doute pas être systématiquement suivi, mais l'idée d'associer les « *stakeholders* » à différents moments de l'exercice est aussi un moyen de leur permettre d'exprimer leur perception et, éventuellement, de construire une représentation partagée, qui est l'une des motivations d'une approche délibérative de l'évaluation.

En 2006, la revue *Ecological Economics* a ouvert ses pages à un ensemble de spécialistes reconnus de l'évaluation et des techniques de transfert pour leur permettre de confronter leurs points de vue sur les forces, faiblesses et améliorations possibles de ces approches. Dans une introduction générale, Wilson et Hoehn (2006) précisent ce qui apparaît actuellement encore comme les principales questions posées par la validation et la standardisation de ces approches et, en particulier, l'importance d'une collaboration interdisciplinaire, tant avec les sciences sociales qu'avec les sciences de la nature. Loomis et Rosenberger (2006) mettent l'accent sur l'importance d'anticiper l'usage futur pour des transferts dans la conception des études d'évaluation. Considérant l'importance de la conception pour limiter les biais liés aux techniques d'évaluation, il importe que ces biais soient pris en compte sous une forme qui facilite le transfert des résultats sur un site différent. Dans le même sens, Bergstrom et Taylor (2006) considèrent que les méta-analyses ne peuvent devenir des outils utiles pour les transferts que si elles sont fondées sur des études réalisées en suivant des protocoles systématiques pour le développement des modèles, la collecte et l'analyse des données, ainsi que leur interprétation. Cela implique de multiplier encore les tests de validation. La force des méta-analyses réside dans leur capacité à combiner et à résumer des quantités importantes d'information ; mais cela pourrait être leur faiblesse si cela implique la perte d'éléments significatifs de spécificités spatiales ou temporelles dans le processus d'agrégation. Pour le transfert de valeurs liées aux services écosystémiques, Hoehn (2006) souligne l'importance des effets de sélection et suggère une procédure en deux étapes, adaptable aux données de panel incomplètes, pour repérer et tester l'importance des biais d'échantillonnage qui leur a permis de diviser par quatre les résultats d'une régression en évitant ce biais dans le choix des sites étudiés[1].

En 2006, l'Environmental Protection Agency (USEPA) a réuni un groupe de travail qui a évalué et résumé 140 méta-analyses issues de 125 études, publiées ou non, dans 17 champs de l'économie de l'environnement et des ressources. Une synthèse critique des travaux de ce groupe a récemment été publiée (Nelson et Kennedy, 2009) qui présente plusieurs modèles génériques de méta-analyses et identifie cinq points sur lesquels l'économétrie doit particulièrement veiller à respecter de bonnes pratiques : la sélection des échantillons ; les données de

1 – Dans ce même numéro et dans une perspective critique, Spash et Vatn (2006) soulignent l'existence de difficultés qui doivent s'interpréter dans le cadre plus général des questions informationnelles face aux problèmes d'environnement et suggèrent des approches alternatives, plus à même de traiter les multiples valeurs environnementales mettant l'accent sur les approches multicritères et l'importance d'institutions participatives et délibératives.

base ; l'hétérogénéité des données primaires ; les problèmes d'hétéroscédasticité ; l'indépendance des observations des études primaires. L'article se conclut par un guide de « bonnes pratiques » et une discussion des principales méthodes utilisées pour transférer des valeurs environnementales issues de méta-analyses.

La littérature économique offre aujourd'hui un grand nombre de méta-analyses pour une pluralité de biens et services liés à la biodiversité et aux écosystèmes :

- valeur de protection des mangroves : Barbier (2000) ;
- forêts : Bateman et Jones (2003), Willis *et al.* (2006), Brahic et Terreaux (2009), Zandersen et Tol (2009) ;
- zones humides : Brouwer *et al.* (1999), Woodward et Wui (2001), Brander *et al.* (2006), Enjolras et Boisson (2007) ;
- paysages : Rambonilaza (2004) ;
- espèces menacées : Loomis et White (1996), Richardson et Loomis (2009) ;
- conservation de la nature : Tuan et Lindhjem (2008) ;
- valeur de la biodiversité : Nijkamp, Vindigni et Nunes (2008).

La multiplication de ces travaux a été grandement facilitée par le développement de bases de données internationales qui compilent les travaux publiés, mais aussi les évaluations qui ne le sont pas et restaient autrement difficiles à identifier et à se procurer.

b. Le développement de bases de données

Après au moins quatre décennies de recherches et d'études sur l'évaluation des actifs naturels, l'intérêt de leur compilation est devenu de plus en plus évident et a suscité la création de bases de données dont la plus connue est sans doute l'*Environmental Valuation Reference Inventory* (EVRI). L'EVRI se définit comme « un entrepôt d'études empiriques portant sur la valeur économique des avantages environnementaux et des effets sur la santé. Il a été conçu comme un instrument visant à aider les personnes qui souhaitent évaluer des politiques en utilisant la méthode de transfert d'avantages. Effectuer un transfert d'avantages en utilisant l'EVRI permet d'éviter la mise en place d'une étude complète de valorisation ».

Les résumés des études de valorisation de l'EVRI fournissent les grandes lignes des questions pertinentes sur les évaluations et des résultats qu'un chercheur doit obtenir pour pouvoir identifier les meilleures études applicables à un transfert d'avantages éventuel. Il y a six principales catégories d'information comprises dans plus de trente domaines :

1. sujets d'étude – l'information bibliographique de base ;
2. région de l'étude et caractéristiques de la population – l'information sur le lieu de l'étude et les données relatives à l'endroit et à la population ;
3. points clés environnementaux de l'étude – les secteurs où sont décrits les atouts environnementaux qui sont évalués, les facteurs de stress sur l'environnement et l'objectif spécifique de l'étude ;
4. méthodes de l'étude – l'information technique sur l'étude en cause, les techniques spécifiques utilisées pour les résultats obtenus ;

5. valeurs estimées – les valeurs monétaires représentées dans l'étude et l'unité de mesure spécifique ;
6. résumé en d'autres langues – un résumé de l'étude est disponible en anglais et en français.

Actuellement, l'EVRI recense plus de 2 000 études, classées suivant plusieurs systèmes de catégories. La biodiversité n'apparaît pas en tant que telle, mais on trouve les fonctions écologiques, des espèces, des habitats. La base peut donc être utilisée pour préparer des méta-analyses et certaines analyses y font explicitement référence (Rambonilaza, 2004 ; Zandersen et Tol, 2009). Développée par *Environment Canada*, l'EVRI fait l'objet d'un accord avec les États-Unis, le Royaume-Uni, l'Australie et la France. Des négociations sont en cours avec la Nouvelle-Zélande et la Suisse.

L'EVRI (www.evri.ca) est accessible gratuitement pour les citoyens des pays membres du « Club EVRI ». Il existe d'autres bases, accessibles plus ou moins librement : la base australienne *Envalue* (www.epa.nsw.gov.au/envalue), l'*Ecosystem Services Database* (www.esd.uvm.edu) développée par le Gund Institute for Ecological Economics de l'université du Vermont ou la *Review of Externality Data* de la Commission européenne (www.red-externalities.net). Il existe plusieurs autres initiatives (McComb *et al.*, 2006) parmi lesquelles la base *Biodiversity Economics* de l'UICN – The World Conservation Union – WWF (www.biodiversityeconomics.org) et *Ecosystem Valuation* (www.ecosystem valuation.org) développée par D. King (université du Maryland) et M. Mazzotta (université de Rhode Island) avec le soutien de l'USDA et de la NOAA. Citons également deux bases développées en France, l'une sur l'eau (www.economie.eaufrance.fr/), l'autre sur la forêt (http://lef.nancy-engref.inra.fr/).

3.5. Pour conclure

La biodiversité et les services écosystémiques constituent un « bien complexe » (les agents en retirent de l'utilité par plusieurs voies) avec lequel les agents n'ont pas nécessairement de familiarité. D'où une réticence à fonder la mesure de la valeur sociale de ces actifs sur les seules préférences des agents. L'idée est donc d'associer des informations provenant des agents-citoyens et d'autres issues des compétences des « experts ». Le problème étant qu'il n'existe pas *a priori* de méthode générale pour agréger ces informations dans un cadre cohérent ayant une signification non ambiguë. Cette articulation peut cependant être réalisée par une démarche associant une phase d'élaboration, dans laquelle une information détaillée est fournie à un groupe d'agents en présence d'experts ; ce qui permet de définir conjointement les enjeux, puis de mettre en œuvre une enquête par questionnaire, *a priori* dichotomique, qui conduit les agents à déclarer des préférences dans un cadre devenu plus familier.

Il faut souligner ici le fait qu'évaluer la biodiversité (ou les services écosystémiques globaux ou à l'échelle d'un continent ou d'un pays) est une question très différente de celle qui consiste à chercher des valeurs de référence pour évaluer l'impact d'un projet localisé. La première question soulève des problèmes fondamentaux, notamment liés à la trajectoire des sociétés humaines et au caractère imprévisible des changements à long terme provoqués par des transformations à grande échelle de la biosphère (voir par exemple Vitouzek *et al.*,

1997, ou Diamond, 2000, 2006). Les exercices dans lesquels se sont lancés plusieurs groupes de scientifiques (Costanza *et al.,* 1997 ; Pimentel *et al.*, 1997) reposaient sur des hypothèses très simplificatrices[1] et ne prétendaient qu'à des valeurs conservatrices[2]. Plus récemment, des initiatives plus institutionnelles (Braat et ten Brink, 2008 ; Sukhdev, 2008) s'efforcent de définir des approches plus compréhensives mais n'obtiennent des résultats numériques qu'au prix de simplifications drastiques.

Notre propos est plus limité, il s'agit de définir des indicateurs ayant la dimension de prix, reflétant les pertes de services subies par la société du fait de la destruction, de la dégradation ou de la perturbation d'écosystèmes par des projets définis. Pour plus limitée qu'elle soit, cette question n'en soulève pas moins des difficultés redoutables :

- comment identifier les impacts d'un projet sur des écosystèmes en évolution, y compris sous l'influence d'autres actions humaines ?
- quelles valeurs prendre en compte ?
- comment identifier la population concernée (et question de l'agrégation) ?
- à quelles unités de surface les appliquer ?
- comment partager la responsabilité de coûts provoqués conjointement par plusieurs actions humaines… ?

Renforcer la familiarité des sujets, tant avec les actifs à évaluer qu'avec les modalités de détermination des CAP, est une nécessité argumentée par de nombreux auteurs. Schläpfer (2008) suggère trois voies de solution :

- aider les agents à formuler des préférences cohérentes en faisant apparaître des coûts hypothétiques de scénarios politiques réalistes dans un ordre de grandeur crédible pour les sujets (par exemple, en rapportant les prix affichés dans les choix dichotomiques à des montants déjà acquittés, comme un pourcentage d'accroissement des taxes) ;
- offrir aux sujets la possibilité de communiquer avec des pairs et des experts ;
- donner accès à une aide crédible générée par une concurrence politique par rapport à laquelle les sujets ont une certaine familiarité et présenter les options en les situant relativement aux positions adoptées par certains groupes d'intérêt bien identifiés.

1 – La notoriété de l'étude de Costanza *et al.* (1997) chez les non-économistes ne l'a évidemment pas protégée des critiques virulentes de multiples économistes (Toman, 1998 ; Bockstael *et al.*, 2000, etc.). En montrant qu'une estimation conservatrice des services apportés par les écosystèmes représentait une valeur d'un ordre de grandeur de 1 à 3 fois le produit brut mondial, elle a cependant constitué un moment important dans la mise en évidence des enjeux.

2 – Le caractère *a priori* illégitime d'une extension à grande échelle de résultats locaux est la première critique qui peut être adressée aux études qui ont calculé des valeurs pour l'ensemble des services rendus. Mais ces deux études (Costanza *et al.*, 1997 ; Pimentel *et al.*, 1997) reposent principalement sur des approches simples en termes de coût (coût de remplacement, impact sur les fonctions de production) et obtiennent donc une valeur de contribution à la richesse produite et non une évaluation de ce que représenteraient les pertes de ces services. Une approche totalement différente de l'évaluation des services écosystémiques à l'échelle globale a été proposée par Alexander *et al.* (1998), qui considèrent que cette valeur est majorée par le produit brut mondial dont on retire les dépenses d'entretien de la population mondiale. Cette démarche met peut-être en évidence que face à des enjeux aussi importants, les analystes ne savent plus à quelle situation se référer.

La question de l'hétérogénéité des préférences des agents, en fonction notamment de leur revenu (Jacobsen et Hanley, 2009) et de leurs usages, doit parfois faire l'objet de traitements spécifiques. Cette hétérogénéité peut concerner des préférences contradictoires pour des éléments auxquels certains agents attribuent des valeurs positives, alors que d'autres les perçoivent principalement comme la cause de problèmes. Chacun peut penser sur ce sujet aux situations conflictuelles liées au retour ou à la réintroduction de certains grands prédateurs (loup, lynx, ours). Mais les zones humides sont également associées à des nuisances, comme la présence de moustiques[1] (Westerberg et Lifran, 2008), et une plus grande biodiversité peut aussi signifier la multiplication des adventices et autres ravageurs des cultures (Zhang *et al.*, 2007). Pour des agents dont les intérêts sont particulièrement affectés (agriculteurs, économie du tourisme…), un accroissement de la biodiversité peut donc se traduire, au moins à court terme, par une augmentation des coûts ou des pertes.

On doit par ailleurs souligner que le changement d'affectation d'une unité de surface peut avoir des effets directs et indirects sur la biodiversité avec des mécanismes d'effets en cascade (voir par exemple Kinzig *et al.,* 2005) ou de « non-convexités » (Dasgupta et Mäler, 2003) difficiles à résumer dans une évaluation sur un site, sauf en apportant aux sujets une information appropriée sur l'ensemble des conséquences prévisibles.

4. Synthèse des principaux résultats publiés

Dans l'article qu'il a publié dans l'*Encyclopedia of Biodiversity*, Heal (2000) propose de considérer la biodiversité comme un bien de consommation (« *commodity* »); ce qui le conduit à examiner successivement en quoi la biodiversité favorise la productivité de l'économie, constitue une forme d'assurance, accroît la quantité d'informations génétiques, favorise les services écosystémiques, se trouve liée à des produits marchands. Le constat minimal est que la biodiversité a une valeur pour de multiples raisons que nous allons explorer avec une double logique : valeur de quels aspects ou composantes de la biodiversité et valeur pour quelles formes d'usages.

Dans cette étude, nous nous intéressons à la fois à la valeur de la biodiversité et à celle des services écosystémiques, sachant que ces deux dimensions de la dépendance de nos sociétés envers la Nature sont étroitement liées. Nous passerons successivement en revue les analyses de la diversité du vivant, des ressources génétiques, des espèces, des écosystèmes et des habitats; des fonctions écologiques et, enfin, des services avec un développement spécifique pour les aménités paysagères.

1 – La présence de moustiques est un exemple typique d'effets ambivalents, car ils constituent aussi la nourriture de poissons recherchés par les pêcheurs. Et des paysages agricoles diversifiés abritent des espèces régulatrices des populations de moustiques.

4.1. Évaluer la diversité de la biodiversité ?

Ce sont surtout des travaux théoriques qui ont essayé de traiter la question de la valeur de la diversité ; ce qui s'explique principalement par la difficulté d'élaborer une procédure de recueil de préférences déclarées pour des actifs que les sujets ont nécessairement beaucoup de difficulté à appréhender (même les spécialistes ne partagent pas toujours une représentation cohérente de ces questions).

Les plus connus sont sans doute les articles de M. Weitzman (1992, 1993, 1998) dont la démarche repose sur la possibilité de mesurer la dissimilitude génétique entre deux espèces[1] (mais le remplacement de la notion d'espèce par des populations ou d'autres entités, y compris les individus, ne changerait pas la logique) par hybridation ADN-ADN. La diversité est ensuite mesurée par une procédure itérative de calcul de la dissimilitude (entre l'espèce ajoutée et celle dont elle est la plus proche parmi les espèces déjà présentes). On obtient ainsi une fonction D que Weitzman (1992) interprète comme une valeur de diversité sans expliciter en quoi et pourquoi la diversité serait utile ou désirable ; la diversité est considérée importante en soi. La valeur d'une espèce ou d'un ensemble d'espèces est ensuite mesurée, dans le cadre de ce que Weitzman (1998) qualifie de « problème de l'arche de Noé », c'est-à-dire « comment préserver au mieux la biodiversité avec une contrainte budgétaire », par la somme de deux grandeurs : $D + U$, où U représente l'utilité dérivée de l'existence de l'espèce ou de l'entité en question par les citoyens.

L'idée de « corriger » l'utilité retirée par les citoyens de l'existence d'éléments de la biodiversité en lui adjoignant une composante experte traduit bien le concept de bien tutélaire que nous avons présenté plus haut. La question centrale à laquelle la littérature économique ne répond apparemment pas concerne la méthode qui permettrait d'additionner ces deux grandeurs hétérogènes[2]. Mais on doit également mentionner l'analyse de Baumgärtner (2007) qui montre que la prise en compte de la diversité spécifique implique de statuer préalablement sur ce à quoi on attache de la valeur.

Cette approche a été largement critiquée comme étant inapplicable à des problèmes concrets tant à cause des besoins en information que pour la quantité exponentielle de calcul nécessaire, dès lors que le nombre d'espèces est un peu important (sans revenir sur les limites de la notion d'espèce). Weikard (2002) a cependant montré que la démarche retrouvait une certaine pertinence pratique si on l'appliquait non plus à des espèces ou à des populations, mais à des écosystèmes.

On peut mentionner ici les travaux de Nehring et Puppe (2002) qui construisent une valeur économique de la diversité à partir de la somme des attributs, en supposant que le décideur a identifié une série d'attributs auxquels il attache de l'importance. Ce repérage est subjectif et le décideur doit indiquer l'importance attachée à chaque attribut par une valeur numérique. La diversité d'un échantillon est alors mesurée par la somme des valeurs des attributs réalisés. Cette approche n'a apparemment jamais fait l'objet d'application concrète.

1 – L'idée de baser l'évaluation sur des dissimilitudes cardinales est déraisonnablement exigeante en information et en capacité de calcul. Bervoets et Gravel (2007) proposent une approche basée sur des dissimilitudes ordinales, supposant la capacité des décideurs à hiérarchiser les différences, mais sans l'exigence de mesure.

2 – Weitzman (1993, 1998) ne traite pas ce point et on imagine mal, *a priori*, que les « experts » donnent une mesure monétaire de la dissimilitude.

Les mesures empiriques de la valeur de la diversité de la biodiversité sont peu nombreuses car les agents (hormis les naturalistes éclairés) n'ont généralement pas une compréhension suffisante de ce qu'est la biodiversité et pourquoi elle pourrait être importante pour eux : leurs comportements ne traduisent donc pas ces valeurs et les évaluations contingentes ne peuvent pas les retrouver.

Dans une revue d'un ensemble d'analyses portant sur des gènes, des espèces, des habitats et des fonctions, Nunes et van der Bergh (2001) avaient mis en évidence les difficultés de ces exercices et le caractère hétérogène des analyses, la prééminence des méthodes basées sur des préférences déclarées, seules aptes à prendre en compte les valeurs de non-usage et le caractère incomplet des services considérés, ce qui les conduisaient à conclure que les évaluations empiriques constituaient « au mieux » des bornes inférieures de la valeur totale perdue lors de changements dans la biodiversité.

Christie *et al.* (2006) ont essayé d'évaluer « la diversité de la biodiversité » en utilisant la méthode du *choice experiment*. Des *focus groups* leur ont permis d'identifier les notions de biodiversité auxquelles les sujets attribuaient de l'importance et de les décrire dans des termes compréhensibles et ayant du sens pour les sujets. La modélisation des choix a permis de mettre en évidence les valeurs que les sujets placent sur les différents attributs de la diversité (familiarité avec les espèces, rareté des espèces, habitat, fonctionnement des écosystèmes). Une évaluation contingente a estimé parallèlement les consentements à payer pour des politiques de conservation telles que des mesures agri-environnementales ou des actions de recréation d'habitats. Les résultats mettent en évidence une valeur positive pour plusieurs attributs de la diversité (pas tous) ; mais peu d'intérêt pour les moyens mis en œuvre pour la préserver. Les auteurs en concluent que la définition de politiques de conservation devrait peut-être associer une analyse économique des montants à allouer à la conservation de la biodiversité, et choisir sur une base écologique les moyens de l'utiliser pour la plus grande efficacité pratique. Une conclusion supplémentaire était que les ateliers organisés pour leurs travaux avaient permis des échanges et un enrichissement de l'information qui avait significativement contribué à réduire la variabilité des estimations.

4.2. Évaluer des gènes : cas de la bioprospection

L'argument que la biodiversité pouvait être préservée, au moins pour partie, par les valeurs marchandes dont elle est le support, a été fréquemment avancé, notamment au début des années 1990[1]. La biodiversité des écosystèmes accroît les chances d'y trouver des éléments potentiellement utiles, notamment pour l'industrie pharmaceutique.

L'un des exemples les plus médiatisés de valorisation de la biodiversité est l'accord passé en 1991 entre la compagnie pharmaceutique Merck et l'Institut national de la biodiversité du Costa-Rica (INBio) : moyennant un versement de 1,1 million de dollars, Merck obtenait pour deux ans (le contrat a ensuite

1 – Notamment dans le cadre des débats relatifs à la Convention sur la diversité biologique dont l'enjeu principal a finalement été le partage des bénéfices des ressources génétiques. L'idée que la bioprospection est porteuse d'enjeux importants conduit à accorder une grande considération aux conditions d'accès (Trommetter, 2005).

été renouvelé en 1994 et 1996) le droit exclusif d'exploration et de valorisation (donnant lieu à redevances) des propriétés pharmacologiques des plantes et micro-organismes des 105 parcs nationaux du pays[1].

Autour de cette question de la « bioprospection », de nombreuses études ont essayé d'estimer la valeur médicinale d'une plante que l'on n'a pas encore testée, que l'on peut considérer comme une valeur potentielle d'un élément de biodiversité végétale remarquable. Les premières estimations de la valeur de conserver une espèce pour un usage pharmaceutique consistaient à multiplier la probabilité de trouver une substance d'intérêt commercial par le revenu net moyen dérivé des produits ayant réussi ; elles aboutissaient à des valeurs très dispersées (de quelques dizaines de dollars à plusieurs millions ; voir Perrings, 1995a ; Polasky *et al.,* 2005).

Simpson, Sedjo et Reid (1996) ont critiqué cette approche qui estimait une valeur moyenne et non une valeur marginale. Or, comme de multiples espèces peuvent contenir le même principe actif, il était vraisemblable que les valeurs marginales étaient beaucoup plus faibles que les valeurs moyennes. Ils ont donc développé un modèle de recherche séquentielle qui prenait en compte cette redondance entre les espèces. Dans leur modèle, toutes les espèces ont une égale probabilité de contenir un principe actif et sont testées avec un coût c[2]. La valeur de l'espèce finale est le profit espéré du test en supposant que toutes les autres espèces ont été précédemment testées sans succès. Avec des valeurs réalistes, leur calcul appliqué aux plantes à fleurs aboutit à une valeur marginale de 9 430 dollars. À partir d'une relation simple entre nombre d'espèces et superficie, ils peuvent ainsi calculer la valeur d'un hectare qui varie de 0,20 dollar en Californie à 20,63 dollars pour l'ouest de l'Équateur.

Rausser et Small (2000) ont proposé un modèle de prospection mieux ordonnée, considérant que les prospecteurs avaient des informations leur permettant de ne pas attribuer la même probabilité de succès à toutes les espèces ; ce qui permettait d'accroître sensiblement la valeur des prélèvements. La valeur des hectares les plus prometteurs de l'ouest de l'Équateur s'élève ainsi à 9 177 dollars. Costello et Ward (2003) ont cependant mis en évidence que les différences entre les résultats obtenus par Simpson *et al.* (1996) et Rausser et Small (2000) n'étaient pas principalement liées au gain d'efficacité dans l'organisation de la bioprospection mais dans des hypothèses différentes sur d'autres paramètres conditionnant la valeur pour l'industrie pharmaceutique[3].

Les synthèses présentées dans les rapports de l'OCDE (2001) et par Pearce et Pearce (2001) montrent que la valeur affectée à la bioprospection végétale varie selon les auteurs de 200 dollars à plus de deux millions de dollars par plante. Les raisons de cette variation tiennent principalement à deux facteurs :

– la probabilité de trouver une plante intéressante parmi les plantes testées varie selon les auteurs d'une chance sur 10 000 à plus d'une chance sur 100 ;

1 – Ce qui, d'après nos calculs, valorise la biodiversité à moins d'un dollar par hectare et par an.
2 – Polasky et Solow (1995) avaient utilisé un modèle similaire pour évaluer une collection d'espèces. Ils avaient montré que l'existence de substituts imparfaits (le principe actif n'est pas exactement le même) avait pour conséquence que la valeur de l'espèce marginale décroissait moins vite.
3 – Refaisant les calculs avec les mêmes paramètres, ils trouvent pour un hectare de forêt très bio-diverse de l'ouest de l'Équateur une valeur de 9 177 dollars par hectare si la prospection est ordonnée et 8 840 dollars avec une recherche au hasard.

– la valeur affectée à une plante conduisant à un médicament, à savoir le profit annuel lié à ce médicament, est estimée entre 250 000 et… 37,5 milliards de dollars. Une des principales causes de variation est liée au fait que l'on considère le médicament uniquement du point de vue des bénéfices pour la compagnie ou qu'on y intègre des éléments plus larges, en particulier en valorisant le nombre de vies sauvées.

Cela signifie que la valeur de zones prometteuses en termes de biodiversité sera estimée dans une fourchette allant de moins de 1 dollar (ce qui était le cas de Merck pour un contrat qui peut être interprété comme portant sur les seules valeurs d'option) à près de 10 000 dollars par hectare.

La revue récente de littérature de Sarr *et al.* (2008) replace la question de la valeur des ressources génétiques pour la R & D dans le cadre des débats sur la soutenabilité : dans quelle mesure la société est-elle capable d'investir maintenant dans la conservation pour éviter l'occurrence de problèmes biologiques futurs ? Ils montrent que les indices de classement de Weitzman (1992, 1993) reflètent les enjeux de la société présente et sont peu pertinents pour anticiper les incertitudes du futur. L'approche séquentielle de Simpson *et al.* (1996) apparaît comme réduisant les risques futurs, sous réserve qu'ils soient bien identifiés et maîtrisables. La pertinence de l'approche biotechnologique de Goeschl et Swanson (2002) est également limitée aux problèmes sans réelle incertitude et au maintien des ressources permettant de contrôler ces problèmes. L'incertitude est au cœur du problème analysé par Kassar et Lasserre (2004) qui aboutit à attribuer une valeur additionnelle aux options qui ne limitent pas les choix futurs. Leur conclusion (Sarr *et al.*, 2008) est que les modèles tendent à évincer le point de vue pessimiste sur la capacité des changements techniques futurs à résoudre les questions de durabilité. La valeur des ressources génétiques apparaît ainsi *in fine* dépendante de nos croyances quant à la capacité des objectifs du présent à anticiper les risques et incertitudes de l'avenir.

4.3. Évaluer des espèces

Il existe un large ensemble d'études sur la valeur des espèces, notamment liées à l'existence aux États-Unis de l'*Endangered Species Act* (loi sur les espèces menacées, de 1973) qui conduit à réaliser ce type de travaux dans une perspective de rationalisation budgétaire (voir par exemple Brown et Shogren, 1998 ; Metrick et Weitzman, 1998). Par ailleurs, la méthode d'évaluation contingente est bien adaptée à l'évaluation des consentements à payer (CAP) pour la préservation d'espèces menacées ; surtout si elles sont faciles à visualiser par les sujets auprès desquels sont réalisées les enquêtes. On en trouve donc beaucoup dans les revues scientifiques, avec une difficulté qu'on pourrait qualifier de « biais de publication ». Chaque étude doit être présentée dans un format limité qui conduit les auteurs et les rapporteurs à s'intéresser plus aux questions méthodologiques qu'aux résultats numériques. Ainsi, les résultats sont généralement présentés sous la forme d'une régression économétrique dont la variable expliquée est le consentement à payer d'un ménage (le plus souvent annuel). La deuxième partie de la question, qui serait d'estimer la population concernée de façon à pouvoir calculer un CAP social qu'il faudrait ensuite ramener à l'objet (préserver l'espèce dans le monde, dans la région, dans telle aire spécifique), est généralement absente.

La plupart des travaux portent sur des espèces charismatiques ou emblématiques. Il faut souligner que cette notion n'est pas liée uniquement à des aspects écologiques mais intègre un contexte socioculturel et peut donc varier selon les lieux et les générations. Le changement de « statut » du lynx, de l'ours ou du loup, autrefois chassés, aujourd'hui « patrimonialisés », n'est sans doute pas entièrement dû à leur raréfaction, déjà ancienne, et illustre bien ce phénomène. En nous limitant à l'époque moderne et au contexte culturel occidental, nous avons rassemblé dans le tableau 5-3 un certain nombre d'études portant sur des populations de vertébrés menacées, pour lesquelles le consentement à payer par foyer et par an[1] a été estimé pour diverses mesures de protection de ces espèces. La plupart de ces données sont issues d'une méta-analyse de Loomis et White (1996) portant sur 22 études réalisées de 1983 à 1993 (nous ne donnons ici que les valeurs moyennes, en monnaie courante).

Tableau 5-3 : Consentements à payer pour diverses espèces de vertébrés emblématiques (en dollars par foyer et par an)

Groupe	Espèces	Lieu de l'enquête	CAP ($)	Référence
Mammifères	Rhinocéros	UK pour Namibie	54-65	OCDE, 2001
	Loup	Suède	126	Loomis et White, 1996
	Ours grizzly	États-Unis	46	*Id.*
	Loutre de mer	États-Unis	29	*Id.*
	Baleine grise	États-Unis	26	*Id.*
	Mouflon	États-Unis	21	*Id.*
	Caribou	Canada	14-98	Anielski et Wilson, 2005
Oiseaux	Chouette tachetée du Nord	États-Unis	70	Loomis et White, 1996
	Grue blanche d'Amérique	États-Unis	35	*Id.*
	Pic à face blanche	États-Unis	13	*Id.*
	Pygargue à tête blanche	États-Unis	24	*Id.*
Reptiles	Tortue de mer	États-Unis	13	Loomis et White, 1996
Poissons	Saumon du Pacifique	États-Unis	63	Loomis et White, 1996
	Truite fardée	États-Unis	13	*Id.*
	Saumon de l'Atlantique	États-Unis	8	*Id.*
	Squawfish	États-Unis	8	*Id.*
	Stripped shiner	États-Unis	6	*Id.*

Source : CAS, Groupe biodiversité

1 – Il s'agit d'échantillons aléatoires de foyers, qui ne distinguent pas ceux qui utilisent éventuellement ces ressources (valeurs d'usage) et les non-utilisateurs, qui exprimeront des valeurs de non-usage.

Les valeurs sont relativement resserrées, avec des extrêmes fluctuant dans un rapport de 1 à 15 et quelques facteurs explicatifs de ces variations : ainsi, on observe une hiérarchie privilégiant les mammifères et les oiseaux par rapport aux poissons, avec chez ces derniers une forte valeur pour des espèces très emblématiques comme les saumons du Pacifique qui contraste avec de faibles valeurs pour des espèces voisines et tout aussi menacées, mais sédentaires, de la même zone. On note également, à titre anecdotique, que les riverains de la côte atlantique (l'étude a été faite dans le Massachusetts) semblent accorder beaucoup moins de valeur à « leur » saumon que ceux de la côte pacifique. Loomis et White proposent une généralisation de ces données, à travers un modèle prédictif de régression multiple aboutissant à une valeur de base de 11 dollars par an pour les résidents du site, à laquelle il faut rajouter 47 dollars si l'espèce est un mammifère, 33 dollars si c'est un oiseau, 23 dollars si la personne est un visiteur et non un résident (on retrouve le paradoxe de la proximité) et 42 dollars si l'on propose un paiement unique (ce qui correspond en fait à une diminution du paiement total).

Brown et Shogren (1998) ont montré que les résultats de Loomis et White (1996) aboutissaient à un consentement à payer qui, si on l'étendait à l'ensemble des ménages américains, reviendrait à consacrer 1 % du PIB pour protéger 2 % des espèces menacées ; ils considèrent ce résultat excessif.

Une extension de cette approche a cependant été proposée par Allen et Loomis (2006) qui présentent un modèle d'estimation de CAP dérivé pour des « espèces ordinaires » lorsque celles-ci sont les proies d'espèces protégées : connaissant le régime alimentaire du prédateur et la valeur énergétique de chaque proie, on peut déduire la valeur implicite accordée à chaque proie. Par exemple, à partir d'une estimation de CAP de 18 dollars par foyer pour conserver une population de 12 aigles royaux dans l'Idaho (soit un consentement à payer de 8,06 millions de dollars pour l'ensemble des habitants de cet État), les auteurs estiment qu'un lièvre de Californie a une valeur implicite de 562 dollars pièce, une marmotte de 861 dollars ou un faisan de 381 dollars !

Kotchen et Reiling (2000) ont exploré l'influence des attitudes envers l'environnement sur les réponses à une évaluation contingente portant sur la protection de deux espèces, le faucon pèlerin et l'esturgeon à nez court. Ils montrent que les « pro-environnement »[1] sont significativement plus favorables à des actions de protection et que leur disposition moyenne à payer est significativement plus élevée, en particulier pour des valeurs de non-usage liées à des motifs éthiques.

Chambers et Whitehead (2003) ont étudié le consentement à payer pour un plan de gestion du loup et des dommages liés à cet animal dans le Minnesota par la méthode contingente. Les réponses nulles sont distinguées économétriquement des « *je ne sais pas* » qui constituent une fraction importante des réponses. Ils montrent que les deux programmes génèrent des bénéfices supérieurs à leurs coûts.

Sur les 37 études recensées et normalisées par Brahic et Terreaux (2008), les consentements à payer pour la conservation de diverses espèces vont de 5 à

1 – Les attitudes sont mesurées suivant une échelle standardisée (dite du *New Ecological Paradigm*).

200 euros$_{(2008)}$ par ménage et par an, avec une zone modale entre 12 et 40 euros. Ces chiffres résultent presque exclusivement d'évaluations contingentes et sont ainsi affectés par certains biais liés à cette technique, notamment le biais d'inclusion ou d'envergure déjà souligné par les critiques de Loomis et White[1].

Richardson et Loomis (2009) ont actualisé les résultats obtenus par Loomis et White (1996) en ajoutant, dans une nouvelle méta-analyse des évaluations contingentes relatives à la VET des espèces rares et en danger, les travaux publiés après 1995. Les deux groupes d'études sont traités séparément et les études récentes obtiennent en général des consentements à payer plus élevés dont les variables explicatives significatives sont : le changement de taille des populations, le type d'espèce, son appartenance à la « mégafaune charismatique », l'existence de valeurs de non-usage ; mais aussi, l'année de l'étude, le type du sujet questionné, le mode d'enquête, le taux de réponses et la fréquence des paiements. Le modèle est utilisé pour tester un transfert de valeur et le taux d'erreur avec les études originales varie de 34 % à 45 %.

Ces raffinements méthodologiques n'éliminent pas totalement les problèmes liés à l'utilisation de ces valeurs comme valeurs de référence, notamment du fait de la présence, dans les variables pilotant les transferts, de variables liées à la conception ou aux conditions de réalisation de l'étude, aux côtés de variables liées à l'objet évalué. Outre les problèmes d'additivité précédemment évoqués, l'utilisation de ces valeurs pose souvent le problème de la disproportion, voire de la déconnection entre la localisation et le caractère parfois réduit du territoire à protéger[2], du fait du caractère menacé de ces espèces, et l'importance et la localisation de la population considérée comme susceptible de payer, du fait du caractère charismatique de ces espèces et de l'importance de leur valeur d'option ou de non-usage.

En effet, alors que pour des éléments de biodiversité ordinaire, on peut considérer que ce sont principalement les usagers habitant ou fréquentant le site qui sont à la fois ceux qui bénéficient de ces services, à travers des valeurs d'usage, et ceux qui sont susceptibles d'en financer les coûts de gestion, ces deux populations sont largement disjointes – et même parfois antagonistes comme nous l'avons remarqué – lorsqu'il s'agit de biodiversité remarquable comme les espèces charismatiques[3] ; ce qui introduit dans le débat des dimensions politiques et éthiques indéniables.

De plus, pour prendre un ordre de grandeur, il ne serait pas choquant d'avancer que la population susceptible de payer une dizaine de dollars par an pour une espèce menacée de grand mammifère est d'une centaine de millions de personnes sur l'ensemble de la planète. Si le territoire à protéger est de l'ordre de quelques centaines de km^2, on aboutit à un CAP par hectare et par an

1 – Desvouges *et al.* (1993) ont ainsi obtenu des consentements à payer similaires pour sauver 2 000, 20 000 ou 200 000 oiseaux (respectivement 80, 78 et 88 dollars).
2 – Ce n'est pas le cas pour les grandes espèces animales qui, même en effectifs réduits, conservent des besoins importants en termes d'habitats. Mais le problème de « déconnection » se pose également.
3 – Pour intégrer des éléments robustes de valeur économique dans ces situations, on pourrait, *a minima*, développer des approches identifiant spécifiquement des valeurs d'usage, par exemple à travers les retombées économiques locales liées à différents labels mettant en valeur des éléments de biodiversité remarquable (parcs nationaux, grands sites de France, patrimoine mondial de l'UNESCO, etc.).

supérieur à 10 000 dollars, ce qui, pour une seule espèce, dépasserait toutes les estimations fondées sur des services écosystémiques et permettrait même de s'opposer à tout développement d'activités humaines pouvant affecter ce territoire.

On pourrait se réjouir de cet argument qui peut sembler décisif et permettrait de « sanctuariser » les territoires concernés, mais il a son talon d'Achille : si on demande aux mêmes citoyens s'ils estiment légitime de dépenser un milliard de dollars par an d'argent public pour protéger ladite espèce, on peut craindre des réponses pour le moins nuancées ! Il serait donc souhaitable de remplacer ces études sur une seule espèce emblématique par des approches plus globales, présentant différents programmes de conservation pour un ensemble d'espèces à protéger dans un milieu donné.

Le cas des espèces invasives ou envahissantes fait apparaître de multiples problèmes, notamment quand ces espèces donnent lieu à des perceptions ambivalentes par les populations. Il a fait l'objet de travaux d'évaluation (par exemple Thomas *et al.*, 2006), mais surtout d'analyse sur les enjeux et les moyens d'une gestion de ces problèmes. Ces derniers ne sont généralement pas liés à des projets d'infrastructures et il n'en sera donc pas question ici. Pour les lecteurs intéressés, une synthèse assez complète peut être trouvée dans les contributions de l'ouvrage édité par Perrings *et al.* (2000), dans le numéro spécial consacré à ce sujet par l'*American Journal of Agricultural Economics* en 2002, ou dans Polasky *et al.* (2005).

4.4. Évaluer des écosystèmes ou des habitats

Les milieux sont potentiellement multi-usages et cette plasticité semble s'accroître avec leur « naturalité ». On dispose d'un ensemble d'études qui présentent la valeur de certains types d'écosystèmes comme la somme des valeurs des services que les sociétés humaines s'y procurent. Les cas les plus intéressants sont ceux où une même étude décompose une valeur totale, comme le proposent les derniers chapitres de l'ouvrage de synthèse sur la valeur des forêts méditerranéennes (dans 18 pays) coordonné par Merlo et Croitoru (2005), dans le cadre du projet européen MEDFOREX (*Mediterranean Forest Externalities*). La multi-fonctionnalité de la forêt méditerranéenne, considérée comme un « *hotspot* » de biodiversité, est étayée par des mesures de valeur totale qui aboutissent en moyenne à attribuer 35 % du total à la production de bois, 21 % à la chasse, 16 % aux autres activités récréatives et 38 % aux valeurs d'option et d'existence. Ce travail met en évidence une forte imbrication des différentes productions de services matériels et immatériels, produits joints de régimes de gestion aux objectifs variables et inégalement efficients. Le cas français, étudié par Montagné *et al.* (2005), fait apparaître un partage qui semble très différent, bien que les catégories ne se recoupent qu'imparfaitement : le bois représente moins de 10 % ; les produits de cueillette, 3 %, la chasse, 1 %, mais les autres activités récréatives atteignent 50 % ; les différents services de protection s'élèveraient à 15 % ; 10 % sont attribués au stockage du carbone et la demande de diversité biologique est estimée à 10 %, d'un total qui s'élève en moyenne à 240 euros par hectare.

Mais même quand la quasi-totalité des usages est interdite, les raisons de préserver peuvent être multiples. Dans une étude relative à une réserve intégrale

(« *wilderness area* ») dans le Colorado, Walsh *et al.* (1984) ont analysé séparément les consentements à payer pour la valeur d'option, les valeurs d'existence et de legs, qui contribuent de façon équilibrée à une valeur totale de préservation, estimée entre 14 et 32 dollars courants.

Une étude finlandaise (Li *et al.*, 2004) portant sur le consentement à recevoir de 4 000 personnes en compensation d'une réduction des zones préservées, a abouti à un CAR moyen de près de 700 euros, alors que le CAP moyen pour un accroissement équivalent est de 160 euros (et le CAP médian était nul).

Une logique de coût/efficacité a été appliquée à la définition de politiques efficientes de conservation d'habitats. La question est alors de sélectionner les sites pertinents ; ce que la plupart des études ont ramené à un problème de « couverture maximale d'espèces » au sein d'un réseau de sites[1] (Church *et al.*, 1996). Ando *et al.* (1998) ont intégré la valeur des terres à ce problème comme indicateur des coûts d'opportunité de la conservation. Le problème peut être adapté pour intégrer d'autres approches de la diversité que les espèces. Polasky *et al.* (2001) ont ainsi montré que l'objectif de maximisation de la diversité phylogénétique conduisait à un schéma très voisin de celui de la maximisation des espèces… du fait de la forte corrélation des objectifs.

Tuan et Lindhjem (2008) ont réalisé une méta-analyse sur une centaine d'études ayant évalué la conservation de la nature en Asie et en Océanie. Ils ont divisé leur base en deux groupes : les études portant sur la protection d'espèces menacées et celles portant sur des programmes de conservation plus généraux. Ils montrent que les études portant sur les espèces sont plus homogènes et conformes aux attentes théoriques et empiriques : les CAP sont plus élevés pour les mammifères que pour les autres espèces. Ils utilisent leur modèle pour prédire les résultats d'études ne figurant pas dans leur base et obtiennent un taux médian/moyen d'erreur plus faible pour les espèces (24/46) que pour les programmes de conservation (46/89). Leur conclusion est qu'il est préférable de contrôler l'hétérogénéité dans les régressions et les analyses de sensibilité plutôt que d'exclure *a priori* des études sur des critères difficilement explicites.

Dans les 42 études recensées et normalisées par Brahic et Terreaux (2008), les consentements à payer vont de moins de 1 jusqu'à 370 euros[2] par ménage et par an, avec une zone modale entre 12 et 80 euros, pour des écosystèmes, des habitats ou seulement certains des services que les populations peuvent s'y procurer. Cette hétérogénéité affaiblit la possibilité de se baser sur ces études, même soigneusement sélectionnées, pour fonder des valeurs de référence qu'il serait rassurant de trouver dans des approches fonctionnelles de la biodiversité ; mais qu'il nous faudra chercher plus loin, dans des objets plus aisément identifiables.

1 – Deux approches sont possibles : l'approche « *hotspot* », qui suggère de sélectionner les sites ayant la plus grande diversité, et l'approche « *greedy algorithm* », qui sélectionne d'abord le site ayant la plus forte biodiversité puis, séquentiellement, ceux qui apportent la plus grande diversité non encore couverte. Polasky et Solow (1999) ont montré que ces deux approches pouvaient ne pas conduire au meilleur choix et que cet objectif impliquait la possibilité d'exclure *a posteriori* un site sélectionné. Pour une synthèse, voir Polasky *et al.* (2005).

2 – Ce record a été atteint par une étude de Mitchell et Carson (1989) portant sur l'amélioration de la qualité de l'eau de l'ensemble des cours d'eau et lacs des États-Unis. Une étude sur l'ensemble des forêts du sud de l'Australie atteint 280 euros. Ces études semblent avoir évité le biais d'insertion et obtiennent donc des valeurs particulièrement élevées pour des écosystèmes de grande taille.

4.5. Évaluer la diversité fonctionnelle

Appréhender la biodiversité et les services écosystémiques en termes de biodiversité fonctionnelle apparaît comme une approche plus intéressante de la question de la relation entre la biodiversité et les services. Elle soulève cependant des difficultés spécifiques et, en particulier, la question du traitement de la redondance fonctionnelle.

Comprendre les liens qui existent entre l'état de la biodiversité et les niveaux de services écosystémiques nécessite de passer par une meilleure compréhension du rôle de la diversité du vivant sur des fonctions écosystémiques ayant une utilité plus ou moins directe pour l'homme. Les connaissances scientifiques sur ces interactions sont faibles (Carpenter *et al.*, 2006) et relatives à des processus expérimentaux concernant le plus souvent un seul niveau trophique (les plantes, les insectes pollinisateurs ou les organismes filtrants par exemple) et une échelle spatiale relativement petite (Hector *et al.*, 1999 ; Diaz *et al.*, 2006).

Ces expérimentations n'en ont pas moins permis de souligner certains résultats intéressants (Diaz *et al.*, 2006 ; Hector *et al.*, 1999 ; Loreau *et al.*, 2001, 2003 ; McCann, 2000 ; Schwartz *et al.*, 2000). Ainsi, dans les écosystèmes situés en zones tempérées, il existerait une relation positive entre la richesse spécifique et la production de services de régulation (résilience face aux perturbations) et d'approvisionnement (production de biomasse). Cette relation, envisagée à la marge, aurait une forme de courbe en cloche.

Les liens entre l'évolution de la biodiversité et la production de services écosystémiques sont en tout état de cause très difficiles à évaluer car ils sont toujours relatifs à l'apparition de nouvelles interactions entre espèces et non à la richesse spécifique ou à l'abondance à proprement parler (Yodzis, 1981). Il n'est ainsi pas possible de considérer qu'il existe des liens linéaires entre l'évolution de la taille de groupes fonctionnels et l'évolution de services auxquels ces groupes devraient théoriquement renvoyer (Carpenter *et al.*, 2002 ; McCann, 2000 ; Diaz *et al.*, 2006). L'évaluation des liens entre l'évolution de la taille des groupes fonctionnels et le niveau de services écosystémiques représente cependant la voie la plus prometteuse pour pouvoir établir une comptabilité des services écosystémiques qui tienne compte du capital naturel à l'origine de la production de services (Diaz *et al.*, 2006 ; McNaughton, 1985 ; MEA, 2005 ; Schröter *et al.*, 2005).

L'évaluation monétaire de ces contributions de la biodiversité aux fonctionnalités écosystémiques a été réalisée pour ce qui concerne l'accroissement de la productivité liée à la richesse spécifique (Costanza *et al.*, 2007), l'assurance fonctionnelle contre l'incertitude qui accompagne la production de services d'un écosystème (Baumgärtner *et al.*, 2007) et les interactions spécifiques qui permettent de supporter le bon fonctionnement d'un réseau trophique (Allen et Loomis, 2006).

Dans leur étude de la valeur des fonctions écologiques dans la réserve de biosphère de Changbaisan (Chine), Xue et Tisdell (2001) ont utilisé une démarche basée sur le coût des alternatives (très proche des coûts de remplacement) qui aboutit à une valorisation de plus de 60 millions de dollars annuels, soit plus de 10 fois la valeur de la production annuelle de bois.

Ansink *et al.* (2008) discutent de la pertinence d'évaluer des services écosystémiques ou des « fonctions écosystémiques » définies comme la capacité des écosystèmes à offrir des services. Leur conclusion est que les deux approches ont des bases conceptuelles solides et devraient donc, si elles sont menées avec rigueur, conduire à des valeurs égales. Des considérations pratiques conduisent souvent les analystes à préférer l'évaluation des services et, en l'absence de relation univoque entre services et fonctions, les analyses doivent être basées seulement sur des services ou seulement sur des fonctions.

Barkman *et al.* (2008) reprennent cet argument et le renforcent, à partir du cas d'un hydrosystème en Indonésie, en constatant qu'évaluer les fonctions des écosystèmes au travers des services dont les agents peuvent bénéficier est le moyen de contourner le problème de la non-familiarité des sujets (dans les études basées sur les préférences déclarées) avec le fonctionnement des écosystèmes qui renverrait à une compréhension plus profonde des processus écologiques.

Cette analyse conduit à poser une question générale : faut-il évaluer les écosystèmes en fonction des services qu'ils rendent à un moment donné ou plutôt en fonction de leur « potentiel écologique » estimé à partir de l'analyse des fonctions écologiques en essayant d'en inférer quels services pourraient être rendus, et sans sous-estimer le poids des contraintes liées aux modes de gestions effectifs ?

4.6. Évaluer des services

Le concept de services écosystémiques est devenu un modèle important pour faire le lien entre le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain (MEA, 2005). Il existe de multiples travaux qui ont proposé d'évaluer des services rendus par les écosystèmes, les plus nombreux concernent la valeur récréative d'espaces faiblement anthropisés pour différents usages, mais il existe bien d'autres services[1]. Une même question est posée (par exemple par Arnold et Periz, 2001) ou sous-jacente à la plupart des travaux : la valeur des services rendus, éventuellement cumulés, suffit-elle à justifier la préservation d'un site (ou de tout autre actif naturel) menacé par le fait que l'un des usages destructifs dont il est l'objet (notamment la conversion des terres vers des usages agricoles, urbains ou de transport) fait apparaître une valeur élevée[2] ?

C'est d'ailleurs à partir des résultats d'un grand nombre de ces travaux que l'étude publiée par 13 écologues, économistes et géographes dans *Nature* (Costanza *et al.*, 1997) a pu extrapoler et aboutir à une valeur comprise entre 1 et 3 fois le produit brut mondial pour la valeur de services rendus par l'ensemble des écosystèmes. Les services pris en compte portaient sur la production de

1 – Les services écosystémiques contribuent aussi au bien-être dans des milieux très anthropisés comme les zones urbaines. Bolund et Hunhammar (1999) ont montré, à partir du cas de la ville de Stockholm, que la survie des urbains dépend de la Nature et que les villes bénéficient non seulement des écosystèmes qui les environnent mais aussi des « écosystèmes urbains ».

2 – Dans le cadre des seuls usages marchands, la question se pose pour la conversion des terres agricoles vers des usages périurbains ou autres. Malgré son apparente évidence on peut se poser la question : pourquoi est-il si avantageux de convertir des terres agricoles pour construire de l'habitat pavillonnaire ? La réponse est plus profonde qu'il n'y paraît et les enjeux sont parfois localement considérables et pourraient le devenir à plus grande échelle.

nourriture, de matières premières diverses, les usages récréatifs, l'approvisionnement en eau, mais aussi la régulation des climats, des gaz atmosphériques, du cycle de l'eau, la formation et le contrôle de l'érosion des sols, le recyclage des nutriments et la purification des effluents.

Même si certains services contribuent à la production de biens marchands (production alimentaire, approvisionnement en eau et en matières premières font l'objet d'échanges marchands)[1], ces valeurs sont très majoritairement non marchandes. Les auteurs sont conscients des larges incertitudes qui affectent leurs estimations mais ils considèrent cependant que les valeurs sont plutôt basses et que des études approfondies sont nécessaires. Ils soulignent également que ces estimations ne prennent pas en compte le fait que certains des services seraient « littéralement irremplaçables ».

Costanza *et al.* identifient et proposent des estimations de 17 catégories de services, pour l'ensemble des milieux terrestres et marins. La valeur des seuls milieux littoraux, y compris les estuaires, les zones humides littorales, les herbiers et champs d'algues, les récifs coralliens et les marges continentales, représente 43 % du total, alors qu'ils ne couvrent que 6,3 % de la surface du globe. Ce poids apparaît lié au rôle que jouent ces milieux dans la régulation des cycles des nutriments, tant terrestres que marins, dont la monétarisation apparaît cependant particulièrement délicate.

La définition et la classification de ces services est en fait problématique et a suscité plusieurs propositions. Avant que le *Millennium Ecosystem Assessment* ne propose son système simplificateur (MEA, 2005), la typologie proposée par De Groot *et al.* (2002) avait déjà suggéré une clarification assez voisine :

1. fonctions de régulation : régulation de l'atmosphère, du climat, des flux hydriques, approvisionnement en eau, prévention des risques naturels (tempêtes, inondations, sécheresses) ; formation et conservation des sols, recyclage des nutriments, traitement des effluents, pollinisation, contrôle biologique ;
2. fonctions d'habitat : refuge, nurseries ;
3. fonction de production de biens et services : de nourriture, de matières premières, de ressources génétiques, de ressources pharmaceutiques, d'animaux et de plantes ornementales ;
4. fonctions d'information : esthétique, récréation et (éco)tourisme, inspiration culturelle et artistique, spirituelle et historique, scientifique et éducative.

Pour chacun de ces 23 services, De Groot *et al.* mentionnent, dans le prolongement de l'étude de Costanza *et al.* dont ils décomposent les résultats, les intervalles de valeur pour l'ensemble des écosystèmes de la planète. Sans reprendre l'ensemble de ces chiffres, on doit mentionner qu'ils peuvent prendre des valeurs allant de quelques dollars à des dizaines, des centaines et souvent plusieurs milliers de dollars par hectare et par an. L'importance des écarts s'expliquerait principalement par des variations de qualité des écosystèmes et d'intensité des usages, mais aussi par la méthode d'évaluation car les différentes techniques ne capturent pas les mêmes attributs.

1 – Cependant, *a priori*, les prix ne reflètent pas la valeur des services écosystémiques mais la somme des coûts de production et des rentes de rareté.

Le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) constitue désormais un cadre assez clair et simple qu'il paraît raisonnable de suivre, car il résulte d'un travail collectif de confrontation et d'élaboration de consensus sans précédent. Il propose une typologie des services écosystémiques en quatre grandes catégories qui ont été explicitées au chapitre 4, et qui permettent de présenter dans un cadre clarifié l'ensemble des relations entre écosystèmes et société :

- approvisionnement (ressources, services physiques, etc.) ;
- régulation (hydrique, climatique, pollutions, maladies, etc.) ;
- culture (récréation, esthétique, science et éducation, spirituel, etc.) ;
- fonction de support (production primaire, formation des sols, etc.).

Seules les trois premières peuvent faire l'objet d'une évaluation économique (les fonctions de support ne sont mentionnées que pour mémoire, puisqu'il s'agit de permettre le maintien des systèmes existants, elles sont valorisées à travers les services rendus par ces systèmes). Pour les méthodes d'évaluation, on est renvoyé aux cadres conceptuels susceptibles de fonder des mesures pratiques, présentés plus haut.

Malgré la référence que constitue le MEA, la définition et la classification des services écosystémiques restent une question ouverte et débattue (Boyd et Banzhaf, 2007 ; Wallace, 2007 ; Costanza, 2008 ; Fisher *et al.*, 2009). Parmi les difficultés, on peut citer : le caractère de bien public mixte (public-privé) ; les difficultés d'appréhension des dynamiques spatiales et temporelles, le caractère de « production jointe » de plusieurs services par un même écosystème (longuement analysé dans Daily, 1997) ; la complexité des interactions entre les structures, les fonctions et les services (Limburg et O'Neill, 2002) ; le fait que les agents n'identifient comme service que ce dont ils sont bénéficiaires (Boyd et Banzhaf, 2007).

On peut citer Loomis *et al.* (2000) qui ont étudié cinq services écosystémiques susceptibles d'être restaurés sur une section de 70 km le long de la Platte River (dilution des eaux usées, purification de l'eau, contrôle de l'érosion, habitat pour poissons et faune sauvage, usages récréatifs). Les 100 personnes interrogées ont accepté que leur facture d'eau augmente de 21 dollars par mois (ou 252 dollars par an) pour une amélioration de ces services. En généralisant ce résultat à l'ensemble des ménages résidant le long de la rivière, ils obtiennent une somme de 19 à 70 millions de dollars (variable selon l'interprétation qui est faite des réponses nulles) ; somme largement supérieure aux coûts des projets de conservation estimés à 13,4 millions pour améliorer ces services.

Mais passer en revue tous les travaux qui ont estimé des valeurs pour l'un ou l'autre des services rendus par un certain type d'écosystème serait hors de portée de ce travail et le lecteur est renvoyé aux principales études de synthèse et méta-analyses citées. Un ensemble d'études spécifiques seront mobilisées au chapitre 7 pour justifier l'élaboration de valeurs de référence pour un petit nombre d'écosystèmes.

On doit, en revanche, mentionner ici le texte général de Kinzig, Perrings et Scholes (2007), qui considèrent le concept de service écosystémique comme la meilleure perspective complémentaire à la notion de valeur intrinsèque et plaident pour une utilisation de l'évaluation des services écosystémiques comme mécanisme d'optimisation de l'ensemble des investissements dans la conservation

en les orientant là où ils seront le plus socialement utiles. Mais ils soulignent l'importance, dans ce cadre, d'améliorer notre compréhension de la relation entre le niveau de biodiversité et la valeur des services.

On retrouve ainsi les principales raisons qui font de l'évaluation des services écosystémiques la meilleure base pour définir des valeurs de référence visant à rationaliser les choix publics et les limites de cette approche qui s'imposent et nous renvoient aux moyens pratiques d'instituer la vigilance. Les services écosystémiques désignent ce qui, dans nos rapports à la nature et aux écosystèmes, se rapproche le plus de situations économiques (mobilisation de moyens pour la poursuite d'une fin), mais on peut perdre ainsi le lien avec le fonctionnement du vivant et, en se focalisant sur les services les plus aisément identifiables, négliger ce qui fonde le caractère irremplaçable de la nature, support de la vie, et que nous tentons « maladroitement » de désigner comme valeur intrinsèque.

4.7. Le cas des paysages

La notion de paysage est polysémique. Le paysage de l'écologue qui étudie les interactions entre l'organisation de l'espace et les processus écologiques, les causes et les conséquences de l'hétérogénéité de l'espace, est une notion objective, un niveau d'analyse. Le paysage des sociologues est une représentation sociale, une notion subjective ; pour les peintres et les paysagistes, un objet à interpréter ou à construire. La Convention européenne du paysage a retenu une conception phénoménologique[1] qui intègre l'interaction entre l'objet et le sujet. Elle semble pertinente pour des évaluations relatives à des changements. L'analyse économique des paysages a émergé récemment pour analyser une préoccupation croissante sur les modes d'occupation de l'espace par l'expansion des villes, le pullulement des infrastructures et les mutations des mondes rural et urbain (Lifran et Oueslati, 2007). Elle a mis en évidence la valeur économique de la diversité des paysages pour de nombreux secteurs économiques. Elle s'efforce d'interpréter la demande d'une plus grande qualité paysagère qu'expriment les individus et les organisations, et essaie de préciser la nature de la valeur économique des paysages.

La valeur des paysages résulte *a priori* d'une demande d'usage de la part des visiteurs et des résidents mais elle traduit également des valeurs d'option ou de legs, dès lors qu'il est question de préservation. Pour des sites d'intérêt particulier, cette demande peut concerner l'ensemble de la population du pays (Garrod et Willis, 1995 ; Willis *et al.*, 2003).

Rambonilaza (2004) a recensé 28 études d'évaluation des paysages, essentiellement par la méthode contingente, et analysé les modalités de l'application de ces méthodes aux « bénéfices paysagers », afin de discuter de leurs possibilités de transfert. Elle montre que l'existence de relation de complémentarité ou de substitution entre les attributs dans la demande paysagère (« effet de composition ») implique d'adapter la méthode contingente en méthode « multiprogrammes » ou de passer à du *choice experiment,* si l'on veut obtenir des

1 – Article 1er de la CEP : « *Paysage désigne une partie de territoire telle que perçue par les populations dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations…* ».

résultats significatifs dans le cadre d'évaluation *ex-ante*[1]. En revanche, le recours à la méthode de transfert des valeurs paraît plus approprié pour une évaluation *ex-post*. Bien que l'effet de composition ne fasse pas toujours l'objet d'un traitement approprié, les résultats de la plupart des études pourraient être transférés. Cependant, l'analyse des résultats montre que les préférences paysagères dépendent avant tout du contexte naturel, culturel et social des bénéficiaires ; ce qui rend délicat le transfert des consentements à payer d'un site à un autre. Si la méta-analyse de l'ensemble des études existantes fournit une fonction de transfert de spectre large, sa mise en œuvre est limitée par le faible nombre d'évaluations originales pour de multiples situations, du point de vue géographique, écologique et social.

Un résultat un peu inattendu de ce travail est la mise en évidence que, si la demande de paysage est essentiellement motivée par ses fonctions esthétiques et de cadre de vie, les études recensées font apparaître l'importance de valeurs de non-usage, liées aux fonctions esthétiques et écologiques des paysages. Les sujets acceptent de contribuer au maintien des paysages pour la satisfaction de leurs contemporains ou pour les générations futures et font parfois apparaître des valeurs d'existence. Ce constat soulève une difficulté pour la définition de la population à prendre en compte, déjà délicate pour l'intégration des préférences des visiteurs occasionnels.

Plus récemment, Cavailhès et Joly (2006) ont mis en évidence la complémentarité d'une approche géographique de modélisation du paysage comme « volume scénique offert à la vue d'un observateur qui regarde tout autour de lui » avec une analyse par la méthode des prix hédonistes de plus de 4 000 transactions foncières dans l'agglomération de Dijon. L'étude montre que les prix hédonistes obtenus sont différents dans la banlieue de Dijon (où ils sont souvent voisins de zéro) et dans la ceinture périurbaine (où les forêts et l'agriculture ont des prix positifs tandis que les routes ont un prix négatif lorsque ces objets sont proches des logements). La composition paysagère dans des formes complexes ou fragmentées a également un prix positif dans la ceinture périurbaine.

La présence de certains éléments de biodiversité peut influencer négativement la valeur des paysages. Dans l'étude de la valeur de restauration d'une zone humide dans les anciens marais des Baux-de-Provence (Westerberg et Lifran, 2008), le retour anticipé de certaines espèces comme les moustiques influence négativement le consentement à payer des résidents et il en est de même pour des peupliers[2] qui viendraient cacher le paysage des Alpilles. Plus généralement, les éléments associés à des pertes d'aménités, de bien-être ou de production (ravageurs des cultures, prédateurs…) se voient attribuer des valeurs négatives.

L'évaluation des paysages est structurée par deux courants qui traduisent à la fois des conceptions différentes du paysage et des choix de méthodes. Les

1 – Les méthodes basées sur des préférences déclarées sont *a priori* bien adaptées à la mesure de valeurs attachées à des attributs paysagers, puisqu'elles portent sur des scénarios virtuels établis selon une combinatoire contrôlée. Au-delà des limites générales de ces techniques, elles se heurtent en pratique au nombre limité d'attributs utilisables pour caractériser les changements des paysages.

2 – Contrairement aux moustiques, qui ont toute leur place dans les écosystèmes, les peupliers sont souvent jugés négativement d'un point de vue écologique aussi (espèce exogène qui tend à banaliser les zones humides).

préférences révélées par les prix hédoniques s'appuient sur une définition « objectiviste » du paysage empruntée aux géographes (école de Besançon, notamment). Elles visent à établir des corrélations entre les caractéristiques physiques observables des paysages en un lieu donné et les niveaux de prix sur les marchés foncier et immobilier. Elles concluent généralement à un faible pouvoir explicatif des attributs paysagers et au rôle essentiel du paysage proche (notamment les caractéristiques d'ouverture). Il est alors difficile de repérer les effets proprement paysagers de ceux d'une recherche d'espace pour éviter les effets de voisinage.

4.8. Pour conclure

À l'issue de ce panorama très incomplet, on peut valider l'idée, mise en avant par les travaux du *Millennium Ecosystem Assessment*, que l'approche la plus réaliste de l'évaluation des écosystèmes passe par une évaluation de la liste (organisée dans les quatre catégories validées par le MEA) des services que des usagers trouvent auprès de ces milieux, plus ou moins anthropisés. L'analyse économique retrouve ainsi son intuition que la valeur d'un actif peut se déduire, au moins partiellement, de la somme de ses attributs.

Sans la remettre en cause, nous avons souligné une limite importante de cette approche : il n'est pas sûr que la quantité ou la qualité des services soient très sensibles à la biodiversité des milieux et il importe, à côté de cette évaluation des services, de maintenir des formes de vigilance visant à éviter de détruire ou de dégrader des milieux ou des espèces d'intérêt particulier, même s'ils ne bénéficient pas encore d'un statut de protection explicite. Cette prudence nous renvoie au débat que nous avons essayé d'instruire sur l'existence de valeurs de non-usage, voire de valeur intrinsèque (la distinction entre les deux restant floue) qui peuvent constituer des éléments déterminants dans les choix de gestion ou de préservation de ces milieux ou espèces.

Nous n'avons en revanche rien dit d'un constat simple : les services ne concernent pas nécessairement tout le monde, soit que les intérêts divergent, soit que les pratiques diffèrent. Un exemple frappant est le fait que la biodiversité soit dans de multiples sites, notamment lorsqu'elle a été « remarquée », un élément de motivation de la demande touristique si bien que sa valeur apparaît plus forte pour les visiteurs que pour les résidents.

Plus largement, Willis *et al.* (2003) mettent en évidence les enjeux de la population sur laquelle les valeurs, autres que d'usage direct, doivent être agrégées. À partir de la question de la valeur récréative potentielle des forêts écossaises, ils montrent que le choix fréquent de retenir la population du pays comme population de référence d'usagers potentiels ou attribuant des valeurs de non-usage aux écosystèmes, a pour conséquence automatique de donner une valeur très supérieure aux forêts anglaises par rapport aux forêts écossaises.

Dans les dernières décennies, dans différents contextes, en Europe et ailleurs, s'est posée la question des paiements pour services environnementaux (Engel *et al.*, 2008) ; c'est-à-dire d'un mécanisme qui fait un lien entre la production de valeur et la mise en place d'une rémunération. Les débats ne sont pas clos mais il semble que quelques éléments peuvent être clarifiés. Le premier est qu'un paiement n'est pertinent que s'il est effectif, c'est-à-dire s'il a pour effet

de renforcer la production du service. Dans certains cas, il semble de plus en plus que la façon d'obtenir le maximum de valeur serait de laisser l'écosystème retourner à une plus grande naturalité[1]. Un deuxième point est de savoir s'il y a effectivement externalité positive ou si les responsables des actions ne détiennent pas des droits sur les actifs qui leur permettent déjà de s'approprier la majeure part des bénéfices de leurs actions.

À ce stade, aller plus loin demanderait d'étendre encore le champ de ce bilan des connaissances scientifiques à un ensemble de travaux qui se sont efforcés de clarifier cette question. Ce serait s'écarter du sujet que nous allons poursuivre en présentant succinctement quelques initiatives institutionnelles qui ont fait avancer certains aspects de l'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes.

5. Une multiplication récente d'initiatives institutionnelles

La question de l'évaluation des actifs naturels et, plus précisément, des écosystèmes et de la biodiversité est devenue un sujet croissant d'intérêt pour les institutions en charge des politiques économiques. Au cours des années récentes, plusieurs de ces institutions ont été amenées à demander des études et synthèses sur ces sujets. Nous en présentons ici quelques exemples parmi les plus significatifs.

5.1. La fabrication des référentiels des coûts environnementaux du secteur des transports : le travail réalisé au Commissariat général du Plan par la commission Boiteux

Le Commissariat général du Plan a mené pendant plus de dix ans une réflexion sur le secteur des transports dont un des objectifs était de rendre plus rigoureuses les évaluations des projets d'investissement. Il s'agissait principalement d'incorporer aux calculs de rentabilité des valeurs monétaires normalisées qui reflétaient au mieux les coûts et avantages dont pâtit ou bénéficie la collectivité du fait des nouvelles infrastructures.

Au début des années 2000, les ministres en charge des Transports et de l'Environnement ont ainsi demandé au Plan d'actualiser les principales conclusions proposées en 1994 dans un premier rapport (*Transports : pour un meilleur choix des investissements*). Cette actualisation (*Transports : choix des investissements et coût des nuisances,* 2001) concernait plus particulièrement l'évaluation de certaines nuisances comme la pollution atmosphérique, l'effet de serre, l'insécurité routière, le bruit, la congestion de l'espace en zone urbaine, les effets de coupure occasionnés par les grandes infrastructures. Elle portait aussi sur la

1 – Par exemple, Ohl *et al.* (2008) ont montré dans un cadre rigoureux que des paiements de compensation pour maintenir l'hétérogénéité des habitats ne sont pas toujours légitimes et que des considérations d'efficacité et d'équité peuvent aboutir à des sur-compensations.

mise en valeur des gains de temps qui ont désormais une place prépondérante dans l'estimation des projets.

Ce travail a exigé d'organiser une large concertation et de mobiliser les nombreuses études, parfois divergentes, disponibles en France et à l'étranger. Le groupe de travail présidé comme en 1994 par Marcel Boiteux, président d'honneur d'EDF, a réussi, malgré les incertitudes, à définir une série de valeurs précises utilisables dans les évaluations. Il s'agissait d'aller dans la fixation de valeurs normatives des impacts non marchands aussi loin que le permettaient la nature des sujets traités, les limites et les connaissances théoriques et statistiques, et la négociation de bonne foi d'un consensus entre experts et fonctionnaires de sensibilités différentes.

Le groupe de travail ne pouvait prétendre lever la totalité des difficultés de méthode et de recueil des données, mais il a proposé ces premiers référentiels en attendant le résultat de travaux ultérieurs dont il fixait une liste prioritaire. Ces propositions ont été auditées par le Conseil général des Ponts et Chaussées et ont conduit à réviser la circulaire présidant aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport. Les principes du travail étaient clairement établis.

a. Donner une valeur monétaire aux avantages et inconvénients non marchands des projets

La démarche de monétarisation s'inscrit dans la préoccupation générale de valoriser les avantages et inconvénients non marchands d'un projet, afin de fournir aux décideurs une évaluation complète des gains et des coûts engendrés par les diverses opérations et variantes entre lesquelles ils ont à choisir. Le rapport réaffirme la nécessité de bilans socioéconomiques comportant des évaluations aussi précises que possible des avantages non marchands et des nuisances. Il distingue, d'une part, ce qui fait l'objet d'évaluation marchande à base de coûts et de prix observés ou prévisibles, d'autre part, ce qui fait l'objet d'évaluations non marchandes par le biais de monétarisations, et enfin ce qui n'est vraiment pas (ou peu) monétarisable en l'état actuel des connaissances et des mœurs.

b. Établir un lien entre valorisation et taxation des nuisances

S'il s'agit de décisions à prendre dans la sphère publique, ce qui est généralement le cas pour les infrastructures de transport, la monétarisation des nuisances peut ne faire l'objet que de directives pour l'évaluation économique. Les autorités publiques peuvent également chercher à internaliser dans la sphère privée les coûts des nuisances par des normes ou d'autres dispositifs aptes à limiter ces nuisances, ou encore via une taxe qui constitue la manière la plus sûre de doser exactement l'incitation à bien faire. Les valeurs proposées dans le rapport sont alors susceptibles d'être utilisées pour le calibrage de ces instruments.

c. Utiliser des valeurs normalisées dans les décisions d'investissement

Pour des raisons de simplicité et d'équité, il est généralement impossible de s'en tenir à des calculs adaptés aux particularités de chaque projet. Une certaine harmonisation, voire une normalisation, est souhaitable. C'est ainsi que, lorsque la monétarisation de la nuisance ne peut pas résulter de la confrontation directe

entre le pollueur et le pollué, force est de se référer à des valeurs fixées par la puissance publique. L'État intervient pour normaliser les résultats de divers études et travaux et faire en sorte que tous les intéressés utilisent, jusqu'à nouvel ordre, la même valeur. L'intérêt de réaliser les évaluations économiques des différents projets d'infrastructure en utilisant pour tous les projets des valeurs tutélaires identiques et acceptées par toutes les administrations s'impose.

d. Intégrer les avantages non marchands et les nuisances malgré l'incertitude

La fixation de prix unitaires de nuisance, des seuils et des modes de calcul se heurte en permanence à la fragilité et à l'insuffisance des travaux mobilisés pour faire un travail scientifique vraiment solide. Le groupe de travail n'a pas souhaité attendre de nouveaux travaux, estimant qu'il faudrait patienter probablement longtemps et que, ce faisant, certaines nuisances continueraient à être écartées des bilans – et seraient donc comptées pour zéro dans les calculs faute de savoir quel chiffre retenir – ou feraient l'objet de manipulation par les différents groupes d'intérêt.

La construction de ces prix non marchands doit être appréciée, à l'image de la formation des prix sur les marchés, comme une étape d'un processus d'erreurs et de corrections successives. Chaque étape a son utilité. D'autres suivront celle-ci. C'est dans cet esprit qu'ont été élaborées par le groupe les valeurs présentées dans les tableaux qui suivent.

e. La méthode de travail

Pour chacune de ces valeurs, le processus de production a été identique : un groupe de travail était chargé d'une revue approfondie de la littérature rassemblant sans *a priori* tout ce qui pouvait apporter des éléments de réflexion sur les valeurs économiques associées à cette externalité (valeurs et méthodes). Ce groupe de travail présentait, lors d'une séance plénière, une synthèse de cette littérature et proposait une première proposition motivée de fourchettes de valeur. Le consensus fut plus ou moins facile selon les effets externes considérés, et pour certains d'entre eux, la décision fut prise après de nombreuses consultations et discussions, à la majorité, le président du groupe usant en dernier recours de son pouvoir de décision.

Ces dossiers représentatifs de l'« état de l'art » ont nourri les réflexions méthodologiques et éclairé la fixation de valeurs tutélaires pour la monétarisation des effets externes des transports. Ils ont également fait apparaître les inévitables limites de ces exercices tenant :

- à la complexité des phénomènes observés (exemple : le bruit), aux multiples composantes de la nuisance étudiée (économique, physiologique, psychologique, sanitaire) ;
- à l'hétérogénéité des unités et des modalités de mesure, aux incertitudes des relations causales ;
- à la variabilité des impacts en fonction des situations géographiques ou topographiques ;
- à l'existence et à l'utilisation de protections plus ou moins efficaces ;

– à la dispersion des appréciations individuelles et collectives des nuisances en fonction des conditions de vie des intéressés, de leurs revenus, de leurs caractéristiques sociales ou individuelles ;
– aux situations nationales et locales hétérogènes ;
– aux enquêtes et études privilégiant telle ou telle approche.

Une démarche volontariste a débouché sur un consensus administratif à peu près complet pour la préconisation de valeurs tutélaires destinées à calculer la rentabilité socioéconomique des projets, malgré la persistance de plusieurs obstacles :

– les divergences et les faiblesses des études disponibles ainsi que les difficultés de transposition à la France des résultats des études souvent les plus nombreuses conduites à l'étranger, notamment aux États-Unis ;
– l'ambiguïté des objectifs de la collectivité, l'objectif affiché étant de mieux prendre en compte les impacts environnementaux dans l'évaluation socioéconomique des infrastructures, l'objectif implicite étant de réévaluer le coût environnemental des transports, notamment routier ;
– les nécessités pratiques du calcul qui obligent à rattacher les valeurs unitaires à des données simples mais nécessairement réductrices de la complexité des impacts et de la diversité des situations individuelles ;
– la difficulté de surmonter la contradiction apparente entre l'importance fondamentale des critères environnementaux dans la sélection et la mise au point des projets et la part encore faible des impacts environnementaux monétarisés dans le calcul de la rentabilité socioéconomique des projets.

Tout en réaffirmant l'utilité fondamentale des évaluations socioéconomiques obtenues en valorisant les impacts de toute nature qui peuvent être chiffrés et monétarisés, de façon à pouvoir comparer les rentabilités socioéconomiques, le rapport souligne à diverses reprises la nécessité d'apprécier pour eux-mêmes, chiffres à l'appui assortis d'analyses qualitatives, les différents termes non monétarisables de l'utilité ou de la désutilité du projet. Une analyse très fouillée a ainsi conduit le groupe de travail à ne pas recommander de valorisation monétaire, par trop aléatoire, pour des sujets aussi complexes et qualitatifs que l'impact sur les paysages, les effets de coupure, la consommation d'espace, les changements d'affectation des espaces publics et la congestion, au-delà de ce qui est d'ores et déjà mesurable.

Tableau 5-4 : Les principales valeurs recommandées

Valeur attribuée à la vie humaine épargnée (2000)			
	Tué	Blessé grave	Blessé léger
Valeur de base	1,5 M€	225 000 €	33 000 €

Lecture : *il est proposé de comptabiliser comme gain attribuable à un projet une valeur de 1,5 million d'euros pour chaque vie humaine épargnée par la réalisation de ce projet. Les valeurs du tableau seront diminuées d'un abattement de 33 % pour les trafics routiers, de façon à tenir compte du fait que le conducteur assume une partie du risque auquel il est exposé. Les valeurs croîtront annuellement au même rythme que la consommation par tête des ménages.*

Valeur attribuée au bruit (2000)						
Calcul de base	Exposition au son (en dB)	55-60	60-65	65-70	70-75	+ de 75
	% dépréciation/ décibel	0,4 %	0,8 %	0,9 %	1 %	1,1 %

Lecture : *il est proposé de comptabiliser comme coût affecté à un projet une valeur monétaire qui exprime le dommage subi par les riverains. Ce coût est défini par la dépréciation des loyers moyens par mètre carré de surface occupée et exposée à des niveaux de bruit dépassant un certain seuil. Le loyer de référence choisi est de 36 francs par mètre carré et par mois (valeur de 1996). Ces valeurs croîtront annuellement au rythme du PIB. Ces valeurs sont également modulées pour tenir compte de la vocation des zones concernées (habitat, loisir, établissements publics) et des effets différents sur la santé du bruit diurne et du bruit nocturne. Le niveau de bruit autorisé de jour en zone résidentielle est de 60 décibels.*

Valeur attribuée à la tonne de carbone économisée (2000)	
Prix de la tonne de carbone (€/tC)	100 €/tC

Lecture : *il est proposé de comptabiliser comme gain attribuable à un projet une valeur de 100 euros pour chaque tonne de carbone économisée par rapport à la situation de référence (et comme coût la même valeur pour toute tonne émise en supplément). Cette valeur croîtra après 2010 au taux de 3 %.*

Valeur attribuée aux impacts de la pollution atmosphérique, hors effet de serre (par unité de trafic) (2000)				
Valeur 2000 en €/100. véhicule-km	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne	Moyenne pondérée
Voitures particulières et véhicules utilitaires légers	2,9 €	1 €	0,1 €	0,9 €
Poids lourds	28,2 €	9,9 €	0,6 €	6,2 €
Bus	24,9 €	8,7 €	0,6 €	5,4 €
Valeur 2000 en €/100.train-km				
Train diesel (fret)	458 €	160 €	11 €	100 €
Train diesel (voyageurs)	164 €	57 €	4 €	36 €

Lecture : *chaque fois que la réalisation du projet crée – respectivement, épargne – un trafic supplémentaire de 100 véhicules sur un kilomètre en milieu urbain dense, il est proposé de comptabiliser un coût – respectivement, un gain – de 2,9 euros (valeur de 2000). Cette valeur croîtra annuellement comme la dépense de consommation des ménages. En revanche, elle sera diminuée annuellement de 9,8 % pour tenir compte des progrès techniques des moteurs.*

Valeur attribuée aux gains de temps des voyageurs en milieu urbain (euros 1998/h)		
Mode de déplacement	France entière 1998	Île-de-France 1998
Déplacement professionnel	10,5 €/h	13 €/h
Déplacement domicile-travail	9,5 €/h	11,6 €/h
Déplacements autres (achat, loisir, tourisme, etc.)	5,2 €/h	6,4 €/h
Valeur moyenne tous déplacements	7,2 €/h	8,8 €/h

Valeur attribuée aux gains de temps des voyageurs en interurbain (euros 1998/h)				
Mode	Pour des distances		Valeur variant avec la distance	Stabilisation pour les distances supérieures à 400 km
	< 50 km	< 150 km		
Route	8,4 €/h	-	de 8,4 à 13,7 €/h	13,7 €/h
Fer 2e classe	-	10,7 €/h	de 10,7 à 12,3 €/h	12,3 €/h
Fer 1re classe	-	27,4 €/h	de 27,4 à 32,3 €/h	32,3 €/h
Aérien	-	-	45,7 €/h	45,7 €/h

Lecture : *il est proposé de comptabiliser comme gain attribuable à un projet une somme de 10,5 euros (valeur de 1998) pour chaque heure gagnée par un usager pendant son temps professionnel. Pour les déplacements urbains, cette valeur est forfaitaire. Pour les déplacements interurbains, la valeur proposée dépend de la distance, pour tenir compte du fait que les usagers sont plus sensibles aux gains obtenus sur de longs trajets que sur de courts trajets. Cette valeur croîtra annuellement à 70 % du rythme de croissance de la consommation par tête des ménages.*

Valeur attribuée aux gains de temps sur la circulation des marchandises	
Marchandises à haute valeur	0,45 €/tonne/heure
Marchandises courantes	0,15 €/tonne/heure
Marchandises à faible valeur	0,01 €/tonne/heure

Lecture : *pour tenir compte des gains que retirent de l'accélération des trafics les chargeurs de marchandises, il est proposé de comptabiliser comme gain attribuable à un projet une somme de 0,45 euro par tonne de marchandise transportée et par heure gagnée. Les valeurs proposées sont plus faibles pour les marchandises de moindre valeur. Ces valeurs évolueront à raison des deux tiers de l'évolution du PIB.*

Les gains de temps se traduisent aussi par une réduction de coût pour les exploitants qu'on estimera en francs constants à 31 €/heure (1998).

Source : CAS, Groupe biodiversité

5.2. La fabrication de la valeur tutélaire du carbone : le travail réalisé au Centre d'analyse stratégique par la commission Quinet

L'engagement français dans la lutte contre le changement climatique étant réaffirmé par le Grenelle de l'environnement, il devenait impératif de réviser la valeur carbone de 27 euros la tonne[1] définie par le rapport Boiteux de 2001[2] et qui fait actuellement référence dans l'instruction-cadre[3] du ministère en charge de l'Écologie et du Développement durable. Cette révision doit constituer le nouveau cadre cohérent de référence non seulement pour l'évaluation de la rentabilité socioéconomique des grands investissements publics, mais aussi pour calibrer voire évaluer divers instruments économiques (fiscalité, subventions, etc.) et réglementaires qui formeraient la base d'une politique publique environnementale. Ce référentiel constitue ainsi un signal de moyen terme adressé à l'ensemble des acteurs publics et privés sur le prix du carbone auquel ils pourront être confrontés au cours des prochaines décennies.

La commission mise en place par le CAS à la demande du Premier ministre et présidée par Alain Quinet a mené ses réflexions en concertation avec des représentants de l'administration, des universitaires et des experts, mais aussi avec les organisations professionnelles d'employeurs et de salariés et des associations de protection de l'environnement.

a. Le cadre et les objectifs

Le cadre de cette révision était clairement établi.

- *Se positionner dans un cadre scientifique et politique précisé*

Les travaux scientifiques[4] portant sur le changement climatique ont permis de progresser dans la compréhension des liens entre les activités humaines, les émissions de gaz à effet de serre et les probabilités d'augmentation des températures et des perturbations climatiques.

Le cadre politique s'est lui aussi précisé, avec la mise en place d'engagements de réduction des émissions de gaz à effet de serre, dont certains constituent des engagements internationaux fermes : le protocole de Kyoto, entré en vigueur en 2005 ; les conclusions du Conseil européen de mars 2007, dans lesquelles l'Europe s'est engagée à réduire ses émissions de gaz à effet de serre à l'horizon 2020 ; en France, la loi de programme fixant les orientations de la politique énergétique[5] qui soutient la définition d'un objectif de division par deux des émissions mondiales de gaz à effet de serre d'ici à 2050.

1 – Montant correspondant à une valeur du carbone de 100 euros la tonne : on passe de la valeur du carbone à la valeur de la tonne de CO_2 en appliquant un coefficient de 3/11.
2 – Rapport consultable sur : www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/014000434/index.shtml.
3 – Instruction-cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport du ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (MEEDDAT) du 25 mars 2004, actualisée le 27 mai 2005.
4 – Les publications du GIEC (Groupe intergouvernemental d'experts sur le climat) ont contribué à affiner et à diffuser l'expertise scientifique et socioéconomique sur le climat.
5 – Loi POPE du 13 juillet 2005.

- *Se positionner face à un prix de marché du CO_2 émergent*

Depuis le 1er janvier 2005, l'Europe à mis en place un système européen d'échange de quotas (ETS) qui couvre près de 45 % des émissions de CO_2 en provenance principalement des secteurs de l'énergie et des industries grosses consommatrices d'énergie. Ce marché a conduit à faire émerger un prix du CO_2, qui oscillait avant la crise financière entre 20 et 25 euros. Ce cadre, même s'il ne pouvait servir de référence à la réflexion, constituait une indication incontournable.

- *Profiter des instruments de modélisation économique du développement durable*

Les progrès de la modélisation économique (modèles et bases de données qui les alimentent) permettent aujourd'hui de mieux représenter l'évolution des économies sous une « contrainte carbone », en prenant en compte des possibilités de changements technologiques propres à chaque secteur ainsi que les interactions entre valeur du carbone, prix des énergies fossiles et équilibre économique global. Ces modèles constituent donc des instruments de simulation utiles pour le débat sur le calibrage de ce référentiel.

- *Se situer par rapport aux nombreux travaux de monétarisation du carbone existant dans la littérature*

b. La démarche

Le travail s'est déroulé en plusieurs étapes plus ou moins simultanées :

- une réflexion politique sur l'usage de ce référentiel que le rapport précise le plus clairement possible. La valeur du carbone retenue est destinée à être utilisée dans la définition des politiques publiques et le calcul économique. Cette valeur doit ensuite être adaptée aux usages particuliers que l'on voudrait en faire, en tenant compte des impacts économiques et financiers, de la gestion des transitions professionnelles qu'impliquent les mutations sectorielles ainsi que des effets redistributifs. La commission prend soin de préciser qu'elle propose un référentiel utile mais ne se substitue en aucune manière aux institutions en charge de définir ces politiques ;
- la production de différentes simulations sur la base de scénarios consensuels en mettant plusieurs grands modèles en compétition pour alimenter la discussion avec des ordres de grandeur, des fourchettes. Le rapport a construit une trajectoire compatible avec les objectifs européens à l'horizon 2020-2050 ;
- un positionnement plus théorique sur les principes et les méthodes dans un débat académique très polémique sur le sujet. Le cadre théorique retenu reposait sur une approche coût/efficacité la plus cohérente avec les objectifs quantifiés de réduction d'émissions de CO_2. Dans ce cadre, la trajectoire de valeurs du carbone recherchée doit permettre d'atteindre les objectifs au moindre coût. En ce sens, la perspective est assez différente de celle retenue dans le rapport Stern qui s'appuie sur une analyse de type coût/avantages. Ces approches sont complémentaires mais ne répondent pas à la même question ;
- une analyse des prix observés sur les marchés ETS ;

– enfin, une comparaison systématique avec les positions prises par les administrations étrangères, notamment communautaires, américaines et anglaises.

Le référentiel carbone n'est donc issu ni d'une étude ni d'un modèle particuliers, mais bien d'une discussion collective alimentée par un état de l'art discuté sous contrôle de ce que pouvaient simuler les modèles, bordé par les analyses théoriques du problème, en considérant par ailleurs les signaux-prix affichés sur les marchés.

Compte tenu des incertitudes et des degrés de liberté subsistant dans les préconisations des économistes, la valeur du carbone recommandée est donc le fruit d'un compromis réalisé au sein de la Commission.

La trajectoire de la valeur carbone recommandée repose sur trois éléments :

– la valeur est fixée à 100 euros par tonne de CO_2 à l'horizon 2030. Cette valeur sert d'ancrage pour le reste de l'analyse. Son niveau relativement élevé reflète essentiellement le caractère ambitieux des objectifs européens de réduction des gaz à effet de serre et la difficulté de réussir le déploiement des technologies peu émettrices sur un horizon aussi court ;
– après 2030, cette valeur de 100 euros croît au rythme du taux d'actualisation public. Cette règle d'évolution, similaire à la règle de Hotelling pour l'exploitation optimale des ressources épuisables, est une règle de préservation de l'avenir. Elle garantit que le prix actualisé d'une ressource limitée reste constant au cours du temps et n'est pas « écrasé » par l'actualisation. Il est retenu un taux de croissance annuel de la valeur carbone de 4 % [1]. Avec ces hypothèses, la valeur du carbone croît de 100 euros la tonne de CO_2 en 2030 à 200 euros en 2050 ;
– de 2010 à 2030, deux scénarios ont été envisagés :
  - appliquer mécaniquement la règle de Hotelling, avec un taux d'actualisation de 4 % par an ; ce qui suppose de partir d'une valeur du carbone de 45 euros en 2010 pour atteindre 100 euros en 2030. Un tel « saut » permettrait d'intégrer un effet de précaution compte tenu des incertitudes sur le progrès technique et du fait que le coût des dommages est aussi fonction de la trajectoire retenue. Il poserait cependant deux problèmes : de cohérence dans le temps de l'action publique, qui jusqu'à aujourd'hui a affiché une valeur du CO_2 de 27 euros la tonne, et de transition, en concentrant sur une seule année, 2010 en l'occurrence, le changement de référentiel ;
  - partir de la valeur du rapport Boiteux pour rejoindre la valeur pivot de 100 euros en 2030. Ce scénario s'écarte de la règle de Hotelling en début de période, pour privilégier un rattrapage progressif vers la valeur de 100 euros en 2030. La transition vers un prix du carbone élevé doit être progressive pour exploiter en priorité les gisements d'abattement à faibles coûts aujourd'hui disponibles et ne pas peser sur la croissance en facilitant la gestion des transitions économiques, sociales et professionnelles. C'est ce second scénario qui a été choisi.

1 – Lebègue D. (2005), *Révision du taux d'actualisation des investissements publics*, Commissariat général du Plan, janvier.

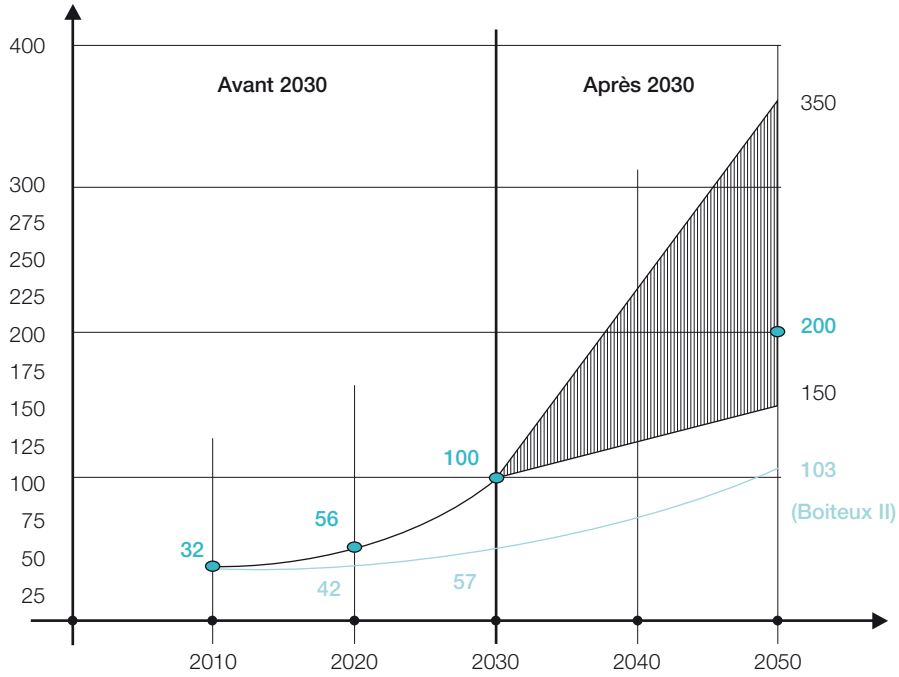
Tableau 5-5 : Valeur tutélaire d'une tonne de CO_2 (en euros 2010)

	2010	2020	2030	2050
Valeur recommandée	32	56	100	200 (150-350)
Valeur actuelle (Valeur « Boiteux »)	32[1]	42	57	103

(1) Le rapport Boiteux donnait une valeur de la tonne de CO_2 de 27 euros en 2000, correspondant après prise en compte de l'inflation à une valeur de 32 euros (en euros 2010).

Source : CAS, Groupe biodiversité

Figure 5-6 : Le référentiel carbone retenu



Source : Centre d'analyse stratégique

Les valeurs du carbone recommandées restent entourées d'incertitudes d'autant plus grandes que l'horizon s'éloigne. C'est pourquoi la valeur 2050 est encadrée d'une fourchette de 150-350 euros. Cette fourchette vise à illustrer l'ampleur des incertitudes qui entourent la détermination de la bonne valeur du carbone au-delà de 2030, tant sur le plan des accords internationaux que sur celui des technologies disponibles, qu'il s'agisse des systèmes de production d'énergie non carbonée ou des techniques de capture et de stockage du carbone. Ces incertitudes sont inhérentes à toute politique de lutte contre le changement climatique. Elles se réduiront au fil des ans en fonction des nouvelles connaissances.

Des exercices de réévaluation devraient intervenir au moins tous les cinq ans. Ils seraient l'occasion de faire le point sur la mise en œuvre du référentiel proposé et permettraient d'intégrer :

– les informations nouvelles sur le coût anticipé des dommages, sur le coût des efforts d'abattement révélés par les marchés de permis ou sur le prix des énergies fossiles ;
– les conséquences d'un éventuel écart entre les émissions de gaz à effet de serre observées et la trajectoire-cible visée ;
– le résultat des négociations internationales, par exemple la Conférence des Parties de la Convention prévue fin 2009 à Copenhague, si elle aboutit à un nouvel accord international ;
– les travaux de même nature sur la valeur tutélaire du carbone qui pourraient être engagés au niveau européen et qui appelleraient un effort de convergence entre pays. Il convient de rappeler, en effet, qu'il n'existe pas encore aujourd'hui de valeur tutélaire européenne.

Comme l'a bien montré le rapport Stern, l'incertitude ne doit pas conduire à l'inaction. Une stratégie de prévention du risque climatique doit au contraire s'attacher :

– à utiliser au mieux toute l'information disponible ;
– à minimiser les irréversibilités. Il faut agir de manière suffisamment rapide pour favoriser la production et la diffusion de nouvelles solutions techniques et éviter la survenance de dommages irréversibles, sans pour autant prendre le risque de « bloquer » la croissance en imposant à l'économie des contraintes trop brutales ;
– à suivre un processus de décision séquentiel, en adoptant à titre de précaution des objectifs initiaux ambitieux.

5.3. La démarche d'analyse coût/avantages pour les projets de conservation par le MEEDDAT

Les services chargés de l'évaluation économique au ministère de l'Écologie ont, depuis quelques années, réalisé plusieurs analyses coût/avantages dans le domaine de l'environnement, notamment sur le programme Natura 2000[1] et sur les mesures permettant l'atteinte du bon état des eaux d'ici à 2015[2] (comme prévu par la directive-cadre sur l'eau). Ces analyses visaient à comparer les coûts de la mise en place des mesures environnementales aux bénéfices que la société retire de ces mesures, ces coûts et ces bénéfices pouvant être marchands ou non.

L'évaluation économique d'un site Natura 2000 a été réalisée sur la plaine de la Crau, située en Provence-Alpes-Côte d'Azur, qui est la dernière steppe semi-aride du continent européen. Les principaux coûts recensés dans cette évaluation sont les coûts directs, correspondant au financement du programme lui-même (36 €/ha/an), ainsi que les coûts d'opportunité qui sont les pertes de revenus du fait des restrictions d'usage sur le site (24 €/ha/an). Du côté des bénéfices ont été recensés notamment les bénéfices directs qu'ont perçus les éleveurs d'ovins

1 – « Évaluation économique et institutionnelle du programme Natura 2000 : étude de cas sur la plaine de la Crau », *Lettre évaluation* de la Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, juillet 2008.
2 – « Analyse coût/avantages de la restauration d'une rivière : le cas du Gardon aval », collection « Études et synthèse », D4E, novembre 2007.

et les producteurs de foin de la Crau du fait de la présence de Natura 2000 (25 €/ha/an), mais surtout les bénéfices sociaux, correspondant à la valeur que les riverains de la Crau accordent à la conservation de la biodiversité du site. Ces bénéfices non marchands ont été estimés à partir des préférences déclarées des riverains, en utilisant la technique d'analyse conjointe. Concrètement, il était demandé à un échantillon de riverains de choisir entre plusieurs programmes de gestion du site de la Crau, en fonction des attributs écologiques caractérisant ce programme (protection d'espèces, surface aidée en agriculture biologique, contrôle des espèces invasives et préservation des haies et des bosquets) et du coût lié à sa réalisation. Il a ensuite été estimé que la valeur de la préservation de la Crau pour les riverains correspondait à leur consentement à payer pour passer d'une protection moyennement ambitieuse à ambitieuse, à savoir 66 €/ménage/an. En rapportant ce chiffre à l'ensemble des ménages des sept communes concernées par la désignation du site et à la superficie du site, le bénéfice social de la protection de la Crau a alors été évalué à 182 €/ha/an. Pour la plaine de la Crau, l'ACA montre ainsi un bénéfice net positif estimé à 147 €/ha/an. En d'autres termes, le coût de la réalisation de Natura 2000 sur ce site s'apparente à une forme d'investissement dans la préservation de la biodiversité, répondant à une demande sociale en matière de protection de la nature.

L'analyse coût/bénéfices de l'atteinte du bon état des eaux s'est portée sur un tronçon de 25 km de la rivière le Gardon, dans le sud-est de la France. C'est un cours d'eau de plaine de taille moyenne, assez dégradé en termes de qualité de l'eau et d'artificialisation. De nombreuses activités récréatives (promenade, pêche, kayak, baignade) y sont pratiquées. L'avantage monétaire issu de la restauration du Gardon a été évalué par la satisfaction que les usagers récréatifs et les habitants de la région en retireraient. Pour mesurer cet accroissement de bien-être, la méthode d'évaluation contingente a été mise en œuvre. Des habitants des communes environnantes ont été enquêtés, afin de les amener à déclarer la somme maximale qu'ils seraient prêts à verser pour l'atteinte du bon état de cette masse d'eau – en expliquant simplement ce qu'est le « bon état » et ce qu'il va modifier. La somme obtenue correspond à l'évaluation monétaire de l'intérêt pour les usages récréatifs et le patrimoine du Gardon de la restauration de la masse d'eau. Les consentements à payer varient entre 14 et 35 €/ménage/an suivant les catégories d'enquêtés (non-usagers, pêcheurs, promeneurs…). À nouveau, le bénéfice total de l'atteinte du bon état de la masse d'eau a été chiffré en appliquant ces valeurs exprimées par ménage aux populations concernées. Ce bénéfice s'élève alors à 2,86 M€/an. À ce bénéfice ont été comparés les coûts des mesures contribuant à l'atteinte du bon état – coût d'investissement (lutte contre l'artificialisation du Gardon notamment) et coût de fonctionnement (actions portant sur l'agriculture essentiellement). Les coûts et les bénéfices ont ensuite été ajoutés sur une période longue – il s'agit en effet d'atteindre le bon état, puis de le maintenir. Les valeurs futures ont été ramenées à leur niveau actuel, par le procédé d'actualisation. Le résultat obtenu est la différence entre les bénéfices et les coûts actualisés – c'est la valeur actualisée nette, exprimée en euros de l'année 2010. Le bilan chiffré de l'analyse coût/bénéfices figure dans le tableau 5-6. Il montre la rentabilité économique de la restauration du bas Gardon dès 2010 :

- les avantages retirés sont supérieurs aux coûts ;
- la différence entre avantages et coûts diminue si les actions sont reportées.

Tableau 5-6 : Valeur actualisée nette pour différents scénarios de restauration du bas Gardon

Scénario évalué	Valeur actualisée nette (différence entre avantages et coûts actualisés)
Mise en œuvre des actions DCE*	+ 38 M€$_{2010}$ (valeur pour les usagers), + 38 M€$_{2010}$ (valeur patrimoniale), – 22 M€$_{2010}$ (coût des actions DCE), – 18 M€$_{2010}$ (coût des actions hors DCE), **= 36 M€$_{2010}$**
Dérogation : report de délai de 6 ans (bon état en 2021)	+ 31 M€$_{2010}$ (valeur pour les usagers), + 31 M€$_{2010}$ (valeur patrimoniale), – 20 M€$_{2010}$ (coût des actions DCE), – 18 M€$_{2010}$ (coût des actions hors DCE), **= 24 M€$_{2010}$**
Dérogation : report de délai de 12 ans (bon état en 2027)	+ 26 M€$_{2010}$ (valeur pour les usagers), + 26 M€$_{2010}$ (valeur patrimoniale), – 18 M€$_{2010}$ (coût des actions DCE), – 18 M€$_{2010}$ (coût des actions hors DCE), **= 16 M€$_{2010}$**

(*) DCE : directive-cadre sur l'eau.

Source : CAS, Groupe biodiversité

5.4. Le manuel OCDE d'évaluation de la biodiversité

En 2002, après plusieurs travaux relatifs à la gestion de la biodiversité (OCDE, 2001), notamment sur les dispositifs incitatifs, l'OCDE a publié un « Guide à l'intention des décideurs », autrement dit une synthèse, rédigée par D. Pearce, D. Moran et D. Miller, visant à faire le point de l'état de l'art des concepts et surtout des méthodes susceptibles d'aider les décideurs économiques à intégrer la valeur de la biodiversité dans trois types de situations :

- faciliter les analyses coût/avantages ;
- prendre en compte l'environnement dans l'ajustement du PIB ;
- donner un prix aux ressources biologiques.

L'ouvrage aborde, en une dizaine de chapitres, la plupart des questions soulevées par l'évaluation de la biodiversité. Il rappelle notamment que la valeur économique est une valeur instrumentale et qu'il est délicat d'aborder la valeur totale des écosystèmes autrement que dans la perspective d'une dégradation progressive. Les méthodes d'évaluation sont présentées et illustrées dans trois chapitres : les évaluations basées sur des prix de marché, les évaluations basées sur des préférences déclarées et la méthode du transfert d'avantages.

Un accent particulier est mis sur les relations entre l'évaluation de la biodiversité et la prise de décision, soulignant notamment l'existence, pour l'obtention de

valeurs, de procédures délibératives ou participatives, leurs avantages et leurs inconvénients.

Le manuel s'achève par un long chapitre consacré à la place de l'évaluation dans l'élaboration des politiques et discute de ses avantages et limites vis-à-vis des approches de précaution. Il discute en particulier quatre critiques de l'analyse coût/avantages soulignées par Randall (1991) :

- l'analyse coût/avantages est basée sur une conception instrumentale de la valeur et les préférences peuvent varier dans le temps ; alors que la valeur intrinsèque apparaît plus stable, mais d'une utilisation difficile ;
- les changements technologiques ont des effets ambigus sur la valeur de la biodiversité ; ils peuvent la rendre moins indispensable ou en faciliter la conservation, notamment par l'abaissement des coûts d'opportunité ;
- l'analyse coût/avantages est « graduelle » et ne peut évaluer que des changements limités ou progressifs de la biodiversité dont le stock total est inestimable ; elle peut donc justifier de petites pertes qui ont pourtant comme effet d'accroître le risque de pertes plus larges, voire totales ;
- l'analyse coût/avantages met en pratique la théorie économique de la valeur qui est relative ; alors que la valeur de la biodiversité pourrait être absolue.

Ces contestations de l'analyse coût/avantages conduisent les auteurs à souligner l'intérêt de méthodes mixtes associant les valeurs instrumentales et des valeurs intrinsèques. L'analyse coût/avantages serait ainsi encadrée par des normes minimales de sécurité (dans une ligne proche de Randall et Farmer, 1995). L'idée serait de combiner une analyse coût/avantages de chaque projet avec une règle stipulant que l'ensemble des projets et des actions des pouvoirs publics ne doit pas se traduire par une détérioration globale de la biodiversité. Le manuel se conclut sur la nécessité d'une approche par écosystèmes par rapport aux mesures de préservation d'espèces charismatiques.

5.5. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)

Lors de la rencontre des ministres de l'environnement du G8+5 organisée à Potsdam en mars 2007 a été lancée une initiative conjointe pour attirer l'attention sur les bénéfices économiques globaux de la biodiversité et le coût de la perte de biodiversité et de la dégradation des écosystèmes. La responsabilité de cette étude a été confiée à l'économiste Pavan Sukhdev, qui dirige le département des marchés internationaux de la Deutsche Bank à Bombay et est le fondateur d'un projet de comptabilité environnementale pour l'Inde.

Le projet TEEB est organisé en deux phases : la phase 1 est une phase plus prospective sur les enjeux de l'érosion de la biodiversité, alors que la phase 2 a des ambitions plus opérationnelles tant par la modélisation que par le calcul. Pour l'instant, seule la première phase est réalisée et a fait l'objet d'un rapport présenté à la 9e Conférence des Parties de la Convention, à Bonn en mai 2008.

a. Que nous dit le rapport de la phase 1 ?

L'objectif de cette étude n'est pas de construire des alternatives mais de fournir des éléments d'appréciation de la situation actuelle et d'anticiper ce que pourraient être les pertes à l'horizon 2050 du fait :

– du coût de l'inaction (mais pas seulement) ;
– de l'identification de ce qui est appelé les services vitaux (régulation du climat local, alimentation, accès à l'eau…) ;
– des conflits qui vont émerger dans l'accès aux ressources et aux services écosystémiques (et plus particulièrement aux services vitaux) ;
– des enjeux pour la santé humaine du fait de l'érosion des ressources naturelles (source de molécules et de médicaments) ;
– des enjeux pour les plus pauvres qui ont une dépendance très forte à la biodiversité pour leur survie.

Cela pose en particulier la question du partage de la rente entre ceux qui bénéficient de certains services et ceux qui maintiennent le service en prenant en compte tant le coût du maintien que le coût d'opportunité de le faire. Le rapport rappelle les chiffres de la *Stern Review* qui montrent que 1 % du GDP suffirait pour limiter les effets du changement climatique et rebondit sur la biodiversité en insistant sur le fait qu'elle constitue une assurance et qu'il s'agit en fait de maintenir un potentiel évolutif au sens des biologistes de la conservation. Le rapport met donc en avant le rôle de l'information et de l'incertitude : il faut en effet choisir les options qui sont les moins destructrices en prenant en compte les risques et les incertitudes associés par exemple aux non-linéarités dans les impacts sur les services et sur le taux d'actualisation. Cela conduit à introduire la notion de prime d'option dans son sens financier : « *La valeur d'assurance de la biodiversité peut être comparée à celle des marchés financiers. À l'instar des valeurs boursières, un portefeuille varié d'espèces peut servir d'élément régulateur face aux fluctuations de l'environnement ou du marché qui causent le déclin de certaines ressources. L'effet stabilisateur d'un portefeuille biodivers est susceptible de prendre une importance toute particulière à mesure que s'accélère le changement environnemental avec le changement climatique et les autres impacts des activités humaines* ».

Les auteurs relativisent cependant l'approche par les services : d'une part, cette valeur ne représente pas la valeur totale de la biodiversité et, d'autre part, des services peuvent être concurrents sur un même écosystème (la question de l'interdépendance des services n'est pas prise en compte au stade actuel). Pour appréhender les différentes valeurs, le rapport se limite aux méthodes des préférences révélées et aux méthodes des préférences déclarées en précisant que « *ces méthodes sont convaincantes mais controversées* ». Il n'est fait aucune référence à une approche par les coûts ; mais la nécessité d'inclure des approches qualitatives et des indicateurs physiques est affirmée.

À la suite de cette constatation, un passage important souligne que l'érosion de la biodiversité conduit à une perte de bien-être social (BES) et que le BES n'est pas le PIB. En effet, certaines industries seront touchées mais d'autres pourront en bénéficier. L'effet net sur le PIB n'est donc pas clair, tout au moins dans son mode de calcul actuel.

Le rapport d'étape annonce les ambitions de la phase 2 et mentionne plusieurs points délicats. Dans la logique de transfert des bénéfices, la valeur d'un service pourra être trouvée par l'extrapolation de la valeur du même service sur un autre écosystème, mais le rapport ne fait aucune mention de variations spatiales des valeurs. Il insiste en revanche sur la non-linéarité entre les pertes de biodiversité

sur un écosystème et les pertes de services. Enfin, lorsqu'il mesure la valeur des services, à plus de 80 % cette valeur est associée à du stockage de carbone (pourcentage d'autant plus fort que l'on est dans des pays pauvres). Il n'est pas toujours aisé de savoir ce qu'il appelle la valeur d'un service : est-ce effectivement la valeur ajoutée liée au service ou le coût de substitution du service qui permettrait d'atteindre le même niveau de valeur ajoutée ?

Enfin, une longue section analyse les politiques et, en particulier, les effets pervers qui peuvent s'opposer à la mise en œuvre d'actions favorables à la biodiversité. Pour simplifier, le rapport pose la question de la cohérence des politiques publiques par rapport à des objectifs de production et des objectifs de conservation de la biodiversité (les premiers étant souvent mieux définis que les seconds).

Ce rapport propose donc d'améliorer les politiques existantes ; d'élaborer de nouvelles politiques et de créer de nouveaux marchés. Les subventions peuvent servir à inciter à la création d'innovations pour réduire les effets néfastes. Il pose la question de la substitution entre financements publics et financements privés en donnant l'exemple des enchères paysagères aux Pays-Bas. Cela revient à la mise en place de mécanismes pour le financement des services écosystémiques. En cas de destruction, le principe « pollueur-payeur » devrait s'appliquer, cependant il faut aussi favoriser la compensation et la création de nouveaux marchés avec l'aide de l'État, sans toutefois augmenter les dépenses publiques.

Enfin, il propose de partager les bénéfices de la conservation en soulevant la question de l'évaluation des bénéfices de la conservation et des outils de transfert en donnant deux exemples : Natura 2000 et les transferts fiscaux au Portugal.

Il met en avant huit principes clés pour avancer :

- l'évaluation doit mettre l'accent sur les changements marginaux plutôt que sur la valeur totale d'un écosystème ;
- l'évaluation des services rendus doit prendre en compte le contexte et la nature de l'écosystème et son état initial ;
- les transferts des bénéfices doivent être adaptés à l'évaluation de la biodiversité (des travaux sont à développer dans ce sens) ;
- les valeurs sont inévitablement guidées par la perception des bénéficiaires ;
- l'importance des approches participatives ;
- l'importance des irréversibilités et d'une meilleure analyse des phénomènes de résilience ;
- la nécessité de construire des bases solides sur les relations biophysiques pour aider à l'évaluation et à sa crédibilité ;
- la nécessité de développer des analyses des sensibilités du fait des incertitudes.

b. Les enjeux de la phase 2

Le rapport d'étape souligne quatre points importants qui conditionneront le succès éventuel de la deuxième phase de l'étude :

- difficulté d'éviter les doubles comptes ;
- développer la dimension spatiale (peu présente dans le rapport d'étape) ;

– analyse des risques et limites de leur prise en compte lorsque les changements ne sont pas marginaux ;
– question de la valeur de stocks à partir de flux de service et rôle de l'actualisation.

La deuxième phase du rapport, en cours de développement, implique cinq groupes de travail qui s'articulent comme suit :

Groupe D0	Élaboration d'un cadre d'évaluation, méthodes, analyses de coûts. Échéance des travaux	Fin 2009
Groupe D1	TEEB et décideurs publics	Fin 2009
Groupe D2	TEEB et administrations publiques	Début 2010
Groupe D3	TEEB et entreprises	Mi-2010
Groupe D4	TEEB et citoyens/consommateurs	Fin 2010

Il s'agit donc d'un projet extrêmement ambitieux et d'une démarche qui s'appuie sur une approche systémique pour appréhender l'ampleur des questions soulevées. Les résultats préliminaires apparaissent discutables, notamment sur la question de l'actualisation ou de l'évaluation des pertes de services par rapport à un maximum dont les fondements mériteront d'être mieux explicités. Ils montrent cependant des pistes réellement intéressantes qui s'appuient sur une analyse approfondie de l'ensemble des connaissances scientifiques disponibles (voir en particulier Balmford *et al.*, 2008) et un fonctionnement en réseau qui permet la mobilisation de multiples compétences. L'ensemble des travaux sera présenté à l'occasion de la 10e Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique, à Nagoya en novembre 2010.

Conclusions

L'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques a donné lieu à une grande quantité de travaux d'orientations variées qui se sont efforcés de proposer des réponses aux multiples difficultés que suscite cette question. La valeur de la diversité du vivant est en effet un sujet controversé, tant au plan de sa légitimité éthique et sociale que de sa faisabilité scientifique et technique. Ce chapitre est donc organisé en cinq parties présentant un bilan des connaissances scientifiques depuis (1) la signification de l'évaluation, sa relation à la décision et ses alternatives ; (2) le cadre conceptuel qui permet de passer des fondements de la valeur à des catégories mesurables ; (3) un tour d'horizon des méthodes qui permettent de déterminer des mesures empiriques ; (4) les principaux résultats publiés ; jusqu'à (5) une présentation de plusieurs initiatives institutionnelles récentes qui ont en commun avec notre exercice de valoriser les enseignements de l'évaluation économique pour améliorer des choix collectifs dans le domaine des politiques publiques et de la biodiversité.

Pour préciser la signification de l'évaluation économique, nous avons dû revenir sur les principes qui caractérisent la notion économique de valeur et, en particulier, l'anthropocentrisme, l'utilitarisme et le marginalisme. Nous avons ainsi rappelé quelques conséquences du caractère instrumental de cette notion qui

attribue aux biens et services une valeur relative en fonction de leur contribution au bien-être des hommes ou, plutôt, de la représentation subjective qu'ils s'en font. Cette valeur doit aussi refléter la rareté relative des services, qui ne s'exprime sur un marché que si les institutions et, notamment, les droits le permettent. Cela nous a conduits à revenir sur les notions classiques d'externalité et de biens publics qui ne bénéficient pas de ce mécanisme, mais aussi sur le statut de « bien commun » de nombreux actifs naturels et sur la notion de « bien tutélaire » proposée par R. Musgrave pour désigner des biens qui, bien qu'ayant une influence sur le bien-être, ne sont pas pris en compte de façon appropriée dans les préférences des agents.

Puis nous sommes revenus sur la distinction fondamentale entre valeur et prix et les biais que peut introduire le passage par la monnaie ; ce qui nous a permis d'introduire la question, centrale pour ce rapport, de la relation entre évaluation et décision. Nous soulignons la différence fondamentale, pour la définition des valeurs de référence, entre des valeurs qui orientent les choix vers un objectif donné au moindre coût et doivent mesurer les coûts d'opportunité des projets auxquels il faudra renoncer pour l'atteindre, et des valeurs qui visent la réalisation d'un objectif de conservation optimal, fonction du niveau de satisfaction des autres objectifs de la société. Le cas de la biodiversité implique de telles exigences informationnelles que nous avons limité notre ambition à la production de valeurs reflétant les intérêts effectifs pour la préservation des écosystèmes, sans référence explicite à un objectif politique qui devrait d'ailleurs être précisé. Cette partie est conclue par la présentation de trois approches alternatives à l'évaluation économique (la précaution, les analyses multicritères et les analyses reposant sur des mesures objectives) dont nous avons esquissé l'intérêt et les limites.

L'objectif de la deuxième partie était de préciser les adaptations du cadre conceptuel de l'évaluation nécessaires pour appréhender les spécificités de la biodiversité et des services écosystémiques. Le premier point était d'expliciter les fondements de la valeur sociale de la biodiversité : en quoi la perspective anthropocentrée constitue une limite ; ce que signifie le caractère plus ou moins substituable de la biodiversité ; le constat que la biodiversité n'est généralement pas assimilable à un bien économique mais constitue une propriété des écosystèmes qui peut cependant être évaluée. La conservation d'écosystèmes biodivers doit en fait être considérée comme un bien public mixte dont la « production » est essentiellement décentralisée, et pour lequel nous ne disposons pas d'indication claire sur le niveau de rareté et son évolution.

La valeur économique totale de ce bien renvoie à des valeurs d'usage qui reflètent les services que nos sociétés se procurent auprès des écosystèmes, et des valeurs dites « de non-usage », liées à leur statut de patrimoine. Plusieurs éléments complexifient ce cadre. Une partie des usages sont potentiels et sont parfois présentés comme une valeur assurantielle de la biodiversité face à des situations incertaines. Le statut économique du patrimoine est plus incertain, d'abord parce qu'il renvoie à l'existence de préférences altruistes (pour nos contemporains, les générations futures ou des espèces non humaines pour lesquelles nous pouvons éprouver de l'empathie). Il peut aussi correspondre à un engagement citoyen dont l'évaluation économique est mal assurée : s'agit-il de contribuer au maintien de biens communs ou de la simple recherche d'une « satisfaction morale » ?

La question du temps et de l'actualisation de ces valeurs soulève aussi des difficultés spécifiques. Sans remettre en cause les choix retenus par la commission Lebègue concernant le taux d'actualisation, la raréfaction des écosystèmes et l'élasticité-revenu positive qui caractérise leur demande conduisent à préconiser des prix relatifs croissants (par exemple à un rythme de 1 % par an). La perspective de pertes irréversibles et parfois irremplaçables peut conduire à envisager un renchérissement plus rapide dans certaines situations (notamment pour des services liés à des types d'écosystèmes en régression quantitative significative comme les zones humides ou les prairies permanentes…).

La troisième partie a permis un tour d'horizon des méthodes d'évaluation monétaire. Nous avons distingué les méthodes basées sur des coûts effectifs ou sur des préférences révélées qui conduisent à des résultats réputés fiables mais qui ne prennent en compte qu'une partie des pertes de surplus liées à la dégradation des écosystèmes et les méthodes basées sur des préférences déclarées qui permettent *a priori* une approche plus compréhensive de la valeur des écosystèmes, mais dont la fiabilité reste contestée (évaluations contingentes) malgré des pistes prometteuses qui mettent les sujets questionnés dans des situations plus proches des choix économiques qui leur sont familiers.

Ces techniques sont assez exigeantes à mettre en œuvre et les préconisations visant à en améliorer la fiabilité ne vont pas dans le sens d'une simplification des procédures. Ce constat a conduit à développer des techniques visant à transférer des valeurs depuis un ou plusieurs sites d'étude présentant des similarités avec les sites à évaluer, sans avoir à développer un protocole lourd. La littérature scientifique tend à valider l'usage de ces « méta-analyses » sous réserve qu'elles respectent des protocoles de transfert qui limitent les biais. Il existe aujourd'hui un ensemble de bases de données où les responsables peuvent trouver des études, publiées ou non, à partir desquelles ces transferts de bénéfices pourront être opérés. Le caractère encore innovant de ces techniques implique des compétences raisonnées, mais elles sont, à l'évidence, une voie à développer.

La partie suivante s'est efforcée de synthétiser les informations qui peuvent être retenues des évaluations empiriques d'une série d'objets associés à la biodiversité et aux écosystèmes. Nous avons distingué les travaux essentiellement théoriques qui visent à explorer la valeur de la diversité, des études empiriques portant sur la valeur des gènes dans la bioprospection, la valeur des espèces menacées (mais pas les envahissantes), les écosystèmes ou les habitats et les tentatives d'estimations relatives à la diversité fonctionnelle. Ce panorama nous conduit, dans la ligne des travaux du *Millennium Ecosystem Assessment* dont nous proposons de conserver la classification, à valider l'idée qu'une approche pratique pertinente est d'évaluer les services rendus par les écosystèmes. Nous soulignons cependant le danger de cette approche qui peut aboutir à faire peu de cas de la diversité des écosystèmes : l'existence d'une relation linéaire ou affinée entre la diversité des écosystèmes et le niveau des services que l'on peut en attendre, reste une hypothèse, étayée par l'état du débat sur la relation diversité-stabilité, mais qui doit être validée au cas par cas et sans doute par type de services. On doit enfin souligner que pour la fixation de valeurs de référence, la question de l'espace de référence sur lequel elles doivent être calculées doit également être raisonnée en fonction de l'impact spatial des projets.

Ce chapitre se conclut par la présentation de cinq initiatives institutionnelles relatives aux impacts environnementaux des infrastructures et à l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques. Il en existe quelques autres (notamment le Comité sur l'évaluation des services des écosystèmes aquatiques et terrestres qui leur sont liés, créé par le National Research Council américain ; voir Heal, 2005), mais nous nous sommes limités à des exemples qui apportaient un éclairage spécifique sur les travaux de notre groupe. Dans chaque cas, nous avons essayé de fournir les principaux éléments permettant de faire le lien entre les moyens et méthodes mis en œuvre et les objectifs poursuivis par ces groupes.

Au regard de l'état des connaissances scientifiques et de ces expériences, peut-on envisager de produire des « valeurs de référence » à large validité spatiotemporelle ? Ce serait sans doute un objectif trop ambitieux, mais on peut commencer par des résultats partiels avec un spectre d'application plus limité, permettant toutefois une utilisation pratique et, ainsi, un progrès incrémental qui sera validé par l'expérience.

Références bibliographiques

Aldred J. (2006), « Incommensurability and monetary valuation ». *Land Economics*, 82 (2), 141-161.

Alexander A. M., List J. A., Margolis M. et d'Arge R. C. (1998), « A method for valuing global ecosystem services », *Ecological Economics*, 27, 161-170.

Allen B. P. et Loomis J. B. (2006), « Deriving values for the ecological support function of wildlife: an indirect valuation approach », *Ecological Economics*, 56, 49-57.

Allsopp M. H., de Lange W. J. et Veldtman R. (2008), « Valuing insect pollination services with cost of replacement », *PLoS ONE*, 3 (9), September, www.plosone.org e3128.

Alvarez-Farizo B. et Hanley N. (2006), « Improving the process of valuing non-market benefits: combining citizens' juries with choice modelling », *Land Economic*, 82, 465-478.

Amigues J.-P. et Desaigues B. (2001), « A cost-benefit analysis of biodiversity conservation programmes in the Garonne valley: French case study on biodiversity incentive measures », *in Case Studies for the Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policy Makers*, OCDE, Paris.

Amigues J.-P., Desaigues B. et Vuong Q. (1996), « L'évaluation contingente : controverses et perspectives », *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n° 39-40, p. 124-150.

Amigues J.-P., Boulatoff C., Desaigues B., Gauthier C. et Keith J. E. (2002), « The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach », *Ecological Economics*, 43 (1), 17-31.

Ando A., Camm J., Polasky S. et Solow A. (1998), « Species distributions, land values, and efficient conservation », *Science*, 279, 2126-2128.

Anielski M. et Wilson S. (2005), *Counting Canada's Natural Capital: Assessing the Real Value of Canada's Boreal Ecosystems,* Canadian Boreal Initiative and Pembina Institute, Ottawa, Canada, 79 p.

Ansink E., Hein L. et Hasund K P. (2008), « To value functions or services ? An analysis of ecosystem valuation approaches », *Environmental Values*, 17 (4), November, 489-503.

Armsworth P. R, Kendall B. E. et Davis F. W. (2000), « An introduction to biodiversity concepts for environmental economists », *Resource and Energy Economics*, 26 (2), 115-134.

Arnold J. E. M. et Periz M. R. (2001), « Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives », *Ecological Economics*, 39, 437-447.

Arrow K.J. (1951), *Social Choice and Individual Values,* New Haven, Yale University Press, 124 p.

Arrow K. J. et Fisher A. C. (1974), « Preservation, uncertainty and irreversibility », *Quarterly Journal of Economics*, 87, 312-319.

Arrow K. J., Solow R., Portney P. R., Learner E. E., Radner R. et Shuman H. (1993), *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*, Federal Register 58 (10), 4602-4614.

Arrow K. J., Bolin B., Costanza R., Dasgupta P., Folke C., Holling C. S., Jansson B. O., Levin S., Mäler K G., Perrings C. et Pimentel D. (1995), « Economic growth, carrying capacity and the environment », *Science*, 268, 520-521.

Ashworth L., Quesada M., Casas A., Aguilar R. et Oyama K. (2009), « Pollinator-dependent food production in Mexico », *Biological Conservation* (2009), doi:10.1016/j.biocon.2009.01.016.

Aulong S., Erdlenbruch K. et Figuières C. (2005), « Un tour d'horizon des critères d'évaluation de la diversité biologique », *Économie Publique*, n° 16 (2005/1), p. 3-46.

Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R. E., Jenkins M., Jefferiss P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Trumper K. et Turner R. K. (2002), « Economic reasons for conserving wild nature », *Science*, 297, 950-953.

Balmford A., Gaston K., Blyth S., James A., et Kapos V. (2003), « Global variations in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs », *Proceeding of the National Academy of Sciences,* 100, 104-1050.

Balmford A., Rodrigues A. S. L., Walpole M., ten Brink P., Kettunen M., Braat L. et de Groot R. (2008), *The Economics of Biodiversity and Ecosystems: Scoping the Science*, Cambridge, UK: European Commission, September, 300 p.

Barbier E. B. (2000), « Valuing environment as an input: review of applications to mangrove-fishery linkage », *Ecological Economics*, 35, 47-61.

Barbier E. B., Burgess J. C. et Folke C. (1994), *Paradise Lost ? The Ecological Economics of Biodiversity*, Earthscan, London.

Barde J.-P. et Pearce D. W. (1991), *Valuing the Environment: Six Case Studies*, Earthscan, London.

Bark R. H., Osgood D. E., Colby B. G., Katz G. et Stromberg J. (2009), « Habitat preservation and restauration: Do homebuyers have preferences for quality habitat ? », *Ecological Economics* (2008), doi:10.1016/j.ecolecon.2008.10.005.

Barkmann J., Glenk K., Keil A., Leemhuis C., Dietrich N., Gerold G. et Margraaf R. (2008), « Confronting unfamiliarity with ecosystem function: The case for an ecosystem service approach to environmental valuation with stated preference method », *Ecological Economics*, 65, 48-62.

Bateman I. J. (2008), « Valuing "X" (when "X" is unknown). Key note lecture », *10th BioEcon workshop*, Cambridge (UK), September 29-30th.

Bateman I. et Willis K. G., (eds) (1999), *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the U.S, E.C. and Developing Countries*, Oxford University Press.

Bateman I. J. et Jones A. P. (2003), « Contrasting conventional with multi-level modelling approaches to meta-analysis: Expectation consistency in U.K. woodland recreation values », *Land Economics*, 79 (2), 235-258.

Bateman I., Carson R. T., Day B., Hanemann M., Hanley N., Tannis H., Jones-Lee M., Loomes G., Mourato S., Özdemiroglu E., Pearce D. W., Sugden R. et Swanson J. (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*, Edward Elgar in association with the IK Department of Transport, Cheltenham, UK & Northampton, MA, 458 p.

Baumgärtner S. (2007a), « The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services », *Natural Resource Modeling*, 20 (1), Spring, 87-104.

Baumgärtner S. (2007b), « Why the measurement of species diversity requires prior value judgements », *in* Kontoleon A., Unai P. et Swanson T. (eds), *Biodiversity Economics*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 293-310.

Baumgärtner S., Becker C., Faber M. et Manstetten R. (2006), « Relative and absolute scarcity of nature. Assessing the roles of economics and ecology for biodiversity conservation », *Ecological Economics*, 59 (4), 487-498.

Baumgärtner S. et Quaas M. F. (2007), « Agro-biodiversity as natural insurance and the development of financial insurance markets », *Discussion Paper*, Department of Economics, University of Heidelberg, September.

Baumgärtner S. et Quaas M. F. (2005), « The private and public insurance value of conservative biodiversity management », *Discussion Paper*, Department of Economics, University of Heidelberg, December.

Beaumais O., Laroutis D. et Chakir R. (2008), « Conservation *versus* conversion des zones humides : Une analyse comparative appliquée à l'estuaire de la Seine », *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, n° 3/2008.

Beckermann W. (1994), « 'Sustainable environment'. Is it a useful concept ? », *Environmental Values*, 3, 191-209.

Béné C. et Doyen L. (2008), « Contribution values of biodiversity to ecosystem performances: A viability approach », *Ecological Economics*, 68 (1-2), 14-23.

Bennett J. et Blamey R. (eds) (2001), *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*, Edward Elgar, Cheltenham.

Bergstrom J. C. et Taylor L. O. (2006), « Using meta-analysis for benefits transfer: Theory and practice », *Ecological Economics*, 60 (2), December, 351-360.

Berrens R. P., Brookshire D. S., McKee M. et Schmidt C. (1998), « Implementing the safe minimum standard approach: two case studies from the U.S. Endangered Species Act », *Land Economics*, May.

Bervoets S. et Gravel N. (2007), « Appraising diversity with an ordinal notion of similarity: an axiomatic approach », *Mathematical Social Sciences*, 53, 259-273.

Bin O. et Polasky S. (2005), « Evidence on the amenity value of wetland in rural settings », *Journal of Agriculture and Applied Economics*, 37 (3), 589-602.

Bishop R. C. (1978), « Endangered species and uncertainty: The economics of a safe minimum standard », *American Journal of Agricultural Economics*, 60 (1), 10-18.

Bockstael N. E., Freeman A. M., Kopp R. J., Portney P. R. et Smith V. K. (2000), « On measuring economic value for nature », *Environmental Science and technology*, 34, 1384-1389.

Bolund P. et Hunhammar S. (1999), « Ecosystem services in urban areas », *Ecological Economics*, 29, 293-301.

Boman M. (2008), « To pay or not to pay for biodiversity in forests - what scale determines responses to willingness to pay questions with uncertain response options? », *Journal of Forest Economics*, 15, 79-91.

Bonnieux F. et Desaigues B. (1998), *Économie et politique de l'environnement*, Dalloz, Paris, 250 p.

Bonnieux F. et Legoffe P. (1997), « Valuing the benefits of landscape restauration: A case study of the Cotentin in Lower-Normandy, France », *Journal of Environment Management*, 50 (3), 321-333.

Bonnieux F. et Rainelli P. (1990), *Évaluation économique et catastrophe écologique*, Economica, Paris.

Bosetti V., Conrad J. M. et Messinat E. (2004), « The value of flexibility: Preservation, remediation, or development for Ginostra? », *Environmental and Resource Economics*, 29 (2), October, 219-229.

Boyd J. et Banzhaf S. (2007), « What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units », *Ecological Economics*, 63 (2-3), 616-626.

Boxall P. C., Adamowicz W. L., Swait J., Williams M. et Louviere J. (1996), « A comparison of stated preference method for environmental valuation », *Ecological Economics*, 18, 243-253.

Braat L. et ten Brink P. (2008), *The Cost of Policy Inaction (COPI) - The Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target*, Report to the European Commission, May 29.

Brahic E., Clément V., Moureau N. et Vidal M. (2008), *À la recherche des Merit Goods*, LAMETA, DR n° 2008-08, avril, 20 p.

Brahic E. et Terreaux J.-P. (2009), *Évaluation économique de la valeur de la biodiversité en forêt. Guide méthodologique*, CEMAGREF-MAP-MEEDDAT-ONF, 350 p.

Brander L. M., Raymond J. G., Florax M. et Vermaat J. E. (2006), « The Empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and meta-analysis of the literature », *Environmental and Resources Economics*, 33, 223-250.

Brock W. A. et Xepapadeas A. (2003), « Valuing biodiversity from an economic perspective: A unified economic, ecological, and genetic approach », *American Economic Review 93* (5), 1597-1614.

Brouwer R. (2000), « Environmental value transfer: state of the art and future prospects », *Ecological Economics*, 32, 137-152.

Brouwer R., Langford I.H., Bateman I. J. et Turner R. K. (1999), « A meta-analysis of wetland contingent valuation studies », *Regional Environmental Change*, 1 (1), November, 47-57.

Brown G. M. et Shogren J. F. (1998), « Economics of the endangered species act », *Journal of Economic Perspectives*, 12 (3), 3-20.

Brown T. C. et Slovic P. (1988), « Effects of context on economic measure of value », *in* Peterson G. L., Driver B. L. et Gregory R. (eds), *Amenity Resource Valuation: Integrating Economics with other Disciplines*, Venture Publishing Inc., State College, PA 16803.

Carpenter S. R. et Brock W. A. (2008), « Adaptive capacity and traps », *Ecology and Society*, 13 (2), 40.

Carpenter S. R., Brock W. A. et Ludwig D. (2002), « Collapse, learning, and renewal », *in* L. H. Gunderson et C. S. Holling, (eds), *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Island Press, Washington D.C., 173-193.

Carpenter S. R., DeFries R., Dietz T., Mooney H. A., Polasky S., Reid W. et Scholes R. J. (2006), « Millennium Ecosystem Assessment: research needs », *Science*, 314, 257-258.

Carson R. T., Hanemann W. M., Kopp R. J., Krosnick J. A., Mitchell R. C., Presser S., Ruud P. A. et Smith V. K. (1996), « Was the NOAA panel correct about contingent valuation ? », *Discussion Paper* n° 96-02, Resources for the Future, Washington D.C.

Carson R. T., Hanemann W.M., Kopp R. J., Krosnick J. A., Mitchell R. C., Presser S., Ruud P. A. et Smith V. K. (1995), « Temporal reliability of estimates from contingent valuation », *Discussion Paper* n° 95-37, Resources for the Future, Washington D.C.

Cavailhès J., Brossard T., Hilal M., Joly D. et Tourneux P. F. (2007), « Le prix des paysages périurbains », *Économie Rurale*, n° 297-298, janvier-mars.

Cavailhès J. et Joly D. (éd.) (2006), *Les paysages périurbains et leur prix*, Presses Universitaires de Franche-Comté, Besançon, 192 p.

Centre d'analyse stratégique (2008a), « La valeur du vivant : quelle mesure pour la biodiversité ? » *La Note de veille*, n° 89, février.

Centre d'analyse stratégique (2008b), *La valeur tutélaire du carbone,* Rapport de la commission présidée par A. Quinet, coll. Rapports et documents, n° 16, La Documentation française, Paris, juin.

Chambers C. M. et Whitehead J. C. (2003), « A contingent valuation estimate of the benefits of wolves in Minnesota », *Environmental and Resource Economics*, 26 (2), 249-267.

Chavas J. P. (2009), « On the productive value of biodiversity », *Environmental and Resource Economics*, 42 (1), 109-131.

Chichilniski G. et Heal G. (1998), « Economic returns from the biosphere », *Nature*, 391, February, 629-630.

Chichilnisky G. (1996), « An axiomatic approach to sustainable development », *Social Choice and Welfare*, 13, 257-321.

Christie M., Hanley N., Warren J., Murphy K., Wright R. et Hyde T. (2006), « Valuing the diversity of biodiversity », *Ecological Economics*, 58 (4), 304-317.

Church R. L., Stoms D. M. et Davis F. W. (1996), « Reserve selection as a maximal covering location problem », *Biological Conservation*, 76, 105-112.

Clarke H. R. et Reed W. J. (1990), « Land development and wilderness conservation policies under uncertainties: A synthesis », *Natural Resource Modelling*, 4 (1), 11-37.

Coase R. H. (1960), « The Problem of Social Cost », *Journal of Law and Economics*, 3 (1), 1-44.

Colson F. et Stenger-Letheu A. (1996), « Évaluation contingente et paysages agricoles. Application au bocage de Loire-Atlantique », *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n° 39/40, p. 151-177.

Common M., Reid I. et Blamey R. (1997), « Do existence values for cost benefit analysis exist ? », *Environmental and Resource Economics*, 9, 225-238.

Conrad J. M. (2000), « Wilderness: options to preserve, extract or develop », *Resource and Energy Economics,* 22, 205-219.

Conrad J. M. (1997), « On the option value of old-growth forest », *Ecological Economics*, 22, 97-102.

Convention on Biological Diversity (2007), « An exploration of tools and methodologies for valuation of biodiversity and biodiversity resources and functions », *CDB Technical Series*, n° 28.

Convention on Biological Diversity (2001), « The value of forest ecosystems », *CDB Technical Series*, n° 4.

Cornes R. et Sandler T. (1983), « On Commons and Tragedies », *American Economic Review,* 73 (4), September, 787-92.

Costanza R. (2008), « Ecosystem services: multiple classification systems are needed », *Biological Conservation*, 141, 350-352.

Costanza R., Fisher B., Mulder K., Liu S. et Christopher T. (2007), « Biodiversity and ecosystem services: a multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production », *Ecological Economics*, 61, 478-491.

Costanza R. et Wilson M. A. (2002), « Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services », *Ecological Economics*, 41, 375-392.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naem S., O'Neil R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P. et van der Belt M. (1997), « The value of the world ecosystems and natural capital », *Nature*, 387, 253-260.

Costello C. et Ward M. (2006), « Search, bioprospecting and biodiversity conservation », *Journal of Environmental Economics and Management*, 52, 615-626.

Craft A. R. et Simpson R. D. (2001), « The value of biodiversity in pharmaceutical research with differentiated products », *Environmental and Resource Economics*, 18 (1), 1-17.

Crocker T. (1985), « On the value of the condition of a forest stock ». *Land Economics,* 61, 244-254.

Cropper M. L. et Oates W. (1992), « Environmental economics: A survey », *Journal of Economic Literature*, 30, 675-740.

D4E (2008), « La prise en compte de la biodiversité dans les études d'impacts des grands projets d'infrastructures de transport », *La Lettre de la Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale*, n° 13, juillet.

Dachary-Bernard J. (2007), « La méthode des choix multi-attributs appliquée aux Monts d'Arrée », *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n° 84-85, p. 133-166.

Dachary-Bernard J. (2005), « Une évaluation économique du paysage. Une application de la méthode des choix multi-attributs aux Monts d'Arrée », *Économie et Statistique*, n° 373, p. 57-74.

Daily G. C. (1997), *Nature´s Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems,* Island Press, Washington DC.

Daly H. E. et Townsend K. N. (1993), *Valuing the Earth: Economics, Ecology, Ethics*, MIT Press, Cambridge, Mass., 387 p.

Daly H. (1995), « On Wilfred Beckerman's critique of sustainable development », *Environmental Values*, 4 (1), February, 49-70.

Dasgupta P. (2001), *Human Well-Being and the Natural Environment*, Oxford University Press, Oxford, 305 p.

Dasgupta P. et K.-G. Mäler (2003), « The economics of non-convex ecosystems: Introduction », *Environmental and Resource Economics*, 26 (4), December, 499-525.

Davis R. K. (1963), *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Studies of the Maine Woods*, Ph. D. dissertation, Harvard University, Cambridge, MA.

Desaigues B. et Ami D. (2001), « An estimation of the social benefits of preserving biodiversity », *International Journal of Global Environmental Issues*, 1 (1), 73-86.

Desaigues B. et Point P. (1993), *Économie du patrimoine naturel : la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Economica, Paris, 317 p.

Desvouges W. H., Johnson F. R., Dunford R. W., Hudson S. P. et Wilson K. N. (1993), « Measuring natural resource damage with contingent valuation: test of validity and reliability », *in* Hausman J. A. (ed.), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, Amsterdam, North-Holland.

Diamond J. (2006), *Effondrement. Comment les sociétés décident de leur disparition ou de leur survie*, Gallimard (*NRF Essais*), Paris, 648 p. (English publ., 2005).

Diamond J. (2000), *De l'inégalité parmi les sociétés. Essai sur l'homme et l'environnement dans l'histoire*, Gallimard (*NRF Essais*), Paris, 484 p. (English publ., 1997).

Diamond A. et Hausman J. A. (1994), « Contingent valuation: Is some number better than no number? », *Journal of Economic Perspective*, 8 (4), 45-64.

Diamond A. et Hausman J. A. (1993), « On contingent valuation measurements of nonuse values », *in* Hausman J. A. (ed.), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, Amsterdam, North-Holland.

Díaz S., Fargione J., Chapin III F. S. et Tilman D. (2006), « Biodiversity loss threatens human well-being », *PLOS Biology*, 6 (3), 1300-1305.

Drechsler M. et Wätzold F. (2009), « Applying tradable permits to biodiversity conservation: Effects of space dependent conservation benefits and cost heterogeneity on habitat location », *Ecological Economics*, 68 (4), 1083-1092.

Eiswerth M. E. et Haney J. C. (2001), « Maximizing conserved biodiversity: why thresholds matter », *Ecological Economics,* 38, 259-274.

Ekins P., Simon S., Deutsch L., Folke C. et De Groot R. (2003), « A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability », *Ecological Economics*, 44 (2-3), 165-185.

Elster J. (1989), « Social norms and economic theory », *Journal of Economic Perspectives*, 3, 99-117.

Elster J. (1979), *Ulysses and the Sirens: Studies in Rationality and Irrationality*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Engel S., Pagiola S. et Wunder S. (2008), « Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issue », *Ecological Economics*, 65, 663-674.

Enjolras G. et Boisson J.-M (2007), « Valuing lagoons using a meta analytical approach: methodological and practical issues », *Paper* presented at the 15th EAERE Annual Conference, Thessaloniki, Greece, June 27-30.

Farber S. C., Costanza R. et Wilson M. A. (2002), « Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services », *Ecological Economics*, 41, 375-392.

Faucheux S. et O'Connor M. (eds) (1997), *Valuation for Sustainable Development: Methods and Policy Indicators*, Edward Elgar, Aldershot.

Fiala N. (2008). « Measuring sustainability: Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science », *Ecological Economics*, 67, 519-525.

Fiorito R. et Kollintzas T. (2004), « Public goods, merit goods and the relation between private and government consumption », *European Economic Review,* 48, 1367-98.

Fisher A. C. et Hanemann W. M. (1986), « Option value and the extinction of species », *in* V. K. Smith (ed.), *Advances in Applied Microeconomic*s, 4, JAI Press, Greenwich, Connecticut, 169-190.

Fisher B., Turner R. K. et Morling P. (2009), « Defining and classifying ecosystem services for decision making », *Ecological Economics*, 68, 643-653.

Foley J. A., Monfreda C., Ramankutty N. et Zaks D. (2007), « Our share of the planetary pie », *PNAS*, 104 (31), July 31, 12585-12586.

Fromm O. (2000), « Ecological structure and functions of biodiversity as elements of its total economic value », *Environmental and Resource Economics*, 16, 303-328.

Gallai N., Salles J.-M., Settele J. et Vaissière B. (2009), « Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline », *Ecological Economics*, 68 (1), 810-821.

Garrod G. D. et Willis K. G. (1995), « Valuing the benefits of the South downs environmentally sensitive area », *Journal of Agricultural Economics*, 46, 160,173.

Géniaux G. (2002), « Le *Mitigation Banking* : un mécanisme décentralisé au service des politiques de "*no net loss*" », Actes et communications de l'INRA, 17.

Géniaux G. (1999), *Évaluation et régulation des impacts environnementaux*, thèse de doctorat es sciences économiques, université de la Méditerranée, janvier, 306 p.

Ghazoul J. (2007), « Recognizing the complexities of ecosystem management and the ecosystem service concept », *Gaia*, 16 (3), 215-221.

Godard O. (2005), « Les conditions d'une gestion économique de la biodiversité - Un parallèle avec le changement climatique », *Cahiers du CECO*, École polytechnique, Paris, juin, 15 p.

Godard O. (2004), « De la pluralité des ordres – Les problèmes d'environnement et de développement durable à la lumière de la théorie de la justification », *Géographie Économie Société*, 2004/3 (6), p. 303-330.

Goeschl T. et Swanson T. (2002), « The social value of biodiversity for R&D », *Environmental and Resource Economics*, 22, 477-504.

Gollier C., Jullien B. et Treich N. (2000), « Scientific progress and irreversibility: an economic interpretation of the "Precautionary Principle" », *Journal of Public Economics*, 75, 229-253.

Goulder L. H. et Donald K. (1997), « Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical method", *in* Daily G.C. (ed.), *Nature's Services: Societal Dependence upon Natural Ecosystems*, Island Press, Washington D.C., 23-48.

Gouyon P.-H. (1994), « La biodiversité dans une perspective historique », *Courrier de l'environnement*, n° 23, INRA.

Gouyon P.-H. (2001), *Les harmonies de la nature à l'épreuve de la biologie*, INRA, « Sciences en Questions », Paris.

Green I.-M., Folke C., Turner R. K. et Bateman I. J. (1994), « Primary and secondary values of wetland ecosystems », *Environmental and Resource Economics*, 4 (4), 55-74.

De Groot R. S., Wilson M. A. et Boumans R. M. J. (2002), « A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services », *Ecological Economics*, 41, 393-408.

Haberl H. *et al.* (2009), « Toward an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three long-term socio-ecological research platforms », *Ecological Economics*, doi:10.1016/j.ecolecon.2008.11.013.

Haberl H., Erb K. H., Kausmann F., Gaube V., Bondeau A., Plutzar C., Gingrich S., Lucht W. et Fischer-Kowalski M. (2007), « Quantifying and mapping the human appropriation of the net primary production in earth's terrestrial ecosystems », *PNAS*, 104 (31), 12942-12947.

Hamaide B., ReVelle C. S. et Malcolm S.A. (2006), « Biological reserves, rare species and the trade-off between species abundance and species diversity », *Ecological Economics*, 56 (4), 570-583.

Hanemann M. (1991), « Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ ? », *American Economic Review*, 81, 635-647.

Hanemann W. M. (1989), « Information and the concept of option value », *Journal of Environmental Economics and Management*, 16 (1), January, 23-37.

Hanemann W. M. (1988), « The value of biodiversity », *in* Wilson E. O. (ed.), *Biodiversity*, The National Academies Press, Washington DC.

Hanley N. (1998), « Resilience in social and economic systems: a concept that fails the cost benefit test? », *Environment and Development Economics*, 3 (2), May, 221-262.

Hanley N., MacMillan D., Wright R. E., Bullock C., Simpson I., Parsisson D. et Crabtree B. (1998), « Contingent valuation versus choice experiments: estimating the benefits of environmentally sensitive areas in Scotland », *Journal of Agricultural Economics*, 49 (1), 1-15.

Hanley N., Spash C. et Walker L. (1995), « Problems in valuing the benefits of biodiversity protection », *Environmental and Resource Economics*, 5 (3), 249-272.

Hanley N. et Shogren J. F. (2002), « Awkward choices: economics and nature conservation », *in* Bromley D. W. et Paavola J. (eds), *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford.

Hanley N., Ready R., Colombo S., Watson F., Stewart M. et Bergmann E. A. (2008), « The impacts of knowledge of the past on preferences for future landscape change », *Working Paper*, Division of Economics, University of Stirling, 44 p.

Hanley N., Willis K., Powe N. et Anderson M. (2002), *Valuing the Benefits of Biodiversity in Forests*, Report to the Forestry Commission, Edinburgh, 66 p.

Hanley N., Schlapfer F. et Spurgeon J. (2003), « Aggregating the benefits of environmental improvements: distance decay functions for use and non-use values », *Journal of Environmental Management*, 68 (3), 297-304.

Hardin G. (1968), « The Tragedy of the Commons », *Science*, 162, 1243-1248.

Hausman J. A. (ed.) (1993), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, Amsterdam, North-Holland.

Head J. G. (1990), « On merit wants. Reflections on the evolution, normative status and policy relevance of a controversial public finance concept », *in* Brennan G. et Walsh C. (eds), *Rationality, Individualism and Public Policy,* The Australian National University, 211-244.

Heal G. (ed.) (2005), *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making*, Report of the National Research Council, National Academy Press, Washington DC, 278 p.

Heal G. (2004), « Economics of biodiversity: An introduction », *Resource and Energy Economics,* 26, 105-114.

Heal G. (2000a), *Nature and the Marketplace: Capturing the Value of Ecosystem Services*, Island Press, Washington DC.

Heal G. (2000b), « Biodiversity as a commodity », *in Encyclopedia of Biodiversity*, Academic Press.

Heal G. (1998), *Valuing the Future: Economic Theory and Sustainability*, Columbia University Press.

Hector A. *et al.* (1999), « Plant diversity and productivity experiments in European grasslands », *Science*, 286, 1123-1127.

Hein L., van Koppen K., de Groot R. S. et van Ierland E. C. (2006), « Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services », *Ecological Economics,* 57, 209-228.

Henry C. (2006), « Decision-making under scientific, political and economic uncertainty », *Cahiers du Laboratoire d'économétrie de l'École polytechnique*, n° DDX-06-12, 14 p.

Henry C. (1974), « Investment decisions under uncertainty: The 'irreversibility effect' », *American Economic Review*, 64, December, 1006-1012.

Henry C. et Henry M. (2006), « Formalization and application of the precautionary principle », *Cahiers du Laboratoire d'économétrie de l'École polytechnique*, n° 2002-008, 19 p.

Jacobsen J. B. et Hanley N. (2009), « Are there income effects on global willingness to pay for biodiversity conservation? », *Environmental and Resource Economics* (in press) DOI 10.1007/s10640-008-9226-8.

Kahneman D. et Knetsch J. L. (1992), « Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction », *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, (1), 57-70.

Kahneman D. et Tversky A. (1982), « The psychology of preferences », *Scientific American*, 246, 160-173.

Kassar I. et Lasserre P. (2004), « Species preservation and biodiversity value: A real option approach », *Journal of Environmental Economics and Management*, 48, 857-879.

Kinzig A. P., Ryan P., Etienne M., Allison H., Elmqvist T. et Walker B. H. (2006), « Resilience and regime shifts: assessing cascading effects », *Ecology and Society*, 11 (1), 20.

Kinzig A., Perrings C. et Scholes B. (2007), « Ecosystem services and the economics of biodiversity conservation », *Working Paper*, School of Life Sciences, Arizona State University, 21 p.

Kirchhoff S., Colby B. G. et LaFrance J. T. (1996), « Evaluating the performance of benefit transfer: An empirical inquiry », *Journal of Environmental Economics and Management*, 33**,** 75-93.

Kontoleon A., Pascual U. et Swanson T. (eds) (2007), *Biodiversity Economics: Principles, Methods and Applications*, Cambridge University Press, 664 p.

Kotchen M. J. et Reiling S. D. (2000), « Environmental attitudes, motivations, and contingent valuation of nonuse values: a case study involving endangered species », *Ecological Economics*, 32 (1), 93-107.

Krutilla J. V. (1967), « Conservation reconsidered », *American Economic Review*, 57 (4), 777-786.

Krutilla J. V. et Fisher A. C. (1975), *The Economics of Natural Environments: Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources*, John Hopkins University Press, Baltimore, MD.

Lancaster K. (1966), « A new approach to consumer theory », *Journal of Political Economy*, 74, 132-157.

Larrère C. et Larrère R. (1998), *Du bon usage de la nature*, Aubier (« Alto »), Paris, 355 p.

Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J. P. et Trommetter M. (2008), *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*, Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA, 90 p.

Leroux A. D., Martin V. L. et Goeschl T. (2009), « Optimal conservation, extinction debt, and the augmented quasi-option value », *Journal of Environmental Economics and Management (forthcoming).*

Li C. Z., Kuuluvainen J. *et al.* (2004), « Using choice experiments to value the Natura 2000 nature conservation programs in Finland », *Environmental & Resource Economics*, 29 (3), 361-374.

Lifran R. et Oueslati W. (2007), « Éléments d'économie du paysage », *Économie rurale*, n° 297-298, janvier-mars 2007.

Limburg K. E., O'Neill R. V., Costanza R. et Farber S. (2002), « Complex systems and valuation », *Ecological Economics*, 41 (3), 409-420.

Lockwood M. (1996), « Non-compensatory preference structures in non-market valuation of natural area policy », *Australian Journal of Agricultural Economics*, 40 (2), 85-101.

Loomis J. (1992), « The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: Benefit function transfer », *Water Resourc*e *Research*, 28, 701-705.

Loomis J. B. et White D. S. (1996), « Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis », *Ecological Economics*, 18 (3), 197-206.

Loomis J. B. et Rosenberger R. S. (2006), « Reducing barriers in future benefit transfers: Needed improvements in primary study design and reporting », *Ecological Economics*, 60 (2), 343-350.

Loomis J. B. *et al.* (2000), « Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: Results from a contingent valuation survey », *Ecological Economics*, 33 (1), 103-117.

Loreau M., Mouquet N. et Gonzalez A. (2003), « Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscape », *PNAS*, 100 (22), October 28, 12765-12770.

Loreau N., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J. P., Hector A., Hooper D. U., Huston M. A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D. et Wardle D. A. (2001), « Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges », *Science*, 294, 804-808.

Loreau N., Naeem S. et Inchausti P. (2002), *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, Oxford University Press.

Loureiro M. L. et Ojea E. (2008), « Valuing local endangered species: The role of intraspecies substitutes », *Ecological Economics*, 68 (2), 362-369.

Mahan B. L., Polasky S. et Adam R. M. (2000), « Valuing urban wetlands: A property price approach », *Land Economics*, 76 (1), 153-167.

Maille P. et Mendelsohn R. (1993), « Valuing Ecotourism in Madagascar », *Journal of Environmental Management*, 38, 213-218.

Mäler K.-G. (2008), « Sustainable development and resilience in ecosystems », *Environmental and Resource Economics*, 39, 17-24.

Mäler K.-G., Aniyar S. et Jansson Å (2009), « Accounting for ecosystems », *Environmental and Resource Economics*, 42 (1), 39-51.

Maris V. (2008), *La protection de la biodiversité : entre science, éthique et politique*, thèse pour le doctorat de philosophie, université de Montréal, Québec, 336 p.

Martens P., Rotmans J. et de Groot D. (2003), « Biodiversity: luxury or necessity? », *Global Environmental Change*, 13, 75-81.

Martinez-Alier J. (1995), « The environment as a luxury good or "too poor to be green" », *Ecological Economics*, 13 (1), 1-10.

Martinez-Alier J., Munda G. et O'Neill J. (1998), « Weak comparability of values as a foundation for ecological economics », *Ecological Economics*, 26, 277-286.

McCann K. S. (2000), « The diversity-stability debate », *Nature*, 405, 228-233.

McComb G., Lanz V., Nash K. et Rittmaster R. (2006), « International valuation databases: Overview, method and operational issues », *Ecological Economics*, 60 (2), 461-472.

McConnell K. E. (1997), « Does altruism undermine existence value? », *Journal of Environmental Economics and Management*, 32, 22-37.

McNaughton S. J. (1985), « Ecology of a grazing ecosystem: the Serengeti », *Ecology Monography*, 55, 259-294.

McNeely J. A. (1988), *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources*, IUCN, Gland, Switzerland.

Merlo M. et Croitoru L. (2005), *Valuing Mediterranean Forests: Toward Total Economic Value*, Cabi Publishing, Wallingford Oxfordshire, UK.

Meier C. E. et Randall A. (1991), « Use value under uncertainty: Is there a « correct » measure? », *Land Economics*, 67 (4), 379-389.

Metrick A. et Weitzman M. L. (1998), « Conflicts and choices in biodiversity Preservation », *Journal of Economic Perspective*, 12 (3), Summer, 21-34.

Millennium Ecosystem Assessment (2005a), *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, 201 p.

Millennium Ecosystem Assessment (2005b), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Island Press, 137 p.

Milon J. W. et Clemmons R. (1991), « Hunters' demand for species variety », *Land Economics*, 67 (4), 401-412.

Mitchell R. C. et Carson R. T. (1989), Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method.Resources for the Future, Inc., Washington D.C., 463 p.

Moran A. (1992), « Scope and limits of the property-rights approach to species conservation », *Policy*, 8, 22-27.

Montagné C., Peyron J.-L. et Niedzwiedz A. (2005), *La valeur économique totale de la forêt méditerranéenne française*, MEDFOREX.

Moyle B. (1998), « Species conservation and the principal-agent problem », *Ecological Economics*, 26, 313-320.

Musgrave R. (1987), « Merit goods », *in* Eatwell J., Millgate M. et Neuman P. (ed.), *The New Palgrave: a Dictionnary of Economics*, MacMillan, London, 452-453.

Naidoo R., Balmford A., Costanza R., Fisher B., Green R. E., Lehner B., Malcolm T. R. et Ricketts T. H. (2008), « Global mapping of ecosystem services and conservation priorities », *PNAS*, 105 (28), 9495-9500.

Narain U., Hanemann M. et Fisher A. (2007), « The irreversibility effect in environmental decisionmaking », *Environmental and Resource Economics*, 38, 391-405.

Nehring K. et Puppe C. (2002), « A theory of diversity », *Econometrica*, 70 (3), 1155-1198.

Nelson J. P. et Kennedy P. E. (2009), « The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics: An assessment », *Environmental and Resource Economics*, in press, DOI 10.1007/s10640-008-9253-5.

Neumayer E. (1999), *Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*, Edward Elgar, Cheltenham.

Nijkamp P., Vindigni G. et Nunes P. A. L. D. (2008), « Economic valuation of biodiversity: A comparative study », *Ecological Economics*, doi:10.1016/j.ecolecon.2008.03.003.

Norgaard R. B. (1988), « The rise of the global exchange economy and the loss of biological diversity », *in* Wilson E. O. (ed.), *Biodiversity*, The National Academies Press, Washington DC.

Norton B. (ed.) (1986), *The Preservation of Species: The Value of Biological Diversity*, Princeton University Press, Princeton.

Norton B. G. (1987), *Why Preserve Natural Variety?*, Princeton University Press, Princeton, NJ, 281 p.

Nozick R. (1974), *Anarchy, State, and Utopia*, Basic Books, New York, 334 p.

Nunes P. (2002), « Using factor analysis to identify consumer preferences for the protection of a natural area in Portugal », *European Journal of Operational Research*, 140, 499-516.

Nunes P. et Schokkaert E. (2003), « Identifying the warm glow effect in contingent valuation », *Journal of Environmental Economics and Management*, 45 (2), March, 231-245.

Nunes P. A .L. D. et van den Bergh J. C. J. M. (2001), « Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? », *Ecological Economics*, 39 (2), 203-222.

Nunes P. A. L. D., van den Bergh J. C. J. M. et Nijkamp P. (2003), *The Ecological Economics of Biodiversity. Methods and Policy Applications*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, 165 p.

OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs,* OCDE, Paris, 173 p.

OCDE (2001), *Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies*, OCDE, Paris.

Odum W. E. (1982), « Environmental degradation and the tyranny of small decisions », *BioScience*, 32 (9), 728-729.

Ohl C., Drechsler M., Johst K. et Wätzold F. (2008), « Compensation payments for habitat heterogeneity: existence, efficiency, and fairness considerations, *Ecological Economics*, 67, 162-174.

Ojéa E. et Loureiro M. L. (2007), « Altruistic, egoistic and biospheric values in willingness to pay (WTP) for wildlife », *Ecological Economics*, 63 (4), September, 807-814.

O'Neill J., Holland A. et Light A. (2007), *Environmental Values*, Routledge, 233 p.

Opaluch J. J. et Grigalunas T. A. (1992), *Ethical Values and Personal Preferences as Determinants of Nonuse Values: Implications for Natural Resource Damage Assessments*, W133 Meetings Fifth Interim Report.

Ostrom E., Gardner R. et Walker J. (1994), *Rules, Games and Common-Pool Resources*, Ann Arbor, University of Michigan Press.

Page T. (1977), *Conservation and Economic Efficiency*, John Hopkins University Press, Baltimore.

Pagiola S., von Ritter K. *et al.* (2004), « Assessing the economic value of ecosystem conservation », World Bank, *Environment Department Paper No.101*, in collaboration with The Nature Conservancy and IUCN.

Parkhurst G., Shogren J F., Bastian C., Kivi P., Donner J. et Smith R. B. W. (2002), « Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation », *Ecological Economics*, 41, 305-328.

Patterson M. (1998), « Commensuration and theories of value in ecological economics », *Ecological Economics*, 25, 105-125.

Pearce D. W. (2007), « Do we really care about biodiversity? », *Environmental and Resource Economics*, 37, 313-333.

Pearce D. W. (2001), « The economic value of forest ecosystems », *Ecosystem Health*, 7 (4), 284-296.

Pearce D. W. (1976), « The limits of cost-benefit analysis as a guide to environmental policy », Kyklos, fasc. 1. (repris *in* D.W. Pearce, *Economics and the Environment: Essays in Ecological Economics and Sustainable Development*, Edward Elgar, Cheltenham, 1999).

Pearce D. et Moran D. (1994), *The Economic Value of Biodiversity*, IUCN and Earthscan.

Perman R., Ma Y., McGilvray J. et Common M. (2003), *Natural Resource and Environmental Economics*, 3rd edition, Pearson Education Limited, Harlow, 699 p.

Perrings C. (2006), « Ecological economics after the Millennium Assessment », *International Journal of Ecological Economics & Statistics*, 6, No. F06, 8-22.

Perrings C. A. (1998), « Resilience in the dynamics of economy-environment systems », *Environmental and Resource Economics*, 11 (3-4), 503-520.

Perrings C. (1995a), « Economic values of biodiversity », *in* Heywood V. H., Watson R. T. *et al.*, *Global Biodiversity Assessment*, UNEP and Cambridge University Press, Cambridge (UK), 823-914.

Perrings C. (1995b), « Biodiversity conservation as insurance », *in* Swanson T. (ed.), *The Economics and Ecology of Biodiversity Decline*, Cambridge University Press, Cambridge, 69-78.

Perrings C. et Gadgil M. (2003), « Conserving biodiversity: reconciling local and global public benefits », *in* Kaul I. (ed.), *Providing Global Public Good: Making Globalization Work for All,* Oxford University Press, Oxford, UK.

Perrings C., Mooney H. et Williamson M. (eds) (2009), *Bioinvasions and Globalization: Ecology, Economics, Management, and Policy*, Oxford University Press, Oxford (in press).

Perrings C., Mäler K.-G., Folke C., Holling C. S. et Jansson B. O. (1995), *Biodiversity Loss. Economic and Ecological Issues*, Cambridge University Press, Cambridge and New York.

Perrings C. et Pearce D. (1994), « Threshold effects and incentives for the conservation of biodiversity », *Environmental and Resource Economics,* 4, 13-28.

Perrings C., Williamson M. H. et Dalmazzone S. (2000), *The Economics of Biological Invasions*, Edward Elgar Publishing, Heltenham, UK.

Pillet G. et Odum H. T. (1987), *E3 : énergie, écologie, économie*, Georg Éditeur, Genève.

Pimentel D. (ed.) (2002), *Biological Invasions. Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*, CRC Éditions, 370 p.

Pimentel D., Wilson C., McCullum C., Huang R., Dwen P., Flack J., Tran Q., Saltman T. et Cliff B. (1997), « Economic and environmental benefits of biodiversity », *BioScience*, 47, 747-757.

Plott C. R. (1996), « Rational individual behavior in markets and social choice processes: The discovered preference hypothesis », *in* Arrow K., Colombatto E., Perlaman M. et Schmidt C. (eds), *The rationality foundations of economic behavior*, Macmillan and St. Martin's Press, London and New York, 225-250.

Point P. (ed.) (1999), *La valeur économique des hydrosystèmes. Méthodes et modèles d'évaluation des services délivrés*, Economica, Paris, 211 p.

Polasky S. (ed.) (2002), *The Economics of Biodiversity Conservation,* Ashgate, London.

Polasky S., Camm J. D. et Garber-Yonts B. (2001), « Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon »; *Land Economics*, 77 (1), 68-78.

Polasky S., Camm J., Solow A., Csuti B., White D. et Ding R. (2000), « Choosing reserve networks with incomplete species information », *Biological Conservation*, 94, 1-10.

Polasky S., Costello C. et Solow A. (2005), « The economics of biodiversity conservation », *in* Vincent J. et Mäler K.-G. (eds), *The Handbook of Environmental Economics*, North-Holland, 1517-1560.

Polasky S. et Solow A. (1995), « On the value of a collection of species », *Journal of Environmental Economics and Management*, 29, 298-303.

Polasky S. et Solow A. (1999), « Conserving biological diversity with scarce resources », *in* Klopatek J. et Gardner R. (ed.), *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications*, Springer Verlag, New York, 154-174.

Portney P. R. et Weyant J. P. (eds) (1999), *Discounting and Intergenerational Equity*, Resources for the Future, Washington DC, 186 p.

Purvis A. et Hector A. (2000), « Getting the measure of biodiversity », *Nature*, 405, 212-219.

Rambonilaza M. (2004), « Évaluation de la demande de paysage : état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des bénéfices », *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n° 70, p. 77-101.

Randall A. (1991), « The value of biodiversity », *Ambio*, 20 (2), 64-68.

Randall A. et Farmer M. C. (1995), « Benefits, costs, and the safe minimum standard of conservation », *in* Bromley D. W. (ed.), *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell Publishers, Oxford UK and Cambridge États-Unis, 26-44.

Rausser G. C. et Small A. A. (2000), « Valuing research leads: bioprospecting and the conservation of genetic resources », *Journal of Political Economy*, 108 (1), 173-206.

Rawls J. (1971), *A Theory of Justice*, Oxford University Press, Cambridge, MA.

Ready R. C. et Bishop R. C. (1991), « Endangered species and the safe minimum standards », *American Journal of Agricultural Economics*, 73 (2), 309-312.

Redclift M. (1993), « Sustainable development: needs, values, rights », *Environmental Values*, 2 (1), 3-20.

Rees W. E. (1992), « Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out », *Environment and Urbanisation*, 4 (2), 121-130.

Rekola M. (2003), « Lexicographic preferences in contingent valuation: A theoretical framework with illustration », *Land Economics*, 79 (2), 277-291.

Richardson L. et Loomis J. (2009), « The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis », *Ecological Economics*, doi:10.1016/j.ecolecon.2008.10.016.

Ricketts T. H., Daily G. C., Ehrlich P. R. et Michener C. D. (2004), « Economic value of tropical forest to coffee production », *PNAS*, 101 (34), 12579-12582.

Riera P. (2001), *Assessment of Methodologies for Valuing Biological Diversity of Forests*, European Forest Institute, Internal Report No. 4.

Riera P. et Mogas J. (2004), « Finding the social value of forests through stated preference methods. A Mediterranean forest valuation exercise », *Silva Lusitana*, N° especial, 17-34.

Rosenberger R. S., Peterson G., Clarke A. et Brown T. (2003), « Measuring disposition for lexicographic preferences of environmental goods: integrating economics, psychology and ethics », *Ecological Economics*, 44 (1), 63-76.

Rozan A. et Stenger A. (2000), « Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices », *Économie et Statistique*, n° 336, p. 69-78.

Rulleau B. (2008), *Services récréatifs en milieu naturel littoral et évaluation économique multi-attributs de la demande*, thèse de doctorat es sciences économiques, université Montesquieu-Bordeaux IV.

Sagoff M. (2008), « On the economic value of ecosystem services », *Environmental Values*, 17, 239-257.

Sagoff M. (2004), *Price, Principle and the Environment*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Sagoff M. (1998), « Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: A look beyond contingent pricing », *Ecological Economics*, 24 (2-3), 213-230.

Sandler T. (1998), « Global and regional public goods: a prognosis for collective action », *Fiscal Studies*, 19, 221-247.

Sandler T. et Arce D. G. (2003), « Pure public good versus commons: benefit-cost duality », *Land Economics*, 79 (3), 355-368.

Sarr M., Goeschl T. et Swanson T. (2008), « The value of conserving genetic resource for R&D: A survey », *Ecological Economics*, 67, 184-193.

Schläpfer F. (2008), « Contingent valuation: A new perspective », *Ecological Economics*, 64, 729-740.

Schläpfer F., Roschewitz A. et Hanley N. (2004), « Validation of stated preferences for public goods: a comparison of contingent valuation survey response and voting behaviour », *Ecological Economics*, 51 (1-2), 1-16.

Schröter D. *et al.* (2005), « Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe », *Science*, 310, 1333-1337.

Schwartz M. W. *et al.* (2000), « Linking biodiversity to ecosystem function: Implications for conservation ecology », *Oecologia*, 122, 297-305.

Sen A. (1995), « Environmental evaluation and social choice: contingent valuation and the market analogy », *Japanese Economic Review*, 23 (1), 23-37.

Sen A. K. (1987), *On Ethics and Economics*, Blackwell, Oxford.

Sen A. K. (1977), « Rational fools: A critique of the behavioural foundations of economic theory », *Philosophy and Public Affairs*, 16, 317-344.

Senbel M., McDaniels T. et Dowlatabadi H. (2003), « The ecological footprint: a non-monetary metric of human consumption applied to North America », *Global Environmental Change*, 13, 83-100.

Serre M. (1987), *Le Contrat naturel*, François Bourin, Paris, 191 p.

Shogren J .F., Shin S. Y., Hayes D.J. et Kliebenstein J. B. (1994), « Resolving differences in willingness to pay and willingness to accept », *American Economic Review*, 84 (1), 255-270.

Shogren J. F. et Tschirhart J. (2005), « Integrating ecology and economics to address bioinvasions », *Ecological Economics*, 52 (3), 267-271.

Simpson R. D. (2007), « David Pearce and the economic valuation of biodiversity », *Environmental and Resource Economics*, 37 (1), 91-109.

Simpson R. D., Sedjo R. et Reid J. W. (1996), « Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research », *Journal of Political Economy*, 104 (1), February, 163-185.

Smith V. K. (1992), « Arbitrary values, good causes, and premature verdict », *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, 71-89.

Smith V. K. (1987), « Uncertainty, benefit-cost analysis and treatment of option value », *Journal of Environmental Economics and Management*, 14, 283-292.

Smith V. K. et Kaoru Y. (1990), « Signals or noise? Explaining the variation in recreation benefit estimates », *American Journal of Agricultural Economics*, 72 (2), 419-433.

Smith V. K. et Osborne L. L. (1996), « Do contingent valuation pass a “scope” test? A meta-analysis », *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, 287-301.

Smith V. K., Pattanayak S. K. et van Hotven G. L. (2006), « Structural benefit transfer: An example using VSL estimates », *Ecological Economics*, 60 (2), 361-371.

Solow R. M. (1956), « A Contribution to the Theory of Economic Growth ». *Quarterly Journal of Economics*, 70 (1), 65-94.

Solow A. R., Polasky S. et Broadus J. M. (1993a), « On the measurement of biological diversity », *Journal of Environmental Economics and Management*, 24, 60-68.

Solow A. R., Polasky S. et Broadus J. M. (1993b), « Searching of uncertain benefits and the conservation of biological diversity », *Environmental and Resource Economics*, 3, 171-181.

Spash C. L. et Hanley N. D. (1995), « Preferences, information and biodiversity preservation », *Ecological Economics*, 12, 191-208.

Spash C. L. et Vatn A. (2006), « Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives », *Ecological Economics*, 60 (2), December, 379-388.

Spash C., Urama K., Burton R., Kenyon W., Shannon P. et Hill G. (2009), « Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in a water ecosystem: Economics, ethics and social psychology », *Ecological Economics*, 68 (4), 955-964.

Stenger A., Harou P. et Navrud S. (2009), « Valuing environmental goods and services derived from the forests », *Journal of Forest Economics*, 15, Special Issue: Valuing Environmental Goods and Services Derived from the Forests, 1-14.

Sukhdev P. (ed.) (2008), *The Economic of Ecosystems and Biodiversity*, Interim Report, European Community, 68 p.

Stevens T. H., Etchevarria J., Glass R.J., Hager T. et More T. A. (1991), « Measuring the existence value of wildlife: what do CVM estimates really show? », *Land Economics*, 67, 390-400.

Swanson T. M. (ed.) (1995), *The Economics and Ecology of Biodiversity Decline. The Forces Driving Global Change*, Cambridge University Press, Cambridge and New York.

Swanwick C., Hanley N. et Termansen M. (2007), *Scoping Study on Agricultural Landscape Valuation*, Final report to DEFRA.

Tacchoni L. (2000), *Biodiversity and Ecological Economics. Participation, Values and Resource Management*, Earthscan, London and Sterling, VA.

Thomas A., Gozlan E. et Loope L. (2006), « Impacts de l'introduction d'espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie : aspects méthodologiques pour l'évaluation économique et pistes de réflexion pour un partage efficace des coûts », *in* Beauvais M.-L., Coléno A. et Jourdan H. (éds), *Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien*, Éditions IRD (« Expertise collégiale »), Paris.

Thoyer S. et Said S. (2007), « Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation ? », *in* Doussan I. et Dubois J. (eds), *Conservation de la biodiversité et Politique agricole commune de l'Union européenne*, La Documentation française, Paris.

Tilman D. (1999), « The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles », *Ecology*, 80 (5), 1455-1474.

Tilman D., May R. M., Lehman C. L. et Nowak M. A. (1994), « Habitat destruction and extinction debt », *Nature*, 371, 65-66.

Tilman D., Polasky S. et Lehman C. (2005), « Diversity, productivity and temporal stability in the economies of human and nature », *Journal of Environmental Economics and Management*, 49 (3), 405-426.

Toman M. (1998), « Why not to calculate the value of the World's ecosystem services and natural capital », *Ecological Economics*, 25 (1), 57-60.

Trommetter M. (2005), « Biodiversity and international stakes: a question of access? », *Ecological Economics*, 53, 573-583.

Tuan T. H. et Lindhjem H. (2008), *Meta-Analysis of Nature Conservation Values in Asia & Oceania: Data Heterogeneity and Benefit Transfer Issues*, July 23, unpublished, available at: http://mpra.ub.uni-muenchen.de/11470/1/MPRA_paper_11470.pdf.

Turner R. K. et Daily G. C. (2008), « The ecosystem services framework and natural capital conservation », *Environmental and Resource Economics*, 39, 25-35.

Turner R. K., Paavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V. et Georgiou S. (2003), « Valuing nature: lessons learned and future research directions », *Ecological Economics*, 46, 493-510.

Turpie J. K. (2003), « The existence value of biodiversity in South Africa: How interest, experience, knowledge, income and perceived level of threat influence local willingness to pay », *Ecological Economics*, 46 (2), 199-216.

Tversky A. et Kahneman D. (1981), « The framing of decision and the psychology of choice », *Science*, 211, 453-458.

Van Kooten G. C. (1998), « Economics of conservation biology: a critical overview », *Environmental Science and Policy*, 1, 13-25.

Van Kooten G. C. et Bulte E. H. (2000a), *The Economics of Nature: Managing Biological Assets*, Blackwell Publishers, Oxford, 512 p.

Van Kooten G. C. et Bulte E. H. (2000b), « The ecological footprint: useful science or politics », *Ecological Economics*, 32 (3), 385-389.

Vatn A. et Bromley D. W. (1995), « Choices without prices without apologies », *in* Bromley D. W. (ed.), *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell Publishers, Oxford (UK) and Cambridge (USA), 3-25.

Vitouzek P., Mooney H., Lubchenko J. et Melillo J. (1997), « Human domination of the Earth ecosystems », *Science*, 277, 494-499.

Wackernagel M., Onisto L., Bello P., Linares A. C., Falfán I. S. L., García J. M., Guerrero A. I. S., et Guerrero M. G. S. (1999), « National natural capital accounting with the ecological footprint concept », *Ecological Economics*, 29 (3), 375-390.

Walker B., Holling C.S., Carpenter S. R. et Kinzig A. (2004), « Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems », *Ecology and Society*, 9 (2), 5.

Walker B. H., Gunderson L.H., Kinzig A. P., Folke C., Carpenter S.R. et Schultz L. (2006), « A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems », *Ecology and Society*, 11 (1), 13.

Wallace K. J. (2007), « Classification of ecosystem services: problems and solutions », *Biological Conservation*, 139 (3-4), 235-246.

Walsh R. O., Loomis J. B. et Gillman R. A. (1984), « Valuing option, existence, and bequest demands for wilderness », *Land Economics*, 60, 14-29.

Walsh R., Bjonback R. *et al.* (1990), « Estimating the public benefits of protecting forest quality », *Journal of Environmental Management*, 30 (2), 175-189.

Weber J. (2003), « Évaluation contingente : les valeurs ont-elles un prix ? », *Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture*, février 2003.

Weikard H.-P. (2002), « Diversity functions and the value of biodiversity », *Land Economics*, 78 (1), 20-27.

Weisbrod B. A. (1964), « Collective-consumption service of individual-consumption goods », *Quarterly Journal of Economics*, 77, 471-477.

Weitzman M. L. (2007), « A Review of the *Stern Review on the Economics of Climate Change* » *Journal of Economic Literature*, 45 (3), September, 703-724.

Weitzman M. L. (2000), « Economic profit versus ecological entropy », *Quarterly Journal of Economics*, 115 (1), 237-263.

Weitzman M. L. (1998), « The Noah's Ark problem », *Econometrica*, 66 (6), November, 1279-1298.

Weitzman M. L. (1993), « What to preserve? An application of the diversity theory to crane conservation », *Quarterly Journal of Economics*, 108 (1), February, 157-183.

Weitzman M. L. (1992), « On diversity », *Quarterly Journal of Economics*, 107 (2), 363-405.

Westerberg V. et Lifran R. (2008), « Eliciting social preferences and trade-off in landscape using choice experiment: Pilot study in the anciens marais des Beaux, Provence, France », *10th BioEcon Worshop*, Cambridge (UK), September 29-30, 34 p.

Westman W. (1977), « How much are nature's services worth », *Science*, 197, 960-964.

Willig R. D. (1976), « Consumer surplus without apology », *American Economic Review*, 66, 589-597.

Willinger M. (1996), « La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation », *Nature, Science et Société*, janvier.

Willis K. G. et Garrod G. (1993), « Valuing landscape: a contingent valuation approach », *Journal of Environmental Management*, 37, 1-22.

Willis K. G., Garrod G. et Saunders C. M. (1995), « Benefits of environmentally sensitive area policy in England: a contingent valuation assessment », *Journal of Environmental Management*, 44, 105-125.

Willis K. G., Garrod G., Scarpa R., Powe N., Lovett A., Bateman I J., Nanley N. et Macmillan D. C. (2003), *The Social and Environmental Benefits of Forests in Great Britain*, Report CREAM to Forestry Commission, Newcastle, July, 36 p.

Wilson M. A. et Howarth R. B. (2002), « Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation », *Ecological Economics*, 41, 431-443.

Wilson M. A. et Hoehn J. P. (2006), « Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science », *Ecological Economics*, 60 (2), December, 335-342.

Woodward R. T. et Wui Y. S. (2001), « The economic value of wetland services: A meta-analysis », *Ecological Economics*, 37, 257-270.

Wu J. et Bogess W. G. (1999), « The optimal allocation of conservation funds », *Journal of Environmental Economics and Management*, 38, 302-321.

Xue D. et Tisdell C. (2001), « Valuing ecological functions of biodiversity in Changbaishan Mountain biosphere reserve in northeast China », *Biodiversity and Conservation*, 10*,* 467-481.

Yodzis P. (1981), « The stability of real ecosystems », *Nature,* 289, 674-676.

Zandersen M. et Tol R. S. J. (2009), « A meta-analysis of forest recreation values in Europe », *Journal of Forest Economics*, 15, 109-130.

Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K. et Swinton S. M. (2007), « Ecosystem services and dis-services to agriculture », *Ecological Economics*, 64, 253-260.

Chapitre 6

Synthèse des besoins de recherche

Les recherches sur la biodiversité ont connu ces dernières décennies une accélération sensible liée à la perception d'enjeux croissants et à l'émergence de nouveaux outils de recherche, tant pour comprendre son fonctionnement que pour analyser les menaces dont elle est l'objet (et les moyens de s'y opposer).

Ce chapitre se bornera à identifier les besoins non satisfaits en termes de compréhension des enjeux socioéconomiques liés à la biodiversité et de prise en compte des services des écosystèmes dans l'évaluation socioéconomique des projets et/ou des politiques publiques. La monétarisation de la biodiversité et son utilisation dans les processus de décision politique posent diverses questions à la recherche et soulèvent des controverses aussi bien théoriques qu'empiriques, déjà largement détaillées par les chapitres sur l'état des connaissances. Le groupe de travail s'est délibérément engagé dans une démarche fondée sur une importante bibliographie académique internationale, conformément à l'état de l'art et des mobilisations actuelles.

La compréhension des mécanismes qui expliquent les dynamiques de la biodiversité, y compris dans les milieux anthropisés, reste une priorité dont les modalités sont déclinées dans la Stratégie nationale de recherche sur la biodiversité. En outre, il est indispensable d'approfondir la connaissance sur les mécanismes d'adaptation au changement climatique et d'atténuation de ses effets, qui sont à la fois un facteur de brouillage du référentiel (qu'est-ce qui est naturel ou de la responsabilité de l'homme ?) et un défi (les phénomènes à l'œuvre représentent-ils, indépendamment même de l'action de l'homme, une perte de « capital » qu'il serait légitime de combattre ?). Les volets « Recherche » des stratégies nationales et européennes concernant la biodiversité se concentrent largement sur ces aspects et apporteront des connaissances tant en matière de mécanismes que d'inventaire.

Par ailleurs, l'analyse des contributions de la biodiversité et des écosystèmes à la création de valeur et à la vie économique et sociale connaît actuellement des développements considérables au niveau mondial. Un grand nombre d'actions, de rapports, d'études ont été analysés et joints aux références du groupe de travail. Ces travaux sont plus ou moins fondés ou rigoureux sur le plan de la théorie économique. **Certaines initiatives de grande ampleur ont pour efficacité majeure, pour l'instant, de favoriser la prise de conscience collective des enjeux. Elles ne fournissent que rarement des outils d'intégration de valeurs dans les processus de décision publique**.

En l'état actuel des travaux, ces complexités et les inconnues sur plusieurs dimensions de la biodiversité ont été des obstacles aux avancées du groupe de travail. Elles font donc partie des besoins de recherche pendants.

Le texte de la saisine ne méconnaît pas cette situation, puisqu'il demande à la fois un état des connaissances et des propositions de recherche. Il a ainsi inscrit la demande dans une perspective aussi opérationnelle que possible. Les présentes suggestions ne prétendent pas dresser un état des lieux des besoins généraux de la recherche en économie, en écologie, ni même sur la valeur de la biodiversité[1]. Il s'agit seulement de formuler des propositions conduisant à rendre aussi opérationnelle que possible la mobilisation des concepts économiques dans la protection et la gestion de la biodiversité en France, tout particulièrement dans les raisonnements technico-administratifs et politiques mis en œuvre pour le choix des infrastructures.

La réflexion sur les enjeux pour la société comme la définition et l'analyse des éventuelles politiques à mettre en œuvre impliquent par ailleurs des compétences approfondies en sciences sociales**. Les connaissances sur les enjeux socioéconomiques de la biodiversité et l'analyse normative des objectifs souhaitables et des moyens de les atteindre restent très fractionnaires.** Sur ce point, on peut rappeler les recommandations émises à l'issue de la réunion de la Plateforme européenne pour une stratégie de recherche en biodiversité (EPBRS, recommandations en annexe).

Les recherches orientées vers l'intégration opérationnelle de la valeur de la biodiversité dans les processus de décision publique, voire privée, pourraient utilement faire l'objet d'une des segmentations thématiques de suivi des financements de recherche proposées par le Comité opérationnel « Recherche » à l'issue du Grenelle de l'environnement.

Les propositions relèvent de deux grands ensembles :

- la constitution de données, informations, suivis ;
- le développement et la fiabilisation de connaissances (méthodes, référentiels socioéconomiques) en sciences sociales.

Il faut préciser que l'ensemble des valeurs calculables par diverses méthodes économiques, complexes et hétérogènes, ne couvre pas l'ensemble des valeurs de tous ordres qui président à la décision finale. **L'extension de l'exercice de monétarisation aux valeurs les plus mobilisatrices pour la préservation de**

1 – On pourra se reporter pour ceci aux travaux de la commission scientifique de l'IFB (2008), *Réflexion stratégique - Bilan des groupes de réflexion*, IFB Paris, 80 p. (téléchargeable sur le site www.fondationbiodiversite.fr/Accueil.html).

la biodiversité (legs, rôle fonctionnel, rareté), en repoussant leur incommensurabilité, est un enjeu très discuté et le rapport en détaille les limites actuelles.

En tout état de cause, de façon générale, la fragilité des connaissances actuelles sur les fonctionnements écologiques et les interactions avec les activités humaines constitue une limite de taille. Cette fragilité fonde de nombreuses orientations de la Stratégie nationale pour la biodiversité.

1. Renforcer les liens avec les programmes internationaux

Expertise internationale, mobilisation intergouvernementale, objectivation des connaissances et perspectives, présentation des résultats en termes de certitudes, de probabilités et de risques : tels sont les éléments qui ont permis au changement climatique d'entrer dans les préoccupations des décideurs. Le dispositif GIEC a été déterminant. La question de la biodiversité pose des défis similaires. Le processus de consultation vers un IMoSEB (*International Mechanism of Scientific Expertise on Biodiversity*) lancé en 2005 a identifié les besoins et options d'un tel dispositif pour la biodiversité, du niveau international au plus local (cf. www.imoseb.net). Le rapprochement de cette initiative soutenue au départ par la France et des suites du MEA est actuellement porté par le PNUE sous le terme d'IPBES (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*). Le besoin de renforcer l'interface entre connaissances, opinion et décisions fait l'unanimité, y compris dans les discours diplomatiques. Les moyens pour y parvenir à une échelle internationale restent à négocier. L'intégration progressive de la biodiversité à tous les niveaux économiques et politiques constitue l'enjeu central. La nature même de nombreux enjeux de biodiversité implique une vision internationale, la plupart des acteurs étant internationaux (ONG, organisations scientifiques, juridictions).

La recherche sur la biodiversité doit donc, à l'instar de la problématique climatique, rester mobilisée dans les dispositifs internationaux d'expertise collective, avec pour objectif l'appropriation par les pouvoirs publics des constats sur l'évolution de la biodiversité dans le monde et sur les potentialités d'actions de chacun. Enfin, des évolutions institutionnelles seraient nécessaires pour construire les interfaces et la capacité scientifique française dans ces domaines : les statuts et orientations générales des établissements de recherche (INRA, CEMAGREF, IFREMER, MNHN, etc.) devraient mieux préciser la place de la biodiversité dans leurs missions.

2. Renforcer la production des données à la base des valeurs de référence

Il faut ici distinguer deux volets : d'une part, les enjeux liés aux développements méthodologiques, qui familiarisent les acteurs avec les services des écosystèmes et favorisent l'élaboration de préférences par des procédures d'évaluation permettant les échanges entre acteurs et experts ; et, d'autre part, le défi posé par le déficit de travaux concrets appliquant les méthodes disponibles à des espaces situés sur le territoire national et susceptibles de renforcer les compétences des experts. Ce point est important car il signifie que les dynamiques académiques, et les dispositifs d'incitation qui en dépendent, risquent fort de ne pas combler ce déficit, du moins à eux seuls. Il faut noter en particulier la faiblesse – en comparaison avec les milieux tropicaux – des études consacrées aux services des écosystèmes des zones tempérées et la disproportion entre certains services fortement documentés, comme la fixation du carbone ou la valeur récréative, et d'autres études pour lesquelles les estimations sont rares, comme les fonctions de protection. Dans ce dernier cas, des approches couplées, associant des spécialistes du milieu physique, de l'écologie, de l'économie 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.

2.1. Renforcer les références françaises et intéresser les responsables administratifs et les scientifiques français à ces domaines

Les méta-analyses aujourd'hui disponibles regroupent peu de valeurs établies sur des contextes français (métropolitains et Outre-mer), alors que la France dispose de spécialistes reconnus ou de situations emblématiques (littoraux importants, nombreuses combinaisons biogéographiques, territoire intermédiaire en termes de densité de population, Outre-mer diversifié). On peut y voir à la fois des déficits de formation aux sciences économiques et un problème de reconnaissance de ce type de travaux dans la communauté scientifique française. Pour les études d'aménagement, il serait souhaitable que les commanditaires publics soient mieux formés à l'évaluation économique de la biodiversité : ceci concerne les différents lieux de formation de la fonction publique (IFORE, PNF, PNR, Réseau des grands sites de France). Il faudrait, d'une part, que les études de retombées directes (comme celle de RGSF) ou l'évaluation économique ou socioéconomique de la biodiversité soient davantage pratiquées et au premier chef dans des enceintes qui devraient être le réceptacle des positions de pointe comme les PNR, RNF, RGSF, CELR. D'autre part, des formations idoines doivent se développer afin que les commanditaires (nouvelles DREAL et DDEA, par exemple) puissent mieux saisir l'intérêt de ces méthodes, en passer commande et les utiliser. Ces deux dernières recommandations ne relèvent pas strictement de la recherche mais ouvrent à l'évidence des questions sur les moyens d'intégrer la biodiversité dans l'action de l'État

– questions qui font écho au fait que rien n'est évident dans ce domaine, tant en termes de connaissances, de finalités, de méthodes que de moyens d'action.

Des priorités géographiques devraient être données : zone biogéographique méditerranéenne, DOM…

Le rapport du Sénat, *Les Apports de la science et de la technologie au développement durable, tome II : La biodiversité : l'autre choc ? l'autre chance ?*, dans sa partie « Une des boîtes à outils de la quatrième révolution industrielle », rappelle que cette « mémoire de réussite » que constitue la biodiversité du vivant doit conduire à une montée de l'industrie basée sur la biologie et la biotechnologie. Il signale dans le même temps que la France porte **trop peu d'intérêt aux mécanismes biologiques qui pourraient pourtant être un des ressorts de la prochaine révolution industrielle.**

2.2. Développer la capacité française de mobilisation aux fins d'évaluation des données issues de la connaissance et de l'observation des phénomènes écologiques

De multiples travaux concernant la connaissance de la biodiversité (inventaire, mécanismes d'évolution) produisent une quantité considérable de données. L'évaluation économique peut les mobiliser afin de produire des valeurs de référence, à travers des méta-analyses, pour peu que les conditions d'obtention et de publication des valeurs permettent cette mobilisation.

La dépendance aux conditions locales ainsi qu'à la conception méthodologique des évaluations des écosystèmes et de la biodiversité est un obstacle à la généralisation des valeurs obtenues ponctuellement – ce qu'on appelle la question du transfert de valeur. La généralisation de l'usage d'une valeur économique de la biodiversité dans les calculs socioéconomiques préalables aux décisions publiques suppose une certaine exhaustivité dans les types d'éléments de biodiversité monétarisés afin de couvrir (soit par le transfert de valeurs de référence, soit par la possibilité d'élaborer des indicateurs de modulation spatiale de ces valeurs) :

- le territoire le plus large ;
- les situations et les écosystèmes les plus divers.

Les besoins en recherche concerneront notamment la multiplication de cas d'études dans des conditions d'élaboration de données permettant d'enrichir des bases de données comme « Environmental Valuation Reference Inventory » (EVRI) (www.evri.ca), développée par Environnement Canada et soutenue notamment par le MEEDDAT, ou encore « Case Study Database », développée par le « Nature Valuation Network » (www.fsd.nl/naturevaluation/73766).

Il s'agit de donner des réponses à deux obstacles à la généralisation des valeurs partielles atteignables en l'état des connaissances :

- étendre les services connus et les conditions de leur évolution dans des cas de décision publique, de mobilisation d'outils économiques, de réalisation d'infrastructures ou de pressions humaines ;
- corriger les difficultés de transposabilité géographique et de changements d'échelle dans la mobilisation des valeurs (cette question reste aussi

déterminante pour fixer les limites et valider les conditions de pertinence des actions de réparation, substitution, compensation).

C'est principalement le domaine couvert par le *Millennium Ecosystem Assessment* et par toutes les études concernant les fonctionnalités et la productivité des écosystèmes. Les propositions françaises pour le MEA sont donc à soutenir. Au-delà de l'observation, la compréhension et l'analyse de domaines doivent être approfondies et particulièrement le fonctionnement des sols (terres agricoles, forêts, sols pollués, etc.) et des systèmes aquatiques (priorité affichée par le Grenelle).

Néanmoins, en rester aux seules valeurs de services écosystémiques ou dans la seule logique utilitaire présenterait des insuffisances fréquemment rappelées (voir l'annexe concernant les recommandations émises à l'issue de la réunion de la Plateforme européenne pour une stratégie de recherche en biodiversité, EPBRS) : **les moyens de renseigner les valeurs intrinsèques de la biodiversité, etc., doivent être développés**.

2.3. Incorporer très largement les données d'observations socioéconomiques, les indicateurs de services écologiques et d'impacts des activités humaines dans les dispositifs d'observation de long terme

L'observation reste ainsi un élément déterminant de la capacité à fournir une expertise en appui aux politiques publiques pour :

- documenter l'évolution de la perte de biodiversité (données quantifiées, indicateurs, scénarios, cartes, collections, etc.) ;
- anticiper les conséquences des pertes de biodiversité en regroupant les informations concernant aussi bien l'état de la biodiversité que les impacts sur la société ;
- fournir les données pour suivre l'évaluation dans le temps.

La création de l'ONEMA (Office national de l'eau et des milieux aquatiques), établissement public dont l'une des missions centrales est la construction d'une base nationale de données sur l'eau et les milieux aquatiques, constitue un exemple d'initiative récente allant dans ce sens.

Les ORE (Observatoires régionaux de l'environnement), élaborés en 2001 et établis en 2003 en France, sont des observatoires de long terme formés sur le modèle des observatoires environnementaux américains (LTER) : ils font partie des dispositifs qui peuvent progressivement apporter les moyens d'identifier les dynamiques à l'œuvre sur la biodiversité, tout comme les LTER européens. Afin de permettre des comparaisons dans le temps de l'évolution des écosystèmes et des socio-écosystèmes, il est impératif d'avoir en place des dispositifs de mesures fines et répétées, sur différents types d'écosystèmes/socio-écosystèmes représentatifs de diverses situations biogéographiques et géoéconomiques. Aux niveaux international et européen, on explore actuellement la possibilité que des « réseaux de sites de monitoring à long terme » soient utilisés pour des études comparatives sur les services écosystémiques (voir par exemple l'utilisation des sites de l'International Long Term Site Monitoring aux États-Unis). **Il est nécessaire de renforcer la participation des équipes**

françaises à des réseaux tels que LTER Europe, en valorisant et en confortant certains travaux menés dans le cadre des « zones ateliers » ou des « réserves de biosphère ».

Comme le rappelle le Comité opérationnel « Recherche », ce ne sont pas seulement les ORE qui constituent le système d'observation, mais tous types de plateformes, sites, de long terme, et surtout leur mise en réseau. En effet, l'observation de la biodiversité mobilise des échelles très diverses (du satellite à l'observation de terrain) et des organisations tout aussi diverses (de l'organisation finalisée d'inventaires naturalistes à l'agrégation de contributions de citoyens bénévoles). Le programme mondial GEO-BON (Global Earth Observation - Biodiversity Observation Network), récemment lancé par Diversitas, offre l'opportunité de penser la structuration de l'Observatoire national de la biodiversité, tel que retenu par le Grenelle de l'environnement, de façon ambitieuse, en assurant l'organisation d'un continuum entre les inventaires naturalistes, généralement dressés par des bénévoles (base de la pyramide) et, à l'autre extrême, la recherche très poussée sur le fonctionnement des écosystèmes/socio-écosystèmes, comme celles menées dans le cadre des zones ateliers du CNRS. **De tels programmes doivent s'attacher à articuler les observations socioéconomiques au sein de leur dispositif scientifique.**

On constate donc que l'observation des écosystèmes et de la nature est en voie de généralisation. Sur le plan politique, le Grenelle a acté la nécessité d'un Observatoire national de la biodiversité. **Il est important de pouvoir associer dans ces systèmes d'information des indicateurs d'état et des indicateurs de pression sur la biodiversité liée 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.

Cette composante a été rappelée par le Comité opérationnel recherche du Grenelle de l'environnement : « les ORE doivent être maintenus et développés. Il s'agit de dispositifs de recherche permettant la mesure coordonnée de différentes variables (…) en fonction de changements globaux, climatiques ou liés à l'activité humaine ».

Enfin, les données d'observation ne valent que par ce à quoi elles servent. L'appui aux politiques publiques et à l'élaboration d'outils économiques de référence implique de concevoir ces dispositifs d'observation également comme de véritables outils au fil de l'eau rendant accessibles au public des informations organisées pour sa compréhension et sa mobilisation dans les processus de décision publique. **Pour la production de valeurs de référence, ces observations ont bien pour objectif l'amélioration des connaissances sur l'évolution de la valeur à prêter aux écosystèmes, en fonction de leur évolution intrinsèque.**

2.4. Compléter les types de situations évaluées

a. Compléter les fonctions et services inventoriés, en particulier les contributions à la santé

Plusieurs initiatives dans le monde visent à approfondir la connaissance des services rendus par les écosystèmes : il conviendrait de participer activement à des projets tel RUBICODE (voir chapitre 4, section 3.5.), qui vise à faire le point scientifique sur la question des services écosystémiques.

Certains domaines de la vie courante semblent ne jamais avoir réussi à mettre en évidence certaines formes d'interdépendance avec la biodiversité, quand d'autres démontrent une insuffisance d'approfondissement.

On mentionnera ici l'insuffisance criante de données reliant l'économie de la santé publique et le fonctionnement des écosystèmes. Si on peut retenir l'influence négative de certaines zones humides sur la propagation de maladies (paludisme), il faut constater que pour diverses raisons, parfois hygiénistes, les liens positifs de la biodiversité avec la santé, qui vont de la capacité de la société à trouver des molécules actives, à des régulateurs d'organismes porteurs de toxines, n'ont que très peu été instruits. Santé et biodiversité sont un sujet en friche. En outre, des services anciens, supposés documentés, se révèlent peu « monétarisés ».

Par ailleurs, on peut citer **l'insuffisance de documentation (dans les recherches faites par le groupe) sur la traduction économique de certains services rendus par la forêt**, par exemple la régulation des écoulements, que ce soit du point de vue de la stricte ressource ou surtout des risques (inondation, érosion des sols, coulées de boue). Historiquement pourtant, des travaux très importants ont été consentis (travaux RTM en montagne par exemple, qui couvrent de vastes surfaces de montagnes autrefois érodées et génératrices d'épisodes torrentiels cataclysmiques).

Ce travail a ainsi noté **la faiblesse des analyses économiques liant l'hydrologie et l'économie** (par exemple, les conséquences économiques des modifications d'écosystèmes conduisant à des modifications d'hydrogramme, avec parfois un impact direct sur la production d'énergie).

Dans un autre domaine, l'expertise collective scientifique de l'INRA « Agriculture et biodiversité : valoriser les synergies » (voir Le Roux *et al.*, 2008), constate que **les services ne sont connus que « dans des contextes expérimentaux souvent éloignés des conditions agricoles réelles »**.

L'agriculture n'est pas le seul domaine où les services potentiels ne sont pas identifiés. Les économies des pays pauvres mobilisent plus intensément (et en parts relatives du PIB) les services rendus par leurs écosystèmes que les pays riches, qui ont pu artificialiser les moyens de production. En particulier, **il faudrait développer les recherches et études sur les retombées économiques monétaires directes et indirectes de l'existence d'espaces protégés et/ou labellisés.**

Par ailleurs, le paysage, s'il a fait l'objet d'études diverses mobilisant des dispositifs novateurs de révélation des préférences, n'a pas été identifié comme un élément contributif de la valeur monétaire des écosystèmes associés. Ceci

rejoint le déficit constaté de méthodologies pour prendre en compte l'organisation spatiale des éléments d'écosystèmes, alors que des travaux montrent de plus en plus l'impact de cette organisation sur la qualité des fonctionnalités naturelles à l'œuvre. On peut citer comme exemple emblématique le fait que les insectes entomophages, dépendant des haies, ne vont pas au-delà de certaines distances dans les champs. Le « bon » fonctionnement de ce service lié à la biodiversité (ils sont des auxiliaires naturels contre les ravageurs des cultures) dépend donc d'une propriété morphologique simple du paysage : la distance maximale entre les haies…

La recherche devrait approfondir la traduction monétaire des fonctionnalités de biodiversité associées à des structures de paysage.

Enfin, les liens entre la biodiversité et la santé (dans toutes ses composantes) des populations doivent être étudiés, quantifiés, traduits en valeur économique, ce qui pourrait permettre d'identifier des enjeux non négligeables par rapport aux coûts des politiques de santé.

b. Élargir aux écosystèmes « orphelins »

Pour des raisons diverses (rentabilité financière, propriété privée et publique, extension sur le territoire, etc.), la forêt a fait l'objet de nombreuses études. Par ailleurs, elle est dotée d'une réglementation et d'un financement élaborés. Ils ont été examinés dans le corps du texte.

En revanche, les données, dispositifs et analyses disponibles sont moins importants en ce qui concerne les zones humides, zones rivulaires, prairies, landes, milieux complexes, etc. Une liste de milieux à étudier serait à établir, avec une attention particulière pour les écosystèmes tropicaux.

Une priorité serait de faire rapidement travailler un ou plusieurs groupes de spécialistes pour proposer des valeurs de référence sur :

- les zones humides (système très étudié dans le contexte anglo-saxon mais peu traduit dans le contexte français, et peu confronté aux questions de valorisation en situation de raréfaction) ;
- toutes les formes de prairies et de landes ;
- la forêt guyanaise.

Ceci nécessite l'analyse et la transposition de travaux de recherche, mais certainement aussi des études de terrain nouvelles.

Par ailleurs, les sols, leur dynamique et leur biodiversité, sont longtemps restés le parent pauvre des recherches alors qu'ils sont nécessairement au carrefour de tous les flux environnementaux, et supports de fonctions, services et productions très importants et divers. Les changements d'affectation des sols sont un des principaux facteurs de modification des fonctionnements naturels. Ils sont concernés par nombre de décisions liées aux activités économiques et entraînant des conséquences sur le long terme. Ainsi, la surface agricole française perd 60 000 hectares par an. Les recherches sur les fonctionnements des sols sont donc déterminantes pour la valorisation des services liés à la biodiversité.

c. Améliorer les connaissances sur les coûts d'ingénierie et de reconstitution de milieux

Sans que pour l'instant le groupe se soit prononcé sur la pertinence de ces approches pour l'établissement de valeurs économiques généralisables, il semble que les approches par les coûts de reconstruction, de réparation et de compensation soient tentantes pour la décision publique dès lors qu'elle souhaite corriger les services perdus et laisse les promoteurs explorer la solution la moins coûteuse. Elles présentent l'avantage de correspondre à nombre de préoccupations immédiates des acteurs, avec des niveaux plus ou moins avancés suivant les pays sur les marchés de compensation et dans le domaine de l'assurance. Ceci établirait progressivement par le biais du droit (comme aux États-Unis) des références de valorisation de la biodiversité.

En France, les acteurs économiques, confrontés aux perspectives de la transposition de la directive sur la responsabilité environnementale des entreprises, sont dans l'attente de références générales avec une orientation naturelle vers le choix de méthodes de compensation, reconstruction et/ou substitution. À l'instar de groupes de travail scientifiques actuellement à l'œuvre, **il y a lieu d'accroître la constitution de coûts de référence mais de garder, dans leur mise en œuvre, une attention forte aux limites des approches de compensation ou reconstitution** quand elles sont considérées comme réponse de premier rang dans le calcul socioéconomique.

À ce titre, il paraîtrait opportun de stimuler la présence d'équipes françaises dans des programmes scientifiques comme REMEDE[1], qui porte sur la recherche d'un cadre méthodologique pour l'évaluation d'équivalences au titre des deux directives, « Responsabilité environnementale » et « Habitats ».

3. Développer la prise en compte des facteurs de pression humaine dans les modèles de biodiversité

3.1. Profiter du développement de modèles quantitatifs

Les modèles sont des constructions simplifiées visant à reproduire un processus. Le principe de la modélisation est d'isoler les effets de certains facteurs et de sélectionner les processus dont on tiendra compte, en les associant à des termes mathématiques adaptés.

Les rejets de CO_2 sont « aisés » à quantifier : ces flux sont les causes des évolutions climatiques. Les scénarios disposent d'une traduction de la variation du facteur d'impact (les rejets en CO_2) avec une modélisation de l'impact lui-même : l'évolution du fonctionnement de l'atmosphère et les changements climatiques induits. Il a été possible de se fonder sur ces modèles pour répondre aux questions économiques.

1 – Programme du 6e PCRD.

En ce qui concerne la biodiversité, nombre d'indicateurs disponibles sont des indicateurs d'état. Il est d'autant plus complexe d'arriver à des modélisations que l'on se rend compte que la biodiversité est plus le fruit d'interactions dynamiques complexes que d'états. La mesure d'interaction est complexe car rarement quantifiable directement. Pour les chercheurs, il y a un véritable défi à comprendre (mais surtout à quantifier) comment des projets humains vont faire évoluer la biodiversité ; et quelles sont les évolutions et conséquences des facteurs de pression générés par les décisions et réalisations humaines ou par d'autres évolutions naturelles. Après avoir approché quelques valeurs économiques en privilégiant, dans le cadre de ce rapport, les visions des services associés, il faudra être capable de les mobiliser dans les processus de choix et d'alternatives.

La quantification est nécessaire pour plusieurs raisons :

- lorsqu'une même pression humaine a des effets antagonistes. C'est le cas de l'intensification de l'agriculture, avec d'une part une pression accrue sur les terres cultivées, d'autre part un ralentissement potentiel de la déforestation. Le résultat qualitatif (l'impact sur la biodiversité) dépend alors de l'importance relative de ces deux effets ;
- lorsqu'il s'agit de choisir entre différentes manières d'occuper les sols : urbanisation, agriculture, écotourisme, etc. ;
- afin de faciliter la mise en relation des sorties de ces modèles avec celles issues des scénarios climatiques et/ou socioéconomiques.

Cet axe de quantification peut s'appuyer sur un certain nombre d'initiatives dans le domaine des scénarios :

- DIVERSITAS et autres programmes ESSP (*Earth System Science Partnership*) développent des réseaux et des agendas pour la construction de « scénarios régionaux et globaux de l'impact des changements globaux sur la biodiversité et sur les services écosystémiques », utilisant de nouvelles méthodes de modélisation : couplage des modèles climat-végétation, réponse de la biodiversité aux changements globaux, relations entre fonctionnement des écosystèmes et biodiversité… ;
- IPCC, GES, MA, ENSEMBLES consortium : scénarios socioéconomiques, dans le domaine des données disponibles sur la biodiversité ;
- EDIT et GBIF : mise en réseau des bases de données portant sur les traits biologiques des espèces et sur leur distribution.

Les modèles jouent un rôle important dans les expertises suivantes :

- MEA (*Millennium Ecosystem Assessment*) et suite du MEA (*Subglobal Assessments*) ;
- TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) – Utilisation de scénarios de biodiversité et de services écosystémiques afin d'estimer la valeur de la biodiversité et le coût de l'inaction ;
- *Global Biodiversity Outlook 2 and 3* – Expertise de la CBD sur l'état présent et futur de la biodiversité (*GLOBIO model* (GBO2), synthèse GBO3).

Ces modélisations doivent être couplées avec des scénarios concernant les pressions. Il importera ensuite de savoir transformer les politiques publiques ou les infrastructures en pressions et ainsi injecter leurs hypothèses

dans les modèles d'évolution de la biodiversité, anticiper les perturbations et les associer aux valeurs économiques (évolution des services en premier).

3.2. Renforcer la capacité de modélisation économique pour générer des scénarios utiles à la décision publique

Pour pouvoir utiliser des valeurs de référence dans un processus de décision, il faut être en mesure d'élaborer et de présenter des scénarios différenciés. Il faut insister sur le fait que les modèles et scénarios doivent être accessibles aux citoyens dans le cadre de la construction des décisions publiques.

Pour l'instant, les liens entre indicateurs de la biodiversité et monétarisation sont trop ténus ou complexes pour être aisément mobilisés. C'est un axe à développer. Cela suppose des indicateurs mobilisables et des scénarisations. Une recommandation de fond serait donc de résolument développer la production de données d'observation et de modélisation, d'inclure le suivi dans le temps afin de développer les possibilités de simulation, d'ajustement, de prédiction et de mesurer les incertitudes. Ceci devrait ouvrir à chacun la possibilité d'articuler les objectifs de biodiversité associés à un territoire à l'ensemble des alternatives de décision publique mobilisables.

A même été évoquée la nécessité de développer un système d'observation et de modélisation représentant pour la biodiversité l'équivalent de ce que sont les dispositifs d'observation et de modélisation pour la météorologie. Il peut être objecté que la météo interagit avec des enjeux stratégiques et économiques immédiatement identifiables et profondément liés à la dimension géographique : transports, agriculture, conflits, etc., d'où un intérêt immédiat. En réponse, il faut se rappeler que l'analyse de la biodiversité et des dispositifs qui y sont liés ainsi que sa valeur sont d'ores et déjà un critère déterminant de l'implantation d'activités économiques pas seulement extractives (mines) ou potentiellement polluantes mais aussi en lien avec les incidences sur le « milieu de vie » des salariés et les conditions de compétitivité et d'assurabilité.

Il peut aussi être souligné qu'à l'avenir, la préservation de l'environnement ou simplement les nécessités de gestion (lutte intégrée, dissémination de pollen, de ravageurs, stratégie collective en agriculture) peuvent également bénéficier de tels dispositifs de suivi et de modélisation sur le plan opérationnel.

Enfin, parmi les nécessités affichées du développement des capacités de modélisation dynamique de la biodiversité, signalons celle qui consiste à **caractériser les éléments de prix relatifs de la biodiversité dans le temps**. En effet, dans les questions liées à l'actualisation, il a été rappelé que, comme pour le rapport sur la tonne carbone, la prise en compte de la valeur future se fait à taux d'actualisation homogène pour tous les biens, mais avec des variations de prix relatifs. Ces variations ne seront pas les mêmes selon les éléments de biodiversité considérés et leur évolution. Les comparaisons de décisions alternatives sur des bilans socioéconomiques imposent de ne pas se tromper trop lourdement sur cette trajectoire de prix relatifs.

a. Élaborer des indicateurs matérialisant l'effet attendu des infrastructures et activités humaines sur les indicateurs de biodiversité

Le rapport reprend à son compte les besoins de développement des indicateurs identifiés dans la nouvelle stratégie scientifique de l'Institut français de la biodiversité (IFB, juillet 2008). Du point de vue des mécanismes de décision publique, il faut tout particulièrement porter l'accent sur la caractérisation de l'impact des décisions (infrastructures, aménagements, activités) sur les indicateurs de valeur, afin de passer d'une approche en capital naturel, ou état de dégradation, en capacité d'appréciation « marginaliste » pour évaluer les conséquences des diverses alternatives et arriver à un vrai mécanisme de choix argumenté.

Sur ce point, les développements sur les indicateurs ont insisté sur l'intérêt particulier des indicateurs dits d'abondance :

- certes, il existe de gros contresens possibles pour caractériser la biodiversité d'un milieu sur ces indicateurs (par exemple, des explosions de populations peuvent être des signaux de dysfonctionnements biologiques forts) ;
- néanmoins, les variations d'abondance, intégrées dans un système d'observation dans le temps, fonctionnent en « sentinelle » des pressions sur les écosystèmes et la biodiversité.

La sensibilité des valeurs économiques obtenue aux hypothèses faites sur l'actualisation ne doit pas occulter l'importance des incertitudes relatives aux scénarios d'évolution de la biodiversité et des services écosystémiques eux-mêmes.

Pour la mise en œuvre des calculs de scénarios, l'usage de l'actualisation et de l'évolution des prix devra faire l'objet de recherches et réexamens.

b. Explorer l'extension du champ du calcul socioéconomique aux décisions plus banales qui affectent la biodiversité

Les méthodes de monétarisation se révèlent actuellement limitées dans la prise en compte d'une biodiversité qu'il est convenu dans un premier temps d'appeler « remarquable ». Les travaux du groupe ont rencontré cet obstacle dans la tentative de générer une valeur globale. Par ailleurs, de nombreuses infrastructures pour lesquelles le calcul socioéconomique est mobilisé sont aussi remarquables (TGV, autoroutes) à de nombreux points de vue. Pour autant, **les décisions de planification spatiale ayant des conséquences sur la biodiversité sont nombreuses et actuellement marquées par la sous-estimation des services environnementaux : ainsi, des infrastructures (ronds-points, échangeurs, zones d'activités, parkings, urbanisation lâche, etc.) s'étendent aux dépens d'espaces biodivers plus ordinaires, non valorisés**. Comme pour les infrastructures, l'intégration de la biodiversité à une évaluation socioéconomique des politiques quotidiennes d'aménagement devrait éclairer des choix d'alternatives.

Une analyse de l'efficacité des valeurs de référence auxquelles on pourrait arriver éclairerait utilement sur les dispositifs et/ou aménagements auxquels la valorisation de la biodiversité conduirait à renoncer ou qu'elle amènerait à modifier ou aménager, par souci d'efficacité des politiques publiques.

Probablement faudrait-il aussi étudier, de façon expérimentale, les conditions d'application du calcul socioéconomique à des domaines nouveaux :

- l'évaluation du PIB vert, action déjà en cours ;
- l'intégration de la valeur de la biodiversité en premier lieu dans les critères d'évaluation des actes validés par l'État, relativement à la préservation de la biodiversité, par exemple dans l'exercice de son pouvoir régalien dans les divers dispositifs de planification territoriale (SCOT, PLU).

3.3. Caractériser les mécanismes insidieux pour les intégrer dans les scénarios

L'érosion de la biodiversité commence bien avant sa rareté. À bien des égards, ce sont de petits riens qui conduisent à terme aux plus grandes difficultés sans que chaque microdécision emporte à elle seule la catastrophe annoncée. L'image des rivets de l'avion (Ehrlich et Ehrlich, 1981) est sur ce point très illustrative. Au bout de combien de rivets perdus l'avion perd-il son aile et est-ce vraiment le dernier qui prend la valeur de protection contre l'accident ? Autre analogie, sur le plan des phénomènes naturels, l'imperméabilisation insidieuse de vastes surfaces urbaines par le jeu des permis de construire successifs prépare des inondations comme celles de Nîmes : la réponse peut résider dans l'obligation absolue que chaque nouvelle construction soit conçue de façon à ne pas modifier les caractéristiques de l'écoulement des eaux de ruissellement. Dans le cas de la biodiversité, dès lors que l'objectif d'arrêt de l'érosion de la biodiversité est affiché, cela suppose-t-il l'intangibilité de chaque écosystème ? La compensation, sous quelque forme que ce soit, corrige-t-elle le côté « insidieux » d'une érosion par petites touches ?

Alors que le débat de la compensation prend de l'ampleur, celui des pressions à la marge ne doit pas être oublié. Ainsi, les dispositions réglementaires demandant l'analyse de l'incidence de divers dispositifs fiscaux et réglementaires sur la biodiversité doivent pouvoir être nourries par des connaissances accrues.

3.4. Approfondir les conditions de transferts de valeur entre sites

La transposabilité des valeurs obtenues localement reste un exercice extrêmement complexe. C'est pourtant la base de l'établissement de valeurs de « référence ». Le manuel de l'OCDE à l'usage des décideurs en expose les difficultés et précise que le problème est actuellement loin d'être résolu.

Comme il est précisé dans la partie sur l'évaluation, Kirchhoff *et al.* (1996) ont validé empiriquement le fait que **le transfert de valeurs sous la forme de fonction (d'un ensemble de variables explicatives) était plus robuste que le transfert de valeurs unitaires moyennes pour un certain type de sites**. Ils soulignent d'ailleurs que les circonstances dans lesquelles les transferts sont valides et pertinents pour les décisions pourraient être assez limitées et que les erreurs résultant des transferts peuvent être considérables, même entre des sites présentant des aménités assez similaires.

Or la question du transfert de valeur est déterminante pour l'utilisation des valeurs observées dans l'élaboration de valeurs de référence, particulièrement selon deux points de vue :

– **spatialement** : sur la possibilité d'adopter localement une valeur issue d'une autre situation, corrigée éventuellement de certaines fonctions d'adaptation aux différences objectives par rapport aux références ;
– **temporellement** : le calcul socioéconomique servant à éclairer des décisions publiques, il faut mettre les valeurs dans les scénarios de décision et savoir comment elles changent.

Ceci n'est qu'une partie des problèmes soulevés pour arriver à une évaluation dynamique des éléments de biodiversité et *in fine* tendre vers des modèles.

3.5. Déterminer les limites spatiales du transfert des valeurs moyennes et des mécanismes de calcul, en établissant un référentiel socioéconomique et biogéographique sur le territoire

En particulier dans les stratégies de compensation, le respect de conditions pédoclimatiques n'est pas seul en jeu : le contexte sociologique peut être aussi déterminant. Ainsi le taux de fréquentation (promeneurs, animaux) de superficies par ailleurs équivalentes du point de vue du potentiel biologique peut fortement dépendre de la proximité de villes. Ces considérations, actuellement déterminantes dans les débats sur la validité des stratégies de compensation, d'échanges ou de « reconstructions » d'écosystèmes, se traduisent bien évidemment par **des questions sur les paramètres à prendre en compte dans la monétarisation à partir de valeurs non calculées localement ou simplement sur la méthode de calcul à partir de valeurs de référence**.

À l'instar du processus mis en œuvre pour la directive-cadre sur l'eau pour laquelle les masses d'eau ont été définies, il serait utile de mobiliser les raisonnements biogéographiques ou les écorégions déjà identifiées dans les différentes stratégies de politique publique.

3.6. Développer des méthodologies de prise en compte de l'organisation spatiale des pressions et des éléments de biodiversité

Pour le concepteur d'une infrastructure, il est évident par exemple que la continuité physique d'une route est un élément déterminant de sa valeur : en conséquence, localement, la nécessité de cette continuité peut conduire à des dépenses particulièrement importantes, fortement éloignées de la valeur moyenne de l'infrastructure : un viaduc par exemple.

En l'état de la réflexion du groupe, les effets de l'organisation spatiale des éléments d'écosystèmes n'ont pas pu être pris en compte dans les valeurs proposées. Pourtant, tout particulièrement pour les « infrastructures » écologiques, cette réflexion peut venir corriger fortement les valeurs moyennes. C'est évident pour la remontée des poissons migrateurs et l'effet des barrages. Cela le deviendra pour les nouvelles approches de politique spatiale de la biodiversité mettant en œuvre des trames vertes et bleues. Quelques indicateurs régionaux (images-satellite) peuvent fournir des idées de densité, de dispersion locale mais ils sont très loin de pouvoir caractériser les paysages et leur fonctionnalité écologique.

Ces approches topologiques pourraient fournir des éléments favorables à :

- la meilleure prise en compte de l'étendue des impacts des infrastructures ;
- l'optimisation des interactions écologiques entre éléments du paysage ;
- l'association des indicateurs de densité, de rareté (développés dans le texte sur la base des inventaires et de l'outil de télédétection, en particulier avec l'Agence européenne de l'environnement).

La portée d'une méthodologie de valorisation de l'organisation spatiale des éléments de biodiversité est très importante : outre l'établissement de résultats potentiellement intéressants pour le calcul socioéconomique, cela offre des développements déterminants pour la comptabilité collective des actifs environnementaux et leur évolution : de nouveau, l'insertion dans des travaux à portée internationale est indispensable, comme par exemple les méthodologies explorées dans les volets de la phase II du TEEB.

3.7. Baliser les limites de validité des effets supposés

Pour des raisons aussi bien écologiques qu'économiques, il est nécessaire de faire preuve de prudence lorsque l'on extrapole et additionne des valeurs estimées à partir de changements marginaux, de faible ampleur, pour évaluer les effets de changements importants. Les écosystèmes répondent souvent aux changements de façon non linéaire (de nombreux programmes dont par exemple EPBRS recommandent d'étudier attentivement les « dynamiques complexes, les réponses non linéaires et abruptes ou les changements irréversibles »). L'extrapolation des bénéfices dans les scénarios alternatifs devrait en tenir compte. Par ailleurs, toutes les fonctions de biodiversité d'un écosystème exposé à des impacts ne sont pas affectées de la même façon. Par exemple, la production biologique d'une forêt soumise au bruit n'est pas modifiée alors que sa valeur récréative l'est : on peut même envisager que, la fréquentation baissant, le fonctionnement des écosystèmes s'améliore.

4. Sciences économiques et sociales : approfondir les relations entre l'économie et les politiques concernant la biodiversité

4.1. Approfondir l'analyse du lien entre les objectifs politiques sur la biodiversité, l'analyse économique et le calcul socioéconomique

Traduire les objectifs des politiques écologiques et fiabiliser les méthodes

Dans le domaine des sciences économiques et sociales, le groupe de travail s'est heurté à un double déficit, de concepts d'une part, de méthodes éprouvées appliquées à des situations concrètes d'autre part.

Quelques priorités devraient tenter de mieux répondre aux questions suivantes :

- que signifient économiquement les objectifs liés à la biodiversité pour la société ?
- quels objectifs la société doit-elle poursuivre ?
- comment les atteindre ?

• *Que signifient économiquement les objectifs liés à la biodiversité pour la société ?*

Du point de vue des sciences économiques et sociales, le fait de se donner des objectifs concernant la biodiversité induit en réalité une rareté supplémentaire dans des ressources naturelles que l'on commençait juste à percevoir comme limitées, mais qui de fait le sont encore plus par l'objectif de préservation. Ainsi, les stratégies sur les écosystèmes limitent les espaces et les activités disponibles. Par rapport aux pollutions, ce sont les substances autorisables et les services à en attendre qui deviennent limités.

• *Quels objectifs la société doit-elle poursuivre ?*

La question apparaît très générale mais elle concerne les fondements de la valeur sociale de la biodiversité et les moyens et méthodes qui permettent de l'approcher et de clarifier ses déterminants. Ceci conduit à vouloir :

- expliciter les liens entre des mesures de biodiversité et la valeur des services et, si possible, avancer dans la définition de métriques de biodiversité et de paysages ;
- développer des méthodes économétriques adaptées : métriques acceptant l'hétérogénéité des préférences ;
- favoriser des travaux sur une économie de la biodiversité dans un cadre post-welfariste (il faut sans doute trouver comment dépasser un cadre utilitariste, même sophistiqué, pour articuler les procédures d'évaluation et de choix à des critères comme la liberté de choix) ;
- incorporer les effets de la non-linéarité des impacts, analyser la résilience des systèmes socio-écologiques ;
- analyser les problèmes soulevés par les espèces invasives : ceci doit-il se faire dans une perspective coût/avantages ou coût/efficacité ? Si l'on considère que les impacts des espèces invasives sont imprévisibles, la démarche préférable serait de type coût/efficacité ou plus généralement de type *As Low As Reasonably Achievable* (ALARA), c'est-à-dire sans référence aux bénéfices attendus ;
- étudier le niveau (géographique, des acteurs) auquel se situent les enjeux de valeur : la biodiversité offre des services locaux et a une valeur patrimoniale globale ; l'articulation de ces enjeux (valeur pour qui ?) soulève de nombreuses questions (pour les relations entre le secteur agricole et le reste de la société, pour les relations internationales et, notamment, les relations Nord-Sud), etc. ;
- corrélativement, il faut travailler à organiser l'information sur les projets pour éviter une dégradation cumulative de la biodiversité (sachant que la valeur marginale de la conservation augmente très fortement quand le niveau global de biodiversité diminue).

• *Comment atteindre ces objectifs ?*

Pour cette catégorie, de nombreuses questions sont posées et font ou devraient faire l'objet de travaux prioritaires :

– la biodiversité apparaît comme un ensemble de biens publics mixtes dont les caractéristiques originales doivent encore être précisées, en particulier par rapport aux stratégies de préservation/production. Pour les espèces invasives par exemple, la préservation est de la forme « *weakest link* », c'est-à-dire que la qualité de la préservation n'est pas tant influencée par la somme des efforts que par leur répartition. Il suffit qu'un agent (ou un petit nombre d'agents) ne fasse pas d'effort pour que les efforts des autres perdent toute efficacité. Et on sait encore peu de choses sur les moyens de gérer des actions collectives efficaces dans ces cas ;

– pour protéger la biodiversité, les actions de protection *in situ* apparaissent essentielles, tant en métropole que dans les DOM-TOM. Mais les réticences sont nombreuses et au-delà de l'évolution du cadre juridique (loi sur les parcs nationaux d'avril 2006), l'analyse économique peut offrir un argumentaire robuste pour justifier une implantation plutôt qu'une autre. Récemment, les Parcs nationaux de France (PNF) et le MEEDDAT ont fait réaliser une étude des retombées économiques des parcs par un bureau d'étude. Sans revenir sur les résultats et limites de ce travail, il a mis en évidence l'importance de travaux de recherche dans ce domaine et, notamment, de travaux de recherche appliquée qui intégreraient les problèmes d'information limitée dans une perspective de sélection optimale des sites à protéger. De tels travaux ont été réalisés notamment aux États-Unis (S. Polasky, voir références bibliographiques du chapitre 5) ;

– cette recherche d'efficacité dans la protection concerne également la dimension incitative des politiques publiques. Dans de nombreux pays (États-Unis, Australie, etc.), les subventions accordées aux agriculteurs, aux forestiers ou à d'autres catégories de détenteurs d'espaces et de terres, sont allouées suivant des procédures de mise en compétition, notamment sous la forme d'enchères où la puissance publique est en situation de monopsone (situation inverse du monopole ; le demandeur est unique devant de nombreux offreurs. La puissance publique est souvent dans une telle situation). Les travaux dans ce domaine pourraient être favorisés en France.

4.2. Analyser les valeurs économiques de la biodiversité révélées par les politiques publiques

Les avancées nécessaires pour généraliser des valeurs tutélaires mobilisables dans le calcul socioéconomique dépendent actuellement de beaucoup d'inconnues sur le plan des capacités de monétarisation : elles nécessitent des recherches et études expérimentales avec les outils d'accompagnement *ad hoc.*

Dans les calculs d'infrastructures, le TRI (taux de rendement interne) contribue fortement aux débats sur la pertinence de la réalisation (sans pour autant contraindre définitivement la décision politique). Ce calcul socioéconomique mobilise des valeurs « tutélaires » (valeur du temps, etc.).

Ces valeurs tutélaires fournissent des valeurs mobilisables pour l'ensemble des politiques publiques qui impactent l'objet monétarisé. Les modes de calcul et d'actualisation ont varié au cours du temps[1]. Les valeurs et les taux ont été finalisés par les groupes de travail au prix de compromis voire de conventions. Pour les politiques de préservation de la biodiversité, l'absence de monétarisation macroéconomique globale de l'ensemble des valeurs de la biodiversité ne permet pas actuellement de juger de l'optimalité économique des objectifs globaux.

Cette difficulté conduit à rechercher d'abord un cadre conceptuel pour l'évaluation des conséquences économiques nettes des actions visant à répondre à un objectif de préservation de la biodiversité et des écosystèmes. Ce cadre doit pouvoir ainsi faire le lien entre :

- les valeurs tutélaires plus ou moins différenciables en fonction de paramètres spatiaux ;
- l'estimation et la localisation des changements marginaux de coûts et avantages liés à ces mesures ;
- la possibilité d'intégration d'autres « valeurs » dans le calcul économique que les seuls services.

L'étude *Review on the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science*[2] a été en particulier analysée dans le rapport *Économie des écosystèmes de la biodiversité* (rapport d'étape TEEB) : l'état des lieux montre que nous sommes encore loin de pouvoir fournir les fondements d'une évaluation économique explicite au niveau spatial, sur la base d'une quantification et localisation des processus de génération des bénéfices pour l'humanité des fonctionnements de la biodiversité et des écosystèmes. Les écosystèmes sont très inégalement connus.

Pour la France, l'enjeu spatial est particulièrement important :

- territoire métropolitain : carrefour de zones biogéographiques diverses et écosystèmes fortement anthropisés, dans lesquels les pressions anthropiques touchent également fortement les biodiversités ordinaires ;
- territoires d'Outre-mer d'écosystèmes plus spécifiques, insulaires, océaniques, « amazoniens », etc.

En considérant que l'ensemble des recherches sur ces productions et bénéfices spatialement caractérisés ne les a pas encore définis et que de nombreux rôles clés (seuils, fonctionnements clés de voûte) ne sont pas documentés d'une part, que diverses formes de valeur ne sont pas atteignables par des moyens « économétriques » d'autre part, mais qu'il n'est pas loisible d'attendre pour préserver la biodiversité, **il semble nécessaire de compléter les connaissances actuelles sur les valeurs de services rendus par l'étude des valeurs implicites (« *shadow prices* »), révélées par des décisions politiques passées. Ce calcul à l'envers pourrait s'appliquer à de très nombreuses formes de décisions politiques mettant en jeu la biodiversité.**

1 – Les conventions de calcul, en particulier pour les taux d'actualisation des différents rapports du Commissariat général du Plan dits « rapports Boiteux », sont très différentes.

2 – *Review on the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science*, Balmford A. et Rodrigues A. (University of Cambridge), Walpole M. (WCMC), ten Brink P., Kettunen M. (IEEP), Braat L. et de Groot R. (Alterra), mai 2008 (pour la DG Environnement, Commission européenne).

On peut ainsi progressivement contribuer à formuler pour **chaque « socio-écosystème », et pour chaque service, une valeur de référence historique** établie.

L'étendue de l'écart entre la valeur des services rendus et la valeur liée à la décision peut aider à analyser la portée et les limites des calculs socioéconomiques proposés dans le rapport ou à formuler des indications pour la prise en compte économique de la biodiversité dans les décisions.

4.3. Développer l'analyse de procédures pour la prise en compte et la gestion durable de la biodiversité

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. On rencontrera ces limites 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 se comporteront comme l'« *homo œconomicus* » ! Ceci conduit à reposer toujours plus la question des procédures permettant la formalisation de la valeur : peut-on articuler l'évaluation économique et des procédures délibératives comme les jurys de citoyens ou d'autres dispositifs ? En effet, divers travaux américains, réalisés en conditions « réelles », à l'occasion de situations vécues (pollutions, marées noires, accidents), se sont avérés un moyen efficace pour révéler les rôles économiques des écosystèmes.

La conservation de la biodiversité a-t-elle un statut juridique pertinent et permettant une protection effective ? Et comment s'articule-t-elle aux questions de valeur économique ?

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 par exemple de la flore herbacée, de la macrofaune du sol ou, surtout, des micro-organismes des sols et des eaux, est considérée comme 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 ».

- À la rencontre de l'économie et du droit, de nombreuses questions sont aujourd'hui ouvertes dans le champ des droits de propriété, de leur éventuel démantèlement ou partage, notamment dans la perspective de création de « servitudes environnementales ».
- Les services rendus par les écosystèmes et la valeur patrimoniale de la biodiversité dépendent de leurs modes de gestion et d'exploitation. C'est évident pour les agro-écosystèmes, c'est aussi vrai pour les forêts et les zones humides.

Ceci a des conséquences importantes pour la mise en place des systèmes d'obligation et de compensation. Les choix de gestion sont de fait des choix sur la composition de la biodiversité.

- L'articulation des politiques de conservation de la biodiversité et de protection des climats ne se limite pas à l'écologie. Certains mécanismes de politique incitative (les États sont souverains sur leurs territoires) sont nécessaires et sont effectivement mis en place, par exemple par le biais de la REDD (Fonds de partenariat pour la réduction des émissions de carbone forestier des Nations unies (UN-REDD) qui fait par ailleurs l'objet de controverses).
- Enfin, la production de l'information sur la biodiversité est un objet de recherche : cela concerne l'information sur la biodiversité comme bien public, les risques de biais stratégique, la contribution des citoyens à la production de l'information (motivations, contraintes, besoin de coordination). Ainsi, c'est bien avec les organisations les plus proches du terrain (tout particulièrement quand la décentralisation « responsabilise » les échelons régionaux dans la poursuite des objectifs des politiques globales) qu'il faut chercher de quelle façon le droit et les propriétaires, les acteurs sociaux et les réseaux, s'articulent pour produire de l'information efficace sur la biodiversité.

Restera 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 » en l'absence de considérations de droit. Des travaux à l'interface entre l'économie, la sociologie et les sciences politiques pourraient éclairer cette problématique.

4.4. Étudier le fonctionnement de nouvelles formes de gouvernance incorporant la biodiversité

Les objets liés à la biodiversité se concrétisent actuellement, leurs interactions s'établissent, s'expérimentent. On attend une grande augmentation des possibilités de modélisation physique, numérique, des méthodes d'évaluation, des connaissances sur les couplages entre la biodiversité, les services, les risques, la santé. L'incorporation de ces éléments dans les systèmes de gouvernance actuels, ou la mise en place de nouveaux systèmes, est un champ de recherche et d'expérimentation en soi.

La biodiversité et la façon dont la société la prend en compte deviennent d'ores et déjà un objet de négociation pour l'implantation d'activités économiques. L'évolution et l'efficacité des nouveaux systèmes de gouvernance sont en elles-mêmes des inconnues qu'il importe d'examiner, analyser, anticiper. Des recherches dédiées par exemple à la gouvernance des nouvelles trames vertes et bleues requièrent des recherches finalement aussi légitimes que celles, par exemple, sur les modèles économiques de gestion et d'exploitation de ressources naturelles comme les stocks halieutiques.

Références bibliographiques

Ehrlich P. R. et Ehrlich A. H. (1981), *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, New York, Random House

Kirchhoff S., Colby B. G. et LaFrance J. T. (1996), « Evaluating the performance of benefit transfer: An empirical inquiry », *Journal of Environmental Economics and Management*, 33, 75-93.

Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I, Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J. P. et Trommetter M. (éds) (2008), « *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective* », synthèse du rapport INRA (France), 113 p.

Chapitre 7

Vers des valeurs de référence

En s'appuyant sur les indicateurs, méthodes et hypothèses présentés aux chapitres 4 et 5, qui permettent d'associer une valeur monétaire à certaines composantes de la biodiversité, directement ou à travers les services des écosystèmes, est-il possible de fixer des valeurs de référence pour ces entités, ou plus exactement pour des variations marginales, positives ou négatives, de ces entités liées à des activités humaines ?

Nous rappellerons tout d'abord rapidement la signification de la notion de valeur de référence et les méthodes permettant de les définir, puis nous évoquerons le cas des gaz à effet de serre et de la valeur de référence du carbone, pour montrer les similitudes et, surtout, les différences avec les objets qui nous occupent. Nous examinerons ensuite différents problèmes méthodologiques liés à l'utilisation des estimations monétaires disponibles.

Dans une quatrième partie, nous aborderons à travers quelques exemples le cas de la biodiversité remarquable, pour cerner la limite des approches économiques dans ce domaine. La cinquième partie traitera de manière plus détaillée les cas concrets des massifs coralliens, des zones humides, des forêts et des prairies tempérées pour montrer jusqu'où il est possible d'aller dans l'estimation de valeurs de référence pour ces écosystèmes. Nous examinerons ensuite l'efficacité éventuelle de ces valeurs si, au-delà du calcul socioéconomique, elles sont mobilisées pour influer sur divers changements d'usage des territoires.

La septième partie sera consacrée aux questions procédurales – dont la problématique générale a été présentée au chapitre 3 –, c'est-à-dire aux démarches à mettre en œuvre pour la fixation et surtout l'utilisation de valeurs de référence.

Enfin, alors que, comme nous l'avons indiqué dans le chapitre 1, la fixation de valeurs de référence en termes monétaires est essentiellement destinée à alimenter et à compléter l'analyse socioéconomique *a priori* des choix publics, la question du traitement *a posteriori* des impacts résiduels éventuels de ces choix mérite également d'être examinée. Ce sera l'objet de la dernière partie, consacrée à la compensation.

1. Valeurs de référence et valeurs tutélaires

1.1. Définition et cahier des charges

Comme indiqué dans le chapitre 5, **on peut définir la notion de valeur de référence comme une valeur fixée et utilisée par la puissance publique pour faire prendre en compte et atteindre des objectifs relatifs à des biens relevant de l'action publique et dont la valeur ne semble pas suffisamment perçue par la société ou intégrée par les opérateurs économiques privés. De tels biens étant qualifiés de « tutélaires » (voir chapitre 5, section 1.2.), on utilise parfois le terme de valeurs tutélaires pour qualifier ces valeurs de référence fixées par la puissance publique.**

La nécessité d'un tel exercice apparaît lorsque le fonctionnement du marché dans le cadre des institutions existantes ne prend pas correctement en compte un certain nombre de coûts sociaux ou environnementaux et qu'il convient donc de les internaliser. **Ces valeurs sont en particulier destinées à être intégrées dans l'évaluation économique des investissements publics qui doit prendre en compte dans toute la mesure du possible l'ensemble des impacts, positifs ou négatifs, de ces investissements pour la société**. Mais elles peuvent également fonder d'autres instruments de régulation – taxes, quotas, normes, subventions, etc. – dont les efficacités relatives sont à estimer dans chaque cas particulier. **Ce point important, évoqué dans le chapitre 2, des outils susceptibles de faire prendre en compte ces valeurs de référence ne sera pas discuté ici** et nous renvoyons notamment au récent rapport intérimaire de l'Union européenne (European Communities, 2008), qui consacre d'assez longs développements à cette question, en particulier sous l'angle d'un partage équitable des coûts et des bénéfices.

Cette fixation de valeurs de référence, même si elle peut légitimement prendre ses distances avec un strict utilitarisme, ne peut être arbitraire. En effet, dès lors que l'investissement public global est limité, les valeurs de référence doivent permettre de réaliser les « meilleurs choix » entre différentes dépenses possibles visant à améliorer le « bien-être »[1] de la société. Il convient en outre de s'assurer que les gains (ou les pertes évitées) liés à la mise en place de cette valeur seront effectivement supérieurs ou égaux aux surcoûts qu'elle imposera aux opérateurs économiques.

Ce cahier des charges conduit à trois observations.

1.2. La nécessité d'un objectif précis

Compte tenu de cette définition, la fixation de valeurs de référence ne peut *a priori* se faire que si l'objectif et l'échéance de l'action publique ont été préalablement énoncés. Ainsi, dans le cas du CO_2, la référence est l'engagement européen de

1 – Au sens économique du terme, c'est-à-dire y compris la satisfaction des besoins de base.

2007 de réduire les émissions d'ici à 2020 de 20 % par rapport à la valeur de 1990, avec une perspective de réduction de 60 % à 80 % d'ici à 2050[1].

Dans le cas de la biodiversité, on peut considérer deux objectifs *a priori* distincts.

1. Pratiquer la vérité des coûts, c'est-à-dire internaliser dans le calcul des coûts publics (calcul socioéconomique) ou privés les effets négatifs sur la biodiversité. Même si, comme nous le verrons, l'estimation de ces différents effets n'est pas toujours aisée, cet objectif est suffisamment précis pour cadrer le calcul de valeurs de référence.
2. Considérer l'engagement de référence actuel de la Stratégie nationale pour la biodiversité, à savoir d'**arrêter l'érosion de la biodiversité française, y compris celle des DOM-TOM, d'ici à 2010**. Outre les problèmes évoqués dans le chapitre 4 de représentativité et de fiabilité des indicateurs de biodiversité qui permettront de vérifier qu'il aura été atteint, cet objectif soulève quatre questions principales :
   - **il est quasi immédiat et ne permet pas, comme dans le cas du CO_2, de définir des « trajectoires d'adaptation » et de les comparer éventuellement entre elles**. En corollaire, il fait l'hypothèse de l'absence d'inertie des écosystèmes, c'est-à-dire de l'efficacité instantanée des mesures prises, alors que l'on sait que certains cycles biologiques se déroulent sur plusieurs années : par exemple, la restauration des grands fleuves européens ne pourra conduire à des retours plus importants de saumons et autres poissons migrateurs qu'après au moins quatre à cinq ans. On peut en outre s'interroger sur sa pertinence même, au regard des objectifs relatifs au changement climatique : pourquoi faudrait-il agir plus rapidement sur l'évolution de la biodiversité (en la stoppant) que sur celle du changement climatique, alors que les facteurs d'inertie de ces deux évolutions sont peut-être similaires ?
   - **il n'est pas clairement établi que cet objectif soit pertinent du point de vue écologique ni optimal du point de vue économique.** Considère-t-on que l'érosion qui s'est opérée jusqu'à présent n'a pas eu d'effets dommageables notables ? Ne faut-il pas plutôt se donner dès maintenant un objectif plus ambitieux de restauration de niveaux de biodiversité plus élevés qu'aujourd'hui, afin d'augmenter le capital écologique de notre pays ?
   - **il considère le territoire national comme une entité et ne précise pas comment s'effectuera la comptabilité des pertes et des gains.** À quelle échelle spatiale seront mesurées les variations de la biodiversité ? Accepte-t-on que les pertes observées en un point donné soient compensées par des gains réalisés en un autre point quelconque du territoire national ? Considère-t-on, au contraire, des sous-unités territoriales précises qui doivent toutes obéir à l'objectif de stabilisation de la biodiversité ? Comme exemple de cette seconde option, on peut citer la notion de « masses d'eau », définies dans le cadre des SDAGE (schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux). Ces entités élémentaires – elles sont environ 5 000 pour l'ensemble de la France –

1 – Suite au Grenelle de l'environnement, la France s'est quant à elle engagée à appliquer le « facteur 4 », c'est-à-dire à réduire de 75 % ses émissions à cette échéance.

doivent toutes[1] atteindre un objectif de « bon état écologique » à l'horizon 2015 ;

— **il ne pose pas la question des « externalités » éventuelles des mesures prises pour arrêter l'érosion de la biodiversité sur le territoire national.** Il est en effet possible que certaines mesures pertinentes au niveau national aient des effets négatifs sur d'autres régions du monde et que la France externalise vers ces régions des facteurs d'érosion de la biodiversité. Ce pourrait être le cas, par exemple, si on élimine certaines pratiques agricoles polluantes en recourant à des importations en provenance de pays conservant ces pratiques.

Il apparaît donc souhaitable de préciser, notamment dans le cadre des révisions périodiques des plans d'actions sectoriels, ces éléments de la stratégie nationale, qui pourront conditionner fortement les valeurs de référence à retenir. En particulier, il semble important de définir dès que possible les entités territoriales de suivi et de gestion de la biodiversité. Nous reviendrons sur ce point.

1.3. Les limites des prix du marché et des évaluations basées sur les préférences

Deuxième observation, **dans la mesure où la fixation de valeurs de référence ne peut se fonder simplement sur des préférences déclarées ou révélées, les méthodes visant seulement à mesurer ces préférences doivent être utilisées avec prudence**, notamment lorsqu'il s'agit de préférences déclarées. Ceci est particulièrement vrai pour les estimations fournies par l'évaluation contingente qui, outre leur forte imprécision, ne renseignent que sur ce que les citoyens seraient prêts à payer, et non sur ce qu'ils paieraient effectivement – ou sur ce qu'il conviendrait effectivement de payer – pour éviter ou compenser physiquement le dommage.

Il peut cependant s'avérer utile de pouvoir comparer ces deux notions (consentement à payer et coût réel des investissements nécessaires) pour juger notamment de « l'acceptabilité sociale » des valeurs de référence. De même, l'estimation des dépenses engagées pour conserver des éléments de biodiversité « révèle » le prix que la société accorde *de facto* à ces éléments.

Cette approche peut parfois mettre en évidence des distorsions importantes entre le discours et la réalité (Pearce, 2007) : les études concluent assez généralement au fait que les dépenses engagées ou susceptibles de l'être sont inférieures aux estimations de consentement à payer (CAP) issues de l'évaluation contingente, même si Pearce (*ibid.*) fait remarquer avec pertinence que les études montrant l'inverse sont peut-être moins fréquemment publiées.

1 – Sauf exception justifiée : certaines masses d'eau peuvent être déclarées « fortement modifiées » et doivent dans ce cas atteindre un « bon potentiel écologique » ; l'échéance de 2015 peut également être repoussée, notamment pour des raisons de coût économique.

Ainsi, Loomis *et al.* (2000) évaluent à 13,2 millions de dollars[1] par an le coût de restauration de 120 000 hectares le long d'une rivière du Colorado, alors que le CAP des habitants concernés est estimé à au moins 18 millions de dollars. De même, le gouvernement helvétique verse aux agriculteurs au titre des mesures agri-environnementales environ 880 €/ha/an, alors que le CAP de la population suisse pour la protection de la biodiversité dans des zones agricoles de montagne pourrait atteindre 3 720 €/ha/an[2] (Günter *et al.*, 2002).

Il faut cependant prendre ces comparaisons avec précaution car, si les estimations du consentement à payer par personne (ou par ménage) sont assez homogènes (dans une fourchette de 10 à 100 euros par an et par foyer le plus souvent, ce qui semble parfois les rendre assez indifférentes à la question posée), deux facteurs vont jouer fortement sur l'estimation globale :

- d'une part, la proposition d'un prélèvement unique, par exemple un don à une fondation, par rapport à un prélèvement annuel. Alors que, dans une logique économique classique, un paiement unique devrait être au moins dix fois supérieur au montant d'un prélèvement récurrent (25 fois par exemple pour une actualisation à 4 %), les études révèlent un rapport qui est le plus souvent de l'ordre de 5, d'où un écrasement de la valeur du CAP ;
- d'autre part, et surtout, la taille de la population considérée comme étant susceptible de contribuer, qui permet de transformer des CAP individuels en valeur par unité de surface.

Le tableau 7-1 donne à titre d'exemple le résultat de la combinaison de ces deux facteurs pour une étude réalisée en Grande-Bretagne sur le CAP pour conserver 5 % de la forêt tropicale, selon que l'on propose un paiement unique ou annuel et que l'on considère que seuls les citoyens britanniques paieront ou que leur CAP peut être étendu à l'ensemble des citoyens des pays industrialisés.

Tableau 7-1 : Consentement à payer pour conserver 5 % de forêt tropicale supplémentaire *(en dollars par hectare et par an)*

Population concernée	Paiement unique	Paiement annuel*
Citoyens britanniques uniquement	4	26,8
Ensemble des pays industrialisés	25	1 400

* Cumulé sur 25 ans.

Source : Pearce (2007)

1.4. Les deux options pour la fixation des valeurs de référence

Compte tenu des remarques précédentes, deux options sont possibles pour guider l'élaboration de valeurs de référence. Nous renvoyons au récent rapport sur la valeur tutélaire du carbone (CAS, 2008) pour une présentation plus détaillée et nous nous bornerons à un résumé rapide.

1 – Méthodologie : dans tout ce qui va suivre, nous donnons les valeurs proposées dans les publications, sans actualisation. Nous avons seulement transformé les dollars canadiens en dollars US et les différentes monnaies européennes en euros. En revanche, nous avons converti les unités pour exprimer le plus souvent possible une valeur par hectare et par an. Lorsque cette valeur était exprimée par hectare, nous avons utilisé un taux d'actualisation de 4 %, ce qui revient à la diviser par 25.
2 – Le CAP est d'environ 200 euros par personne (de 156 à 282 euros selon les populations interrogées et les scénarios proposés) et a été transformé en euros par hectare protégé.

La première option, dite « approche coût/avantages », vise à estimer les coûts réels que va supporter la société si le dommage advient. Il convient donc d'internaliser ces pertes potentielles de biens de référence, c'est-à-dire de faire prendre en charge par les acteurs économiques leurs externalités négatives. C'est l'option choisie par le rapport Stern sur le changement climatique, qui évalue l'ensemble des dommages susceptibles de découler du réchauffement du climat à environ 5 % à 20 % (selon les scénarios) du PIB mondial par an d'ici à 2050. Il en déduit le prix que devrait avoir une tonne de CO_2 émise pour internaliser ces dommages, 85 dollars en l'occurrence dans le cas d'un scénario de « laisser faire » où les dommages seraient maxima. **Cette approche permet donc d'estimer les dépenses maximales qu'il est légitime d'engager, du point de vue de l'efficacité économique, pour éviter ou compenser ces dommages.**

Le rapport du Centre d'analyse stratégique sur la valeur tutélaire du carbone a critiqué cette approche, en particulier sur deux points :

- **la « fonction de dommage », c'est-à-dire le lien entre augmentation du CO_2 et dommages, n'est connue que très imparfaitement** et les dommages risquent donc d'être sous-évalués[1], alors qu'en toute rigueur, cette valeur des dommages doit représenter une estimation de ce qu'il est légitime d'internaliser, c'est-à-dire de faire prendre en compte dans le choix des agents. On risque donc de sous-évaluer la valeur de référence ;
- **rien ne dit que cette valeur de référence conduira effectivement à une mobilisation des acteurs permettant d'atteindre l'objectif fixé.** On pourrait souligner par exemple un paradoxe, à savoir que plus l'objectif à atteindre est ambitieux (par exemple limiter la concentration de CO_2 à 450 ppm au lieu de 550), plus la valeur de référence est faible, puisque les dommages sont eux-mêmes réduits[2].

C'est cette même démarche que propose le rapport intérimaire de l'Union européenne (European Communities, 2008), dont le coordinateur, l'économiste indien Pavan Sukhdev, a avancé récemment à Bonn un chiffre de 3 100 milliards d'euros par an, soit 6 % du PIB mondial, pour les pertes de biodiversité d'ici à 2050[3]. Dans notre cas, cette approche reviendrait à évaluer la perte économique liée à la diminution de la biodiversité et des services écosystémiques.

La seconde approche, dite « coût / efficacité », est basée sur une estimation de la valeur qu'il faut fixer pour inciter les acteurs concernés à s'adapter et atteindre ainsi le but recherché. Ces acteurs sont divers et leur coût d'adaptation est variable (selon leurs activités, il leur est plus ou moins facile de réduire leurs émissions). Il convient donc de disposer de modèles économiques assez

1 – Ils peuvent aussi être surévalués et conduire dans ce cas à pénaliser inutilement l'économie.
2 – Le paradoxe, cependant, n'est qu'apparent et résulte de la confusion de deux niveaux logiques : l'objectif politique de limiter les concentrations à 450 ou 550 ppm traduit, implicitement, l'optimisme plus ou moins grand des décideurs quant à la rigidité des comportements et à l'importance des incitations à mettre en place pour éviter les dommages graves. Il est donc logique que la valeur tutélaire traduise cette anticipation : si on pense qu'une stabilisation à 450 ppm est souhaitable, c'est que l'on estime pouvoir l'obtenir pour un coût d'opportunité social raisonnable, qui se traduit par une valeur tutélaire limitée ; si on pense que l'inertie des comportements rend illusoire un objectif inférieur à 550 ppm, la valeur tutélaire sera élevée, car elle traduira l'obligation de supporter des coûts importants.
3 – Ce chiffre ne figure pas dans le rapport intérimaire mais a été énoncé lors de la présentation publique de ce rapport.

précis permettant d'estimer la fraction de ces acteurs susceptible de s'adapter pour une valeur de référence donnée et fixer ainsi le seuil conduisant à une mobilisation suffisante pour atteindre l'objectif.

Le Centre d'analyse stratégique a choisi cette seconde approche pour le CO_2. Elle a abouti à une proposition de 100 euros la tonne de CO_2 à l'horizon 2030, à atteindre progressivement à partir de la valeur actuelle de 32 euros.

Dans notre cas, l'essentiel des données disponibles permet d'alimenter l'approche coût/avantages et c'est donc celle que nous développerons plus particulièrement. Nous nous interrogerons néanmoins ensuite sur la possibilité d'une approche coût/efficacité.

Auparavant, il nous semble important de poursuivre la comparaison entre le cas du changement climatique et celui que nous avons à traiter, pour mettre en évidence plusieurs différences importantes, qui obligent à élaborer une démarche spécifique.

2. Gaz à effet de serre et biodiversité : une comparaison

La première différence que nous souhaitons souligner tient à la complexité de notre objet. Dans le cas du changement climatique, le rôle central de l'effet de serre et le pilotage de cet effet par l'augmentation du CO_2 atmosphérique et autres GES (gaz à effet de serre) sont largement admis. Il existe bien quelques débats pour établir les relations d'équivalence entre ces autres gaz et le CO_2, ou pour préciser la forme de la relation entre augmentation du CO_2 et dommages, mais l'objet « tonne de CO_2 » est considéré comme une métrique à la fois simple et rendant compte de manière satisfaisante des objectifs à atteindre. En outre, l'essentiel de l'atmosphère n'est constitué que d'une vingtaine de gaz et leurs contributions à l'effet de serre sont, en première approximation, additives.

Dans notre cas, nous avons dû consacrer un long développement pour présenter les multiples facettes de la notion de biodiversité, l'importance des interactions entre ses innombrables composantes et envisager des simplifications fortes, et discutables, pour fournir une métrique propice à l'analyse économique, à savoir distinguer biodiversité remarquable et biodiversité « ordinaire » et aborder ces deux dimensions avec des approches économiques différentes. Même après ces simplifications, l'objet demeure très multidimensionnel et nous serons amenés à revenir sur ce point. Enfin, si le lien direct entre les GES et la température du globe est clairement démontré, nous avons vu que le lien entre disparition de certaines composantes (populations, espèces) de la biodiversité et fonctionnement des écosystèmes fait encore l'objet de nombreux débats.

Outre cette complexité, il faut souligner une différence de nature, qui se réfère à la distinction classique entre variables de pression et variables d'état (ou de réponse). Les émissions de CO_2 sont clairement du premier type : le volume émis constitue un indicateur unique (via les mesures d'équivalence avec les autres GES) des pressions d'origine anthropique et le climat, lui-même assez bien décrit par un petit nombre de paramètres (température et précipitations), constitue une variable de réponse. Cette situation se prête donc bien à

une approche coût/efficacité vis-à-vis de la variable déterminante qu'est le CO_2. La biodiversité représente, à l'inverse, une variable de réponse, dont la description ne peut, comme nous venons de l'évoquer, se limiter à un petit nombre de paramètres universels. Quant aux variables de pression, elles sont multiples (destruction des habitats, pollutions, introductions d'espèces, surexploitation, etc.), pas toujours aisément quantifiables et les fonctions reliant ces variables à des changements de la biodiversité sont autrement plus complexes que celles reliant la teneur atmosphérique de CO_2 à l'effet de serre. C'est d'ailleurs pour cette raison que nous avons considéré (voir chapitre 5) qu'il n'était pas possible de développer une approche coût/efficacité.

La deuxième différence est le caractère « globalisé » des gaz atmosphériques, qui rend le lieu des dommages totalement indépendant de celui des émissions et, inversement, permet à tous de bénéficier des progrès réalisés en un point quelconque du globe. Ceci permet de considérer qu'il est légitime de permettre aux agents économiques les plus à même de contribuer à une réduction des émissions de bénéficier en priorité d'un soutien, quelles que soient leur localisation et la nature de leur activité. Dans le cas de la biodiversité, il existe également une dimension globale (notamment la possibilité de moduler l'effet des changements climatiques via la fixation de CO_2) mais de nombreux services ont d'abord un usage local ou régional et l'effet de leur dégradation restera relativement localisé. De même, l'organisation de la biodiversité à ces différents niveaux et la nature des services écosystémiques sont très variables d'un lieu à l'autre.

Ces deux premières différences ont plusieurs conséquences importantes :

- **la définition d'une valeur de référence unique, valable pour l'ensemble du territoire national, voire européen, pose à l'évidence problème** ;
- la question des lieux où seront gagnés ou perdus des éléments de biodiversité ne peut être éludée. **Cette question ne peut se limiter à ses aspects techniques et économiques et revêt également une dimension éthique forte, en particulier lorsque les lieux d'érosion de la biodiversité sont déjà économiquement et socialement défavorisés** ;
- la question du transfert de valeur, c'est-à-dire de l'utilisation en un point d'estimations obtenues ailleurs, devient centrale alors qu'elle est, à juste titre, absente des réflexions sur le CO_2. Pour prendre un exemple caricatural, on peut citer le cas des espèces introduites qui, alors qu'elles contribuent positivement aux services écosystémiques dans leur milieu d'origine, et qu'elles peuvent même y avoir une valeur patrimoniale, peuvent néanmoins se révéler néfastes dans un autre milieu. On ne peut donc considérer qu'une diminution des effectifs dans la zone d'origine de l'espèce sera compensée par la prolifération de cette espèce dans une autre zone.

Troisième différence, le fait que la tonne de CO_2 doive être évaluée selon des critères économiques, et donc dans une logique strictement utilitariste, et n'est pas un objet ayant une valeur morale intrinsèque, ne suscite aucune contestation[1]. Dans notre cas, le fait qu'il existe non seulement des

1 – En revanche, il existe une dimension éthique incontestable dans le débat sur l'ampleur du changement climatique « acceptable », sur la répartition de ses impacts, sur la prise en compte du long terme, et la fixation des valeurs visées pour la teneur en CO_2 de l'atmosphère ne peut se limiter au calcul d'un optimum économique.

valeurs de non-usage mais que la biodiversité ait des dimensions philosophiques ou culturelles qui rendraient non pertinente, voire inopportune, une approche économique est un point de vue largement répandu. C'est pourquoi nous discutons amplement de la pertinence de l'approche économique dans la troisième partie. Le « manuel d'évaluation de la biodiversité » de l'OCDE (2001) ou le récent rapport de la CDB (2007) consacrent également de nombreuses pages à cette question.

En lien avec cette approche utilitariste**, il est bien admis que la monétarisation de la tonne de CO_2, comme toute monétarisation du reste, se place dans une logique de substituabilité**, c'est-à-dire que l'on reconnaît la possibilité d'échanger un dommage potentiel, par exemple une augmentation de la concentration de CO_2, contre un autre bien quelconque, dans une logique implicite de conservation du « bien-être global ». Même si l'on admet que les dommages potentiels sont graves et qu'il peut exister un seuil engageant le « pronostic vital » de l'humanité, on estime donc implicitement que l'on évolue encore dans une zone où des changements marginaux sont acceptables et négociables. C'est d'ailleurs pour cela que l'approche coût/avantages peut être défendue, puisque les sommes prélevées au titre des dommages potentiels peuvent être utilisées par la puissance publique pour mettre en place des éléments de bien-être jugés équivalents.

Dans notre cas, la question du seuil critique, c'est-à-dire d'un niveau où l'on ne peut plus admettre de variations, même marginales, est clairement posée et même officialisée par l'objectif politique d'arrêter en 2010 l'érosion de la biodiversité. C'est en particulier le cas pour les éléments de biodiversité remarquable, et c'est notamment pour cette raison que nous avons considéré comme peu pertinent de s'appuyer dans ce cas sur la monétarisation (voir chapitre 4). Nous renvoyons en particulier à Turner *et al.* (2003) pour un argumentaire sur ce point.

La dernière différence sur laquelle nous souhaitons insister concerne le statut du bien que constitue la biodiversité, que nous avons déjà évoqué dans le chapitre 5. Dans le cas du climat, le fait qu'il soit un « bien public parfait », c'est-à-dire répondant aux critères de non-exclusion et de non-rivalité[1], est largement admis ; ce qui, dans tous les pays du monde, justifie l'intervention publique pour essayer de maîtriser les changements climatiques, au nom des « défaillances du marché » liées à de tels biens. En revanche, le fait que la biodiversité soit un bien public – selon les critères précédents – ne peut être défendu systématiquement[2], même si cette référence est fréquemment mobilisée : il est en effet possible de s'approprier des éléments de biodiversité (voir le débat sur les ressources biologiques et la brevetabilité du vivant) et la rivalité pour l'usage de certains services des écosystèmes, qu'il s'agisse de l'utilisation de l'eau ou de ressources vivantes, est une évidence (voir chapitre 5). **Il convient donc de fonder la demande d'intervention publique et le recours à des valeurs de**

1 – Non-exclusion = on ne peut exclure quelqu'un des bénéfices apportés par une maîtrise du réchauffement climatique ; non-rivalité = le fait que certains en bénéficient ne réduit pas la possibilité pour d'autres d'en bénéficier.
2 – Dans certains cas, la biodiversité est *res propria*, dans d'autres, c'est un bien public national et non global, dans d'autres un bien commun (les pâturages communaux), parfois, enfin, un bien public global (haute mer au-delà des 200 milles, fonds marins, Antarctique).

référence sur d'autres bases, et en particulier beaucoup plus sur la prise en compte des externalités négatives que sur la théorie des biens publics.

En conclusion, tout en reconnaissant l'importance et la qualité des travaux conduits sur le changement climatique, il apparaît indispensable de se démarquer des approches qui voudraient mesurer et gérer la biodiversité avec un outil similaire à la tonne de carbone. Une démarche spécifique, que nous allons maintenant préciser, doit donc être élaborée.

3. Les questions méthodologiques

Avant d'examiner différents cas concrets, nous évoquerons ici quatre points principaux qui posent problème dans l'utilisation des différentes valeurs estimées des services écosystémiques. Nous proposerons également quelques pistes pour dépasser ces problèmes.

3.1. La dispersion des valeurs

Ce premier point est relatif à l'imprécision des estimations et à la très grande dispersion des valeurs monétaires proposées, qui vont de quelques dizaines à plusieurs milliers de dollars par hectare et par an. Même pour un service écosystémique donné, qu'il s'agisse d'une valeur récréative, d'une fonction de protection ou de valeur d'usage directe, les valeurs estimées fluctuent dans des proportions considérables. Par exemple, Bann et Clemens (*in* OCDE, 2001, p. 25) évaluent à 0,1 €/ha/an la valeur récréative des forêts turques alors que Turner *et al.* (2003) avancent le chiffre de 2 290 $/ha/an pour des forêts anglaises.

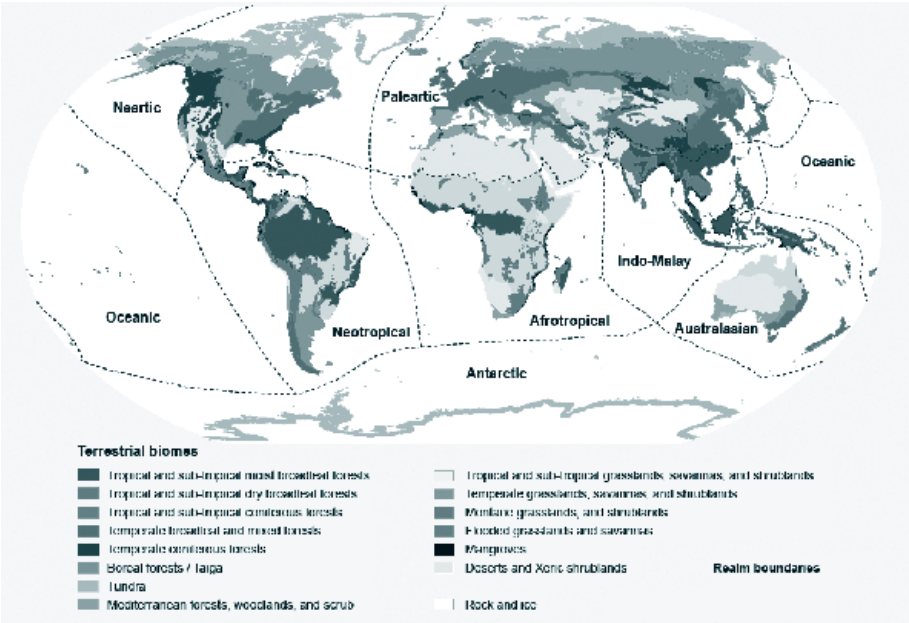
Il est cependant possible de cerner l'origine de cette grande dispersion. En effet, outre des variations liées à la diversité des méthodes utilisées, à l'ancienneté plus ou moins grande de l'étude et aux incertitudes propres à chaque méthode, une partie importante de cette dispersion tient à la diversité des milieux étudiés, au sens à la fois écologique et social du terme. **C'est pourquoi, en plus d'examiner chaque service spécifiquement, il apparaît indispensable de structurer l'analyse autour de « socio-écosystèmes »**, à savoir des ensembles caractérisés à la fois par leurs spécificités écologiques et socioéconomiques. Ces socio-écosystèmes seraient donc définis *a minima* par quatre paramètres :

– **leur zone géographique**. On distinguerait au moins, pour la région métropolitaine, les quatre régions biogéographiques définies au titre de la directive Habitats, à savoir : atlantique, continentale, alpine et méditerranéenne, et, pour les territoires d'Outre-mer, les régions équatoriale, tropicale humide et tropicale sèche. On observe aujourd'hui dans les études une typologie beaucoup plus sommaire : par exemple, l'étude de Pearce (2001) sur les forêts ne distingue que deux types, « tropical » et « tempéré », et la fameuse étude de Costanza *et al.* (1997) opère cette même distinction pour les forêts mais non pour les milieux aquatiques continentaux de l'ensemble de la planète. De même, l'altitude n'est généralement pas prise en compte, alors qu'on connaît son rôle écologique majeur ;

– **le type d'écosystème.** Il semble exister de manière assez évidente une première gradation nette de valeur, allant des zones cultivées à couvert végétal temporaire aux milieux aquatiques (littoraux ou continentaux) et aux zones humides, en passant par les prairies permanentes et les forêts. Le *Millennium Ecosystem Assessment* distingue pour l'ensemble du globe 14 grands biomes terrestres (figure 7-1) avec un gradient de richesse spécifique (estimé par les espèces de vertébrés terrestres) allant des toundras aux forêts tropicales et équatoriales humides.

Cependant, à l'intérieur de ces grands ensembles, une classification plus fine serait à développer, en se limitant à un nombre raisonnable de types. À titre d'exemple, nous donnons dans le tableau 7-2 la classification européenne CORINE Biotope établie en 1997, qui distingue 45 biotopes de premier niveau pour l'ensemble de l'Europe. On peut également citer la codification des habitats utilisée par le programme STOC (Suivi temporel des oiseaux communs) évoqué dans le chapitre 4 [1], qui propose 7 types principaux d'habitats, qui peuvent être déclinés plus finement en 50 sous-types. On mentionnera aussi deux autres classifications européennes : EUNIS, développée par l'Agence européenne de l'environnement, distingue 10 types d'habitats de niveau 1 (plus une catégorie « complexe d'habitats ») déclinés en 57 types de niveau 2 ; EUR27, développée dans le cadre de la directive Habitats, distingue quant à elle 9 habitats de niveau 1 et 35 de niveau 2.

Figure 7-1 : Cartographie des 14 biomes retenus par le MEA



Source : MEA

1 – Voir http://www2.mnhn.fr/vigie-nature/.

Tableau 7-2 : Les 45 biotopes de premier niveau proposés par CORINE Biotope

Grands types	Biotopes
Habitats littoraux et halophiles	11. Mers et océans 12. Bras de mer 13. Estuaires et rivières tidales (soumises à marées) 14. Vasières et bancs de sable sans végétation 15. Marais salés, prés salés (schorres), steppes salées et fourrés sur gypse 16. Dunes côtières et plages de sable 17. Plages de galets 18. Côtes rocheuses et falaises maritimes 19. Îlots, bancs rocheux et récifs
Milieux aquatiques non marins	21. Lagunes 22. Eaux douces stagnantes 23. Eaux stagnantes, saumâtres et salées 24. Eaux courantes
Landes, fruticées et prairies	31. Landes et fruticées 32. Fruticées sclérophylles 33. Phryganes 34. Steppes et prairies calcaires sèches 35. Prairies siliceuses sèches 36. Pelouses alpines et subalpines 37. Prairies humides et mégaphorbiaies 38. Prairies mésophiles
Forêts	41. Forêts caducifoliées 42. Forêts de conifères 43. Forêts mixtes 44. Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides 45. Forêts sempervirentes non résineuses
Tourbières et marais	51. Tourbières hautes 52. Tourbières de couverture 53. Végétation de ceinture des bords des eaux 54. Bas-marais, tourbières de transition et sources
Rochers continentaux, éboulis et sables	61. Éboulis 62. Falaises continentales et rochers exposés 63. Neiges et glaces éternelles 64. Dunes sableuses continentales 65. Grottes 66. Communautés des sites volcaniques
Terres agricoles et paysages artificiels	81. Prairies améliorées 82. Cultures 83. Vergers, bosquets et plantations d'arbres 84. Alignements d'arbres, haies, petits bois, bocages, parcs 85. Parcs urbains et grands jardins 86. Villes, villages et sites industriels 87. Terrains en friche et terrains vagues 88. Mines et passages souterrains 89. Lagunes et réservoirs industriels, canaux

Source : http://in2000.kaliop.net/biotope/ibase.asp

Selon les classifications, certains habitats (par exemple les forêts ou les milieux humides) sont donc décrits de manière plus ou moins détaillée et l'étude en cours MEA France a justement comme objectif de proposer une typologie adaptée à notre pays :

- **le niveau d'anthropisation**, qui peut être approché par la densité de population dans la région concernée et qui conditionne en partie la valeur de nombreux services comme les fonctions récréatives ou la fourniture d'une eau de qualité. Pour ce paramètre, une classification à trois ou quatre niveaux (par exemple faible = moins de 10 habitants au km^2, moyen = 10 à 100, forte = plus de 100) serait sans doute suffisante dans un premier temps ;
- **le niveau de richesse du pays**. Ce paramètre économique n'est pas dans l'esprit des trois précédents et le point a déjà été soulevé au chapitre 5 mais il peut être utile de le rappeler : les disparités de PIB entre les différents pays enquêtés peuvent induire de fortes disparités dans la valeur attribuée à un écosystème. Il s'agit là d'ailleurs d'un facteur explicatif des disparités observées.

Pour une grande zone géographique donnée, l'idée serait donc d'avoir au maximum une centaine de « socio-écosystèmes » de référence.

3.2. La prise en compte de la dynamique des écosystèmes

Le second point méthodologique est lié à la question des valeurs d'usage « différées », c'est-à-dire des services potentiels que pourrait rendre un écosystème mais qui ne sont pas utilisés à un instant donné. Ceci peut être lié à la dynamique de l'écosystème : ainsi, une forêt jeune a une activité de fixation du carbone faible, voire négative si elle fait suite à l'exploitation d'une forêt mature (Magnani *et al.*, 2007). Mais cette forêt représente à terme un potentiel important pour ce service. Il est donc tout aussi critiquable de lui appliquer la valeur maximale de ce service que de se limiter à sa faible valeur instantanée, d'autant plus que le temps nécessaire à la mise en œuvre de ce service peut être long.

Ces fluctuations peuvent être dues également à la dynamique des activités humaines. Ainsi, la valeur récréative d'un écosystème peut changer en fonction de différents paramètres (coût des transports, urbanisation, présence de substituts) et il est légitime, du fait du temps de mise en place de cet écosystème, de prendre en compte cette valeur d'usage potentielle. On peut faire le même raisonnement pour un milieu dégradé par diverses pollutions mais pour lequel des efforts de restauration sont envisageables. En prenant l'exemple des grands fleuves français, on voit bien que l'amélioration de la qualité de leurs eaux depuis une trentaine d'années a considérablement augmenté plusieurs services, qu'il s'agisse de leur biodiversité ou de leur valeur récréative : pouvait-on imaginer Paris-Plage du temps où la Seine se couvrait de mousse jaunâtre liée aux tensio-actifs ?

Pour tenir compte de cette difficulté, nous proposons d'établir et de combiner deux estimations :

1. **établir pour chaque « socio-écosystème », et pour chaque service, une valeur de référence correspondant à la valeur instantanée de ce service.** L'estimation de la valeur instantanée peut se faire, comme nous le verrons, par différents moyens selon les services. Elle pourra être adaptée à un

écosystème particulier en utilisant par exemple des indicateurs de « santé » des écosystèmes, comme ceux utilisés pour évaluer l'état écologique des masses d'eau ou le « déficit foliaire » pour les massifs forestiers. On peut également se fonder sur divers paramètres spatiotemporels (maturité, hétérogénéité) de l'écosystème pour établir cette valeur ;

2. **établir de même une « valeur maximale plausible (VMP) » qu'un tel système peut présenter à moyen terme (30 à 50 ans) dans la zone géographique considérée**. Cette notion de valeur maximale plausible peut être obtenue par une méta-analyse des données bibliographiques disponibles ou à dire d'expert et complétée éventuellement par des approches de prospective. Elle pourra être régulièrement révisée en fonction de l'acquisition de nouvelles connaissances. L'estimation de cette valeur amène à prendre en compte l'inertie du système, c'est-à-dire son évolution potentielle, spontanée ou liée aux activités humaines. Il est par exemple assez aisé d'envisager la structure écologique d'une forêt jeune à un horizon de 30 à 40 ans.

Cette notion de valeur maximale plausible est différente de celle de « service maximum durable », qui serait la valeur la plus élevée observée (ou prévisible) pour un écosystème donné et compatible avec sa permanence. Comme nous le verrons, ces maximums (par exemple en termes de fréquentation touristique, de fixation du carbone, d'épuration de l'eau) peuvent être très supérieurs aux valeurs instantanées observées en un lieu donné mais n'avoir aucune chance d'être atteints en ce lieu à l'horizon de 30 à 50 ans (il est par exemple irréaliste d'imaginer que les forêts finlandaises puissent à cette échéance être aussi fréquentées que la forêt de Rambouillet aujourd'hui). C'est pourquoi le groupe propose cette approche pour prendre en compte le long terme.

Il peut apparaître délicat de cumuler ces deux notions de valeur instantanée et de VMP, mais cela revient en fait à estimer la « valeur arithmétique moyenne »[1] de ce service sur une période d'une trentaine d'années, en intégrant à la fois, comme nous l'avons évoqué, la dynamique « naturelle » de l'écosystème et les éventuelles évolutions des activités humaines[2]. Ainsi, l'étude de Magnani *et al.* (2007) sur la fixation du carbone en fonction de l'âge des forêts permet de proposer pour les forêts boréales et tempérées européennes[3] une valeur de 0,56 comme coefficient à appliquer aux plus fortes valeurs observées pour obtenir cette valeur moyenne. La question est plus délicate pour d'autres services, comme la valeur récréative ou la fourniture d'eau potable : une forêt aujourd'hui peu fréquentée peut, si l'urbanisation se développe ou si les modes de vie évoluent, être davantage sollicitée et il n'est pas toujours évident d'anticiper de telles évolutions.

1 – En pondérant éventuellement les valeurs prises aux différentes périodes par le taux d'actualisation.
2 – Ces deux aspects, dynamique écologique et dynamique sociale, font appel à des expertises différentes mais il nous semble intéressant que s'instaure un débat permettant d'élaborer une vision commune plutôt que de proposer une formule préétablie pour les combiner. Nous reviendrons sur ce point lorsque nous évoquerons les procédures permettant d'élaborer des valeurs de référence.
3 – Vingt forêts entre 42° et 62° de latitude Nord.

3.3. Le problème de la sommation des valeurs

Ayant obtenu des valeurs de référence pour chaque socio-écosystème et chaque service, on peut légitimement souhaiter les cumuler pour obtenir des estimations plus globales. Cette question peut se poser à différents niveaux :

- on peut souhaiter cumuler des estimations ponctuelles pour un même service. Par exemple, ayant obtenu des valeurs pour la protection de diverses espèces emblématiques, on peut souhaiter obtenir une valeur globale pour l'ensemble de la biodiversité remarquable d'une région ;
- on peut également, pour un écosystème donné, cumuler les différents services pour fournir une estimation globale de ces services ;
- on peut, enfin, vouloir cumuler sur un territoire donné les valeurs des services rendus par les différents écosystèmes de ce territoire.

Il peut sembler assez naturel d'additionner simplement les valeurs pour obtenir cette estimation globale, la monnaie étant effectivement une métrique additive. C'est ce que nous avons fait dans le chapitre précédent et c'est ce que font d'ailleurs la plupart des études, généralement sans discuter la pertinence de cette démarche. On peut citer l'étude de Pearce et Pearce (2001) pour les forêts tempérées et tropicales, celle proposée par la République tchèque à l'OCDE pour évaluer l'ensemble de son territoire (Seják *et al.*, 2002) ou celle réalisée par Costanza *et al.* (1997) pour l'ensemble de notre planète. On retrouve également cette option dans la notion de « valeur économique totale », proposée initialement par Pearce et Warford (1993, *in* OCDE, 2001) et largement reprise, qui propose d'additionner simplement des valeurs d'usage et de non-usage, actuelles ou futures. Mais cette option mérite d'être examinée plus attentivement, car elle ne va pas sans poser de nombreux problèmes.

Tout d'abord, elle amène à additionner des résultats issus de méthodes très diverses et à mettre sur le même plan des prix constatés (sur un marché réel), des prix révélés (on parle généralement de « préférences révélées », à travers des méthodes indirectes comme les prix hédoniques ou les coûts de déplacement) et des prix (préférences) déclarés (lorsqu'on utilise l'évaluation contingente ou du « *choice experiment* »). Or, si les prix constatés obéissent à une logique additive, plusieurs travaux ont mis en évidence qu'il n'en est pas nécessairement de même des prix fictifs, en particulier ceux issus de l'évaluation contingente. Plusieurs facteurs contribuent à ce résultat, notamment le phénomène du « biais d'inclusion », décrit dans le chapitre 5. Ainsi, Boman et Bosdedt (1995 *in* OCDE, 2001) obtiennent une estimation de 126 dollars par an et par ménage pour la seule protection du loup en Suède, alors que Johannson (1989, *in* OCDE, 2001) n'atteint que 194 dollars pour la protection de 300 espèces menacées de ce pays. De même, Hageman (1985, *in* OCDE, 2001) n'obtient que 18 dollars par an et par personne pour la préservation d'un ensemble d'espèces menacées aux États-Unis, alors que des valeurs de 20 à 30 dollars sont souvent obtenues pour une seule espèce emblématique (voir chapitre 5, section 4.1.). Ces exemples illustrent également la faible perception par les citoyens des enjeux de la biodiversité « ordinaire ».

Certains usages peuvent également être évalués plusieurs fois à travers la décomposition en services, si l'on suit par exemple la typologie proposée

par le *Millennium Ecosystem Assessment*. Ainsi, la notion de valeur récréative, composante des « services culturels », peut recouvrir la pratique d'activités de chasse, de pêche ou de cueillette, qui seront également évaluées dans les « services de prélèvement ». C'est le problème des « doubles comptes » (voir Turner *et al.*, 2003).

Ensuite, les différents services sont à considérer à des échelles très diverses : certains sont d'usage essentiellement local (par exemple la qualité biologique des sols et son rôle dans la productivité), d'autres sont d'usage régional (valeurs récréatives, qualité des eaux), d'autres sont à considérer au niveau global, comme la fixation du CO_2. En restant au niveau local, certains services peuvent bénéficier à toute la population, par exemple la qualité de l'eau potable, alors que d'autres, comme la chasse, ne concerneront qu'un groupe particulier. On peut donc souhaiter accorder une importance particulière aux services du premier type. Enfin, dans certains cas, on a même des services d'usage essentiellement non local, par exemple lorsqu'une opération de protection de la biodiversité est considérée négativement par la population locale. On peut citer également la dégradation de la qualité des eaux courantes et côtières : les bénéficiaires des mesures d'amélioration se situent essentiellement en aval des lieux où ces mesures sont prises.

La définition précise des populations concernées n'est pas toujours aisée et révèle parfois des paradoxes : plusieurs études montrent, par exemple, que le consentement à payer des personnes résidant depuis longtemps sur un territoire est inférieur à celui des personnes le fréquentant de manière occasionnelle, voire de celles, beaucoup plus nombreuses, qui ne le fréquentent pas mais sont néanmoins prêtes à lui attribuer une valeur de non-usage. Ces questions sont particulièrement cruciales dans les pays du Sud, où l'on peut se trouver face à de faibles capacités financières des populations locales pour des ressources vivrières pourtant essentielles, confrontées à une forte capacité d'investissement d'acteurs du Nord pour un autre usage du territoire, qui peut parfois être dommageable pour ces populations locales (on a également des cas positifs, comme le développement de l'écotourisme ou du commerce équitable). Ce débat complexe a une dimension éthique évidente et ne peut être arbitré par l'arithmétique monétaire.

Cette absence d'additivité se retrouve, mais pour d'autres raisons, lorsqu'on veut cumuler la valeur de différents écosystèmes sur un territoire. En effet, l'écologie du paysage montre clairement que l'agencement spatial de différents écosystèmes sur un territoire joue un rôle majeur dans les propriétés fonctionnelles de ce territoire : selon leur localisation et leur proximité avec d'autres écosystèmes, une bande enherbée, une haie ou un bosquet joueront des rôles très différents, en termes de lutte contre la pollution, de protection contre l'érosion, de conservation de la biodiversité ou même de valeur cynégétique ou esthétique de ce paysage. Se pose également ici le problème des doubles comptes : la qualité des eaux issues d'un écosystème forestier risque par exemple d'être considérée comme un service de régulation de cet écosystème (voir chapitre 7, section 5.3.) et d'être attribuée aux services des écosystèmes aquatiques, au titre des services récréatifs.

Plus globalement, on rencontre ici les limites d'une approche par écosystèmes dans des territoires composites et fortement anthropisés

comme le sont la plupart des territoires européens. Il conviendrait donc de développer, à partir des concepts de l'écologie du paysage, des approches plus globales prenant en compte la diversité et la complexité de ces interactions – écologiques mais aussi socioéconomiques – au sein d'une mosaïque territoriale et leurs conséquences sur les services écosystémiques de ce territoire. Très concrètement, cette question se posera à court terme si l'on souhaite développer une approche économique de la trame verte et bleue, c'est-à-dire estimer la plus-value liée à la mise en relation d'écosystèmes antérieurement isolés.

Enfin, certains services peuvent être jugés plus importants que d'autres dans un contexte donné et l'arbitrage entre des fonctions éventuellement antagonistes ne peut résulter d'une simple sommation. Ainsi, on sait qu'une forêt jeune et homogène d'essence à croissance rapide pourra être beaucoup plus efficace, au moins à court terme, en termes de fixation du CO_2 qu'une forêt âgée et hétérogène, mais la hiérarchie s'inverse en ce qui concerne la biodiversité. Faut-il choisir uniquement sur la base de la somme de ces deux services ? De même, à valeur économique totale voisine, certains milieux peuvent présenter un « portefeuille » relativement équilibré des différents services et d'autres être caractérisés par une forte valeur de quelques fonctions particulières ; il peut exister des raisons de choisir l'un plutôt que l'autre.

C'est pourquoi il nous semble nécessaire de développer aussi des méthodes d'évaluation multicritères, qui permettent notamment de révéler et de mettre en débat les pondérations que les acteurs attribuent à ces différents services. Cette évaluation multicritère permet également une prise en compte d'informations qualitatives ou semi-quantitatives, comme l'imprécision sur les différentes estimations, les différentes échelles d'usage ou les doubles comptes éventuels. En outre, si cette évaluation révèle des pondérations identiques, elle légitime *a posteriori* le recours à une simple sommation. Nous renvoyons au manuel de l'OCDE (2002, p. 71-74) pour plus de détails sur ces méthodes.

3.4. La standardisation des valeurs par unité de surface

Comme nous l'avons vu précédemment, de nombreuses études sur l'évaluation des services écosystémiques, après avoir estimé les services rendus par la totalité de la zone considérée (une forêt, un lac, une lande, etc.), rapportent ensuite les valeurs obtenues à la surface de la zone, pour obtenir une estimation de service par hectare de surface.

Cette option présente l'avantage de permettre des comparaisons entre les mêmes écosystèmes dans des contextes différents (par exemple des forêts plus ou moins éloignées de zones urbaines), voire entre des écosystèmes différents (par exemple des forêts et des prairies permanentes) et c'est pourquoi nous y avons eu recours dans le chapitre précédent.

Mais cette métrique simple sera à utiliser en prenant en compte trois corollaires importants :

- **l'hypothèse d'une stricte proportionnalité entre la taille d'un écosystème et la valeur totale du service rendu n'est pas toujours légitime ;**
- **il convient de distinguer la surface physique soumise à modification et la zone d'influence effective de cette modification ;**

– **la localisation de la zone soumise à modification au sein de l'écosystème peut moduler considérablement, à surface modifiée égale, l'ampleur des variations des services écosystémiques.**

a. Les services écosystémiques sont-ils proportionnels à la surface de l'écosystème ?

Dans un écosystème relativement homogène, on peut admettre que certains services varient en proportion directe de la surface de cet écosystème : c'est le cas des services de production – d'où leur évaluation courante en termes de rendement par hectare – ou de certains services de régulation, comme la fixation du carbone ou les fonctions d'épuration des effluents. Cependant, d'autres services obéissent à des lois plus complexes et plus ou moins bien connues :

– la fonction de conservation de la biodiversité se traduit souvent, en particulier pour les grandes espèces animales, par des **effets de seuil** : pour de grandes surfaces, on aura une relation sensiblement linéaire entre la taille de l'écosystème et l'effectif de la population de l'espèce mais, en dessous d'une certaine surface minimale, la capacité d'accueil du milieu s'annule. En outre, la variabilité génétique d'une population, qui gouverne la viabilité à long terme de cette population, décroît selon une loi non linéaire du type $V = Vmax\ (1 - 1/KN)$ en fonction de l'effectif N de la population, et donc de la surface de l'écosystème, **ce qui signifie qu'une même réduction de surface (en valeur absolue) aura des effets beaucoup plus importants dans des écosystèmes de petite taille** ;
– **d'autres aspects de conservation de la biodiversité sont liés à l'existence d'interfaces entre deux milieux**, dénommées écotones (lisière d'un bois, bord de lac), qui constituent des zones recherchées par certaines espèces, parfois pour une période particulière de leur cycle vital. Cette fonction d'accueil est proportionnelle au périmètre de l'écosystème et obéit donc, pour un écosystème dont la forme n'est pas modifiée mais la surface réduite, à une loi du type $F = KS^{1/2}$, où F est la fonction écologique et S la surface de l'écosystème, ce qui signifie que la fonction décroîtra moins vite que dans une fonction proportionnelle. De même, des infrastructures linéaires (haies, bandes enherbées le long des cours d'eau) devront leur efficacité, au-delà d'une largeur minimale, beaucoup plus à leur longueur et à leur continuité qu'à leur surface. On dispose d'un tel indicateur pour les forêts françaises, à travers la mesure de la longueur de lisière par hectare de forêt : il était en moyenne de 50 m/ha en 2004, si l'on se limite aux interfaces avec d'autres écosystèmes non forestiers, mais pouvait atteindre 70 à 90 m/ha en intégrant les interfaces entre différents types de peuplements forestiers (MAP, 2006). Cet indicateur global progresse de 0,4 % à 2 % par an, mais son interprétation est complexe car il intègre à la fois un aspect positif – l'augmentation des écotones – et un aspect éventuellement négatif – la fragmentation croissante des écosystèmes. Il conviendrait donc d'avoir des analyses plus fines pour définir sa valeur optimale dans différents contextes ;
– enfin, pour des services culturels (fréquentation touristique, valeur esthétique), on peut supposer à la fois l'existence d'effets de seuil (le milieu n'est plus apprécié en dessous d'une certaine surface minimale, avec sans doute des exceptions pour des sites remarquables) et d'effets de saturation (la fréquentation touristique n'augmente plus au-delà d'une certaine surface).

b. Surface physique et zone d'influence d'une perturbation

Pour certains services, on peut considérer que la surface concernée par la modification de l'écosystème est sensiblement la même que la surface physique effectivement modifiée. C'est le cas, comme précédemment, pour des services de production ou pour la fixation du carbone. Certains aspects de la biodiversité, par exemple celle des micro-organismes des sols, seront également dans ce cas. En revanche, certains impacts peuvent affecter des surfaces beaucoup plus importantes. C'est le cas des infrastructures de transport (routes, voies ferrées, aéroports), dont les « externalités » (pollution aérienne, effets sur la fréquentation touristique, diminution des valeurs hédoniques des habitations) devront être prises en compte sur des surfaces de référence beaucoup plus grandes. Pour prendre un exemple extrême, la dégradation de la valeur esthétique d'un paysage par une construction de grande hauteur serait à considérer sur l'ensemble de la zone d'où cette construction serait visible, principe d'ailleurs appliqué pour définir les périmètres de protection des monuments historiques et du littoral. De même, il est évident que la pollution lumineuse nocturne, avec ses effets perturbateurs sur de nombreuses espèces d'oiseaux, ne saurait être rapportée à la seule surface au sol des réverbères !

c. L'importance de la localisation de la zone impactée

Même dans un écosystème apparemment homogène, une même modification, en termes de surface, pourra avoir des effets très différents selon sa localisation. Ainsi, des infrastructures linéaires (routes, canaux) fragmentant l'écosystème et réduisant les possibilités d'échange entre les sous-ensembles peuvent avoir des impacts majeurs, par exemple sur les populations de grands mammifères, alors que le prélèvement d'une même surface en périphérie aura des conséquences beaucoup plus limitées.

Il en est de même pour tous les processus régis par des « lois de percolation », comme la propagation des incendies de forêt. Pour une même surface déboisée, cette propagation sera plus ou moins freinée selon la localisation de ces clairières.

Inversement, la mise en relation d'écosystèmes par des structures linéaires n'ayant qu'une faible surface mais judicieusement positionnées peut avoir un effet positif considérable sur l'ensemble de ces écosystèmes. C'est toute la question, déjà évoquée, qui se pose autour de l'analyse économique éventuelle de la trame verte et bleue.

En effet, si l'on prend l'analogie avec des infrastructures de transport, la question peut se poser non pas en termes d'opportunité dans l'absolu mais par rapport à des alternatives plus ou moins coûteuses et plus ou moins « performantes ». Cette notion de performance intégrera bien sûr des considérations écologiques (capacité des différentes espèces à se déplacer dans la trame) mais, dès lors que les coûts auront une traduction économique explicite, il semble nécessaire de ne pas les mettre en balance avec des avantages eux-mêmes évalués en termes économiques. Le groupe de travail n'a fait qu'effleurer cette question, qui mérite d'être approfondie.

En outre, cette hypothèse d'homogénéité de l'écosystème n'est généralement pas valide dans la réalité : il existe toujours, ne serait-ce que pour des

raisons topographiques, des « points sensibles » dont la modification pourra avoir des conséquences majeures. C'est en particulier le cas des fonctions de protection (lutte contre l'érosion, protection contre les inondations ou les avalanches, préservation des sources), pour lesquelles des cartographies fines des territoires devront être établies pour juger de la pertinence de valeurs de référence moyennes, même établies pour ce type d'écosystème.

4. Le cas de la biodiversité remarquable

Nous avons proposé dans le chapitre 4 de distinguer dans un écosystème les éléments de biodiversité remarquable et la biodiversité « ordinaire ».

Sur un plan écologique, cette proposition peut s'appuyer sur un certain nombre de dispositifs existants : la France dispose d'outils d'appréciation et de cartographie de certains éléments remarquables de son patrimoine naturel, en particulier avec l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF), en cours de mise à jour sur l'ensemble du territoire métropolitain et des départements d'Outre-mer, ainsi qu'avec les zones désignées au titre du réseau européen Natura 2000. En outre, les listes d'espèces et d'habitats protégés au niveau régional, national et/ou européen, ainsi que ceux inscrits sur les listes rouges de l'UICN, fournissent des éléments de référence pour caractériser certains aspects de cette biodiversité remarquable.

Sur un plan économique, nous avons proposé de ne pas recourir, ou du moins pas uniquement, à l'analyse économique dans ce premier cas. Le chapitre 5 nous a fourni une série d'arguments pour justifier cette position. Nous allons rappeler rapidement ces éléments, puis étayer ce point de vue à partir des enseignements qui peuvent être tirés de deux cas de biodiversité remarquable, celui des espèces animales emblématiques et celui des plantes d'intérêt pharmaceutique.

4.1. Difficultés de l'évaluation économique de la biodiversité remarquable

Plusieurs éléments constitutifs du cadre conceptuel de l'évaluation économique concourent à affaiblir la pertinence de cette démarche pour les entités que nous avons qualifiées de remarquables.

a. La question de la substituabilité

Parmi les trois niveaux que nous avons distingués dans la notion économique de substituabilité (voir chapitre 4, section 1.2.), seul le troisième, celui de la possibilité de trouver des compensations à un niveau psychologique (éléments de bien-être jugés équivalents) s'applique *a priori* aux éléments de biodiversité remarquable. Il s'agit d'une base moins robuste pour l'évaluation que des substitutions techniques, car le seul mode d'estimation de ces compensations psychologiques passe par la mesure des préférences déclarées.

b. La mesure des valeurs d'existence

Les éléments de biodiversité remarquable peuvent généralement être caractérisés par l'importance relative des valeurs de non-usage dans les fondements de leur valeur sociale, par rapport à des valeurs d'usage principalement récréatives ou esthétiques. On a vu que le statut économique de ces valeurs de non-usage était moins clairement assuré que celui de services qui entrent de façon plus directe dans les fonctions de bien-être des agents. De surcroît, la notion même de remarquable soulève la question de la population concernée, qui peut potentiellement être très large.

c. Des difficultés spécifiques pour l'actualisation

L'idée de « remarquable » renvoie dans de nombreux cas à une notion de rareté qui accroît le caractère irréversible ou irremplaçable de la destruction. Dans la partie relative aux spécificités de l'actualisation, nous avons souligné que les effets irréversibles des destructions devaient se traduire par des prix relatifs croissants (y compris du fait de valeurs d'option et de « dettes d'extinction ») qui s'opposaient aux effets de l'actualisation, et aboutissaient à des valeurs indéfinies et potentiellement très élevées (si les effets des pertes se prolongeaient).

4.2. Quelques éléments spécifiques

a. Les espèces animales emblématiques

Rappelons tout d'abord que cette notion d'espèce emblématique n'est pas liée uniquement à des aspects écologiques. Elle intègre également un contexte socioculturel et peut donc varier rapidement selon les générations. Le changement de « statut » du lynx, de l'ours ou du loup, autrefois chassés, aujourd'hui « patrimonialisés », n'est sans doute pas entièrement dû à leur raréfaction, déjà ancienne, et illustre amplement ce phénomène. En nous limitant à l'époque moderne et au contexte culturel occidental, nous avons présenté au chapitre 5 un certain nombre d'études portant sur des populations de vertébrés menacées, pour lesquelles on estimait le consentement à payer par foyer et par an[1] pour diverses mesures de protection de ces espèces.

Suivant les progrès de la démarche, ces évaluations ont introduit plusieurs raffinements méthodologiques qui ne résolvent cependant pas l'ensemble des problèmes liés à l'utilisation de ces valeurs comme valeurs de référence. Outre les questions d'additivité précédemment évoquées, l'utilisation de ces valeurs pose souvent le problème de la disproportion, voire de la déconnection entre la localisation et le caractère parfois réduit du territoire à protéger[2], du fait du caractère menacé de ces espèces, et l'importance et la localisation de la population considérée comme susceptible de payer, du fait du caractère emblématique de ces espèces et de l'importance de leur valeur d'option ou de non-usage.

1 – Il s'agit d'échantillons aléatoires de foyers, qui ne distinguent pas ceux qui utilisent éventuellement ces ressources (valeurs d'usage) et les non-utilisateurs, qui exprimeront des valeurs de non-usage.
2 – Ce n'est pas le cas pour les grandes espèces animales qui, même en effectifs réduits, conservent des besoins importants en termes d'habitat. Mais le problème de « déconnection » se pose également.

En effet, alors que pour des éléments de biodiversité ordinaire on peut considérer que ce sont principalement les usagers habitant ou fréquentant le site qui sont à la fois les bénéficiaires de ces services, à travers des valeurs d'usage, et les plus susceptibles d'en financer les coûts de gestion, ces deux populations sont quasi disjointes – voire antagonistes comme nous l'avons fait remarquer – lorsqu'il s'agit de biodiversité remarquable ; ce qui introduit dans le débat des dimensions politiques et éthiques indéniables. Il conviendrait donc, *a minima*, de développer des approches identifiant spécifiquement des valeurs d'usage, par exemple à travers les retombées économiques locales liées à différents labels mettant en valeur des éléments de biodiversité remarquable (parcs nationaux, Grands sites de France, patrimoine mondial de l'UNESCO, etc.).

De plus, pour prendre un ordre de grandeur, il ne serait pas choquant d'avancer que la population susceptible de payer une dizaine de dollars par an pour une espèce menacée de grand mammifère avoisine la centaine de millions sur l'ensemble de la planète. Si le territoire à protéger est de l'ordre de quelques centaines de km^2, on aboutit à un CAP par hectare et par an supérieur à 10 000 dollars, ce qui, pour une seule espèce, dépasserait toutes les estimations fondées sur des services écosystémiques et permettrait même de s'opposer à tout développement d'activités humaines pouvant affecter ce territoire.

On pourrait se réjouir de cet argument qui semble décisif et permettrait de « sanctuariser » les territoires concernés, mais il a son talon d'Achille : si on demande aux mêmes citoyens s'ils estiment légitime de dépenser un milliard de dollars par an d'argent public pour protéger ladite espèce, on peut craindre des réponses pour le moins nuancées ! Il serait donc souhaitable de remplacer ces études sur une seule espèce emblématique par des approches plus globales, présentant différents programmes de conservation pour un ensemble d'espèces à protéger dans un milieu donné.

Pour ces différentes raisons, il nous semble préférable de ne mobiliser que de manière subsidiaire les analyses économiques dans de telles situations et d'affronter plutôt les aléas du débat politique, dans l'ensemble de ses dimensions.

b. Les plantes d'intérêt pharmaceutique

L'un des exemples les plus anciens et les plus médiatisés de valorisation de la biodiversité remarquable a été l'accord passé en 1991 entre la compagnie pharmaceutique Merck et l'Institut national de la biodiversité du Costa-Rica : moyennant un versement de 1,1 million de dollars, Merck obtenait pour deux ans (le contrat a ensuite été renouvelé en 1994 et 1996) le droit exclusif d'exploration et de valorisation (moyennant redevances) des propriétés pharmacologiques des plantes et micro-organismes des 105 parcs nationaux du pays [1].

Autour de cette question de la « bioprospection », de nombreuses études ont essayé d'estimer la valeur médicinale d'une plante que l'on n'a pas encore testée, que l'on peut considérer comme une valeur potentielle d'un élément de biodiversité végétale remarquable. Nous résumerons ici les synthèses présentées dans les rapports de l'OCDE (2001) et de Pearce et Pearce (2001) : elles montrent

1 – Ce qui, d'après nos calculs, valorise la biodiversité à moins de 1 dollar par hectare et par an.

que la valeur affectée à la bioprospection végétale varie selon les auteurs de 200 dollars à plus de deux millions de dollars par plante.

Les raisons de cette variation tiennent principalement à deux facteurs :

- la probabilité de trouver une plante intéressante parmi toutes les plantes testées varie, selon les auteurs, de plus d'une chance sur 100 à une chance sur 10 000 ;
- la valeur affectée à une plante conduisant à un médicament, à savoir le profit annuel lié à ce médicament, est estimée entre 250 000 dollars et… 37,5 milliards de dollars. Une des principales causes de variation est liée au fait que l'on considère le médicament uniquement en termes d'économie privée (les bénéfices pour la compagnie) ou qu'on y intègre des éléments d'économie publique (en particulier en valorisant le nombre de vies sauvées).

En termes mathématiques, on est donc proche de ce que l'on appelle une « forme indéterminée », c'est-à-dire 0 x ∞. Cela signifie que la valeur de zones prometteuses en termes de biodiversité sera estimée dans une fourchette allant de moins de 1 dollar (ce qui était le cas de Merck) à près de 10 000 dollars par hectare.

Comme précédemment, l'utilisation de tels chiffres pour défendre la préservation de la biodiversité apparaît problématique. Mais l'on pourra faire remarquer que cette incertitude est caractéristique de l'ensemble des innovations pharmaceutiques, qu'elles relèvent de l'exploration de la biodiversité ou d'autres méthodes (chimie combinatoire, modélisation moléculaire, etc.).

5. Analyse socioéconomique de quelques écosystèmes nationaux

Nous ne traiterons ici que quelques cas, pour baliser une démarche qui devra s'étendre à l'ensemble des « socio-écosystèmes » nationaux, y compris ceux des DOM-TOM, et en identifier les principales difficultés.

Notons que les exemples qui suivent se réfèrent à des types d'écosystèmes pris dans leur ensemble, pour lesquels l'objectif est d'évaluer les services liés à leur biodiversité générale. Compte tenu de contextes particuliers (caractère très préservé de l'écosystème, présence d'espèces et/ou d'habitats remarquables…), certains écosystèmes concrets se rapportant à ces types pourront relever de la « biodiversité remarquable », par exemple des massifs forestiers ou des zones humides inscrits à l'inventaire ZNIEFF ou désignés au titre de Natura 2000, et devront être traités comme tels.

5.1. Options méthodologiques

a. Les services pris en compte

Dans cette approche des différents services, le groupe de travail a pris l'option **d'évaluer la valeur annuelle du service par rapport à une situation où il s'annulerait totalement si l'écosystème concerné était détruit.** Le fait qu'il soit remplacé par un écosystème assurant encore une partie plus ou moins importante de ce service, ou par un service non écologique assurant une fonction similaire (par exemple le stockage géologique du CO_2 ou la production d'oxygène par voie chimique), sera à considérer dans le bilan coût/avantages des différentes options possibles mais il nous a semblé préférable de comptabiliser positivement pour un écosystème donné les « coûts potentiels évités » liés à sa conservation. Rappelons en effet qu'il s'agit d'alimenter le calcul socioéconomique avec des estimations aussi pertinentes que possible des avantages et non, comme nous le verrons plus loin, de fixer des tarifs pour une rémunération éventuelle de ces services.

En cohérence avec cette option, **le groupe a décidé de considérer non seulement des services « dynamiques », c'est-à-dire se traduisant par des flux** (fixation du carbone, production d'eau, fréquentation touristique, etc.) **mais aussi des services « statiques »** (stabilité des sols, conservation d'un stock de carbone), en jugeant 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_2) devait être portée, du fait qu'elle était évitée, au crédit de ces écosystèmes.

b. La valeur totale actualisée des services

Pour standardiser les estimations, **tous les services ont été exprimés en unités monétaires par hectare et par an**. Outre la question discutée en section 3.4. des limites d'une standardisation par unité de surface, se pose la question du calcul d'une valeur totale du service. Le bilan de la littérature du chapitre 5 nous a conduit à suivre les préconisations du rapport de la commission Lebègue en matière d'actualisation, tout en attirant l'attention sur les hypothèses à faire quant à l'évolution des prix relatifs.

L'idée que les prix des services écosystémiques croissent par rapport à ceux des biens et services manufacturés est sans doute raisonnable, et nous avons suggéré une augmentation annuelle de 1 % pour fixer les idées. Cette valeur serait cohérente avec l'ordre de grandeur des gains de productivité dans l'économie[1]. Nous avons précisé certaines situations où les pertes seraient plus préoccupantes et pourraient conduire à des appréciations plus rapides.

On doit cependant remarquer que **le rythme de renchérissement ne sera certainement pas le même pour tous les services, ni nécessairement régulier dans le temps.** Il apparaît comme une fonction de trois types de variables :

1 – Dans les pays développés, les gains de productivité ont généralement été compris entre 1 % et 2 % par an dans l'industrie ces dernières décennies ; mais ils sont sensiblement plus faibles dans les services. La productivité des ressources naturelles calculée par l'INSEE pour l'UE-15 varie autour de 1,3 % par an entre 1995 et 2004.

– la dynamique effective de la biodiversité et des services écosystémiques, qui dépend non seulement du projet évalué mais également des choix faits sur des sujets différents ou ailleurs et qui peuvent impacter cette dynamique ;
– le caractère plus ou moins substituable des services affectés, en rappelant que la substitution peut s'opérer à plusieurs niveaux (pour offrir le même service autrement ou pour offrir des services différents mais compensant les pertes de bien-être) et même avoir pour effet de rendre les services écosystémiques moins précieux ;
– les hypothèses sur l'évolution des préférences pour chaque service, qu'il concerne une demande locale, comme de nombreux usages récréatifs qui dépendent de la densité de population ou de ses caractéristiques en termes d'usage des espaces concernés, ou une demande plus large, comme la production de biens commercialisés ou la demande touristique.

Comme dans le cas du carbone, plus simple du fait de l'existence d'un indicateur unique, il faudrait envisager que cette dynamique de la demande fasse l'objet d'une modélisation appropriée permettant de justifier au cas par cas des évolutions différenciées des valeurs.

Si on prolonge les calculs sur la base simple d'un renchérissement annuel de 1 % et d'une actualisation à 4 % sur les 30 premières années, puis décroissant en suivant les préconisation du rapport Lebègue, on obtient une valeur totale actualisée égale à la valeur des services de l'année zéro (le moment où se réalisent les changements évalués) multipliée par 41,5. Vu l'imprécision avec laquelle les valeurs sont connues, ce facteur n'est pas significativement différent de 40. En supposant un renchérissement plus limité de 0,5 % annuel, ce facteur serait de 33 ; pour un renchérissement accéléré de 1,5 %, il faudrait multiplier par 60.

Le question de la fonction de stockage de carbone est spécifique car, en cas de conversion des terres, le service de fixation s'arrête *a priori* et l'on doit évaluer les unités non fixées en fonction de leur valeur tutélaire, telle qu'elle résulte pour la France du rapport de la commission Quinet. La fonction de stockage s'interrompt aussi, mais se traduit principalement par un déstockage massif au moment de la conversion (même si une partie du bois est utilisée dans des usages durables). Le plus simple est donc de valoriser le stock ainsi relâché à sa valeur tutélaire du moment où il s'opère.

5.2. Les massifs coralliens

Nous commencerons par cet exemple pour illustrer un cas extrême de milieu tropical emblématique et montrer les valeurs que peuvent prendre alors les services écosystémiques. On pourra d'ailleurs contester le fait de placer cette étude dans le cadre de la biodiversité « ordinaire ». Rappelons en effet que ces massifs coralliens sont des milieux souvent associés à des « points chauds » de la biodiversité, qu'ils sont fortement menacés par la quasi-totalité des facettes du changement global (pollution, réchauffement et montée des eaux, croissance démographique, introduction d'espèces, etc.) et que la France, qui abrite sur l'ensemble de ses territoires intertropicaux 10 % des massifs mondiaux, a une responsabilité particulièrement forte dans ce domaine.

Les données que nous présentons sont issues d'une compilation bibliographique récente du MEEDDAT (D4E, 2008), à laquelle nous renvoyons pour plus de détails. Le tableau 7-3 résume les fourchettes des diverses évaluations réalisées, les données étant rapportées à l'hectare de massif corallien. Il montre que, même si les services de prélèvement ont des valeurs notables (la pêche en particulier constitue la principale ressource alimentaire de certaines populations), ces services de prélèvement ne représentent qu'une faible partie de la valeur économique totale de ces milieux. Deux postes apparaissent particulièrement importants :

– la fonction de protection côtière, directement (rôle brise-vagues des récifs) ou indirectement, en permettant l'implantation des mangroves côtières ;
– la valorisation touristique, qui contribue souvent fortement au produit intérieur brut de nombreux États insulaires.

Tableau 7-3 : Estimations proposées dans la littérature pour les différents services écosystémiques des massifs coralliens
(en dollars 2007 par hectare)

Services	Valeur proposée
Services de prélèvement	
- Pêche	40 – 900 $
- Aquariophilie	1 – 10 $
- Aquaculture	1 – 65 $
- Matériaux de construction	10 – 270 $
Services de régulation	
- Protection côtière	8 – 40 000 $
- Biodiversité	1 – 660 $
- Traitement des eaux	75 – 100 $
Services culturels	
- Tourisme et services récréatifs	100 – 37 000 $
- Recherche et éducation	5 – 200 $
- Valeur d'existence et d'option	3 – 160 $
TOTAL	**1 000 – 17 700 $**

Source : MEEDDAT (2008)

En outre, comme le montre le tableau 7-4, ces postes présentent de grandes variations, liées en particulier à la densité des aménagements. Cette densité influe en effet à la fois sur la valeur des services de protection et sur la fréquentation touristique.

Tableau 7-4 : Estimation de la valeur économique des services de protection côtière et des services récréatifs (tourisme) des massifs coralliens

Site	Protection côtière	Valeur récréative	Référence citée*
Ensemble mondial	4 500	5 000	Costanza, 1997
Indonésie	250 – 7 000	83 – 13 400	Cesar, 1996
Philippines	100 – 2 000	-	White, 2000
Asie du Sud-Est	80 – 2 000	325 – 3 700	Burke, 2002
Sri Lanka	3 500 – 12 000	-	Cesar, 2003
Polynésie française	1 180	10 320	Charles, 2005
Îles Mariannes	1 860	-	Van Beukering, 2006
Galapagos	-	100	De Groot, 1992
Thailande	-	7 300	Seenprochawong, 2003
Caraïbes (Ste Lucie)	250	-	WRI, 2006
Caraïbes (St Johns)	-	37 000	Posner, 1981
Caraïbes	-	2 000	Chong, 2003

* Voir le rapport du MEEDDAT pour les références bibliographiques complètes de ces travaux.

Source : MEEDDAT, 2008, données en dollars 2007/ha/an

Dans le cas des massifs coralliens français, situés souvent dans des zones de forte fréquentation touristique (Polynésie, Caraïbes, Nouvelle-Calédonie), il apparaît légitime de retenir plutôt une valeur haute de la fourchette, de l'ordre de 5 000 à 10 000 €/ha/an, ce qui conduit à une valeur économique totale de plusieurs milliards d'euros par an. En comparaison, les 2,8 millions d'euros mobilisés depuis 2000 par le plan d'action IFRECOR pour une gestion durable des massifs coralliens apparaissent plus que justifiés.

En ce qui concerne les larges incertitudes sur la valeur des différents services, l'exemple qui va suivre va nous permettre d'en préciser quelques facteurs responsables.

5.3. Les zones humides

Nous disposons de trois méta-analyses des valeurs liées aux zones humides (ZH), aux services écologiques qu'elles procurent et à leur biodiversité : Brouwer *et al.* (1999), Woodward et Wui (2001) et surtout Brander *et al.* (2006), qui s'intéressent réellement à expliciter des valeurs empiriques et à analyser leurs facteurs de variation.

Ces analyses varient par leur champ géographique (zones tempérées, zones tropicales), par la gamme des services des ZH considérées, et finalement par la méthode utilisée (évaluation contingente, et de plus en plus, méthode des choix contingents). Le but est en général de donner une valeur standardisée, par exemple en euros par hectare et par an, ce qui est congruent avec l'objectif de cette expertise. Mais il peut aussi être de mesurer la contribution de diverses variables à la constitution de cette valeur moyenne. Ce qui permet alors, au moins en principe, d'extrapoler à tout projet analogue sans avoir à recommencer

l'analyse. Le développement des méthodes de modélisation des choix permet de mesurer de façon plus fine les facteurs de variation de la valeur, en intégrant notamment l'hétérogénéité des préférences, et l'interaction entre caractéristiques écologiques des ZH et modalités de leur gestion.

Le caractère éminemment évolutif et, par certains côtés, largement expérimental des méthodes d'évaluation conduit à une grande difficulté dans l'analyse des résultats. Par ailleurs, les méta-analyses disponibles sont porteuses d'un biais de sélection, car elles dépendent de la distribution des analyses de base, qui ne recouvre pas celle des ZH. Il peut enfin y avoir plusieurs analyses réalisées sur la même ZH, à des moments différents ou pour différents objectifs. Il est impératif de prendre en compte cet aspect évolutif avant toute utilisation dans un processus spécifique de décision.

Notons enfin que les études sont réalisées avec des méthodologies variées, qui rendent plus ou moins facile le calcul des valeurs à l'hectare. Ainsi, par exemple, les résultats des évaluations contingentes ou des choix contingents sont exprimés en CAP individuels. Pour les convertir en valeurs à l'hectare, il faut définir une population de référence, calculer la valeur agrégée correspondante et diviser par la taille de la ZH (qui n'est même pas systématiquement renseignée dans les articles).

L'analyse de Brander *et al.* (2006), une méta-analyse de 190 études ayant conduit à la détermination de 215 valeurs par tout l'éventail des méthodes disponibles (dont 91 à partir de prix de marché), est la plus riche, mais elle doit être lue avec discernement. Elle aboutit à une valeur moyenne des ZH de 2 800 USD_{1995} par hectare et par an, mais à une valeur médiane de seulement 150 $/ha/an ; soit, ramenée en euros 2008, une médiane de 170 euros pour une moyenne de plus 3 000 euros. Ce décalage est d'une importance inhabituelle et témoigne du caractère asymétrique de la distribution des valeurs (l'échantillon n'a pas de représentativité particulière, *a priori*). Il est légitime de penser que les sites d'intérêt particulier sont sur-représentés dans l'échantillon, ce qui tend à faire de la médiane un indicateur plus fiable de la perception spontanée que nous aurions de la valeur d'un hectare de ZH « ordinaire », c'est-à-dire ne comprenant pas d'élément extraordinaire.

Les valeurs des ZH européennes (23 valeurs, aucune en France) apparaissent, sans surprise (hauts PIB, hautes densités, milieux fortement anthropisés), parmi les plus hautes du monde (moyenne voisine de 10 000 €/ha/an, mais la médiane reste inférieure à 200 euros). En moyenne, pour les 13 études (sur 215) qui l'ont spécifiée, c'est la biodiversité qui obtient la plus haute valeur moyenne (19 000 €/ha/an) mais à peine 15 euros de valeur médiane, devant la qualité de l'eau et les aménités. L'utilisation de ces milieux pour l'approvisionnement en bois de feu ou en matière première atteint une moyenne plus faible (100 et 350 euros) mais des médianes plus « raisonnables » (tableau 7-5). On notera que ces études n'intègrent pas la question des gaz à effet de serre (fixation ou émission de CO_2, méthane, oxydes d'azote, etc.), alors que les zones humides jouent certainement dans ce domaine un rôle important.

Tableau 7-5 : Valeur moyenne et médiane des services écologiques des zones humides
(en dollars par hectare et par an)

Service	Nombre d'études	Médiane	Moyenne
Biodiversité	13	13	16 500
Valeur d'agrément	48	50	6 900
Bois de chauffage	18	18	70
Matériaux	32	32	270
Pêche récréative	36	36	2 100
Chasse récréative	50	50	1 420
Habitats et nurseries	67	68	1 820
Qualité de l'eau	25	28	7 300
Fourniture d'eau	18	18	1 300
Protection contre les inondations	26	25	3 900

Source : d'après Brander et al.*, 2006*

On dispose en France métropolitaine de quelques études fondées essentiellement sur le CAP pour atteindre le bon état écologique des milieux aquatiques. Ainsi, une étude auprès des personnes habitant autour d'une section de 70 km du Loir (Sarthe) indique que le passage au bon état aurait une valeur de 760 000 à 1 million d'euros par an, soit entre 11 000 et 14 000 €/km (D4E, 2006), cette valeur incluant la valeur patrimoniale pour les non-usagers du cours d'eau (entre 186 000 et 287 000 euros par an). Une étude similaire déjà évoquée (voir chapitre 5, section 4.) sur une section de 25 km du Gardon aval (D4E, 2007c), qui intègre également la valeur patrimoniale pour les non-usagers du cours d'eau, fournit une valeur sensiblement plus élevée (2,86 millions d'euros par an, soit 110 000 €/km x an). Pour ces deux études, les consentements à payer formulés par des personnes interrogées sont relativement proches (entre 15 et 35 €/ménage/an) mais la taille de la population se situant dans le périmètre d'influence de chacune des rivières n'est que de 28 000 ménages pour le Loir alors qu'elle est de 100 000 pour le Gardon, ce qui explique les écarts dans les bénéfices agrégés.

En retenant par exemple une largeur moyenne « récréative » de 20 mètres (incluant les berges) pour ces cours d'eau, on aurait donc un CAP de l'ordre de 5 000 à 50 000 €/ha/an.

Le ministère de l'Écologie a également mené trois études sur des zones humides visant à mesurer le consentement à payer des populations riveraines pour participer à leur préservation. Deux études mettant en œuvre la méthode d'évaluation contingente ont été menées sur des zones humides très fréquentées pour les activités récréatives et l'observation des oiseaux : l'une en 2003 sur le lac du Der, en Champagne-Ardenne, et l'autre en 2005 sur l'estuaire de l'Orne, près de Caen. Une troisième étude, réalisée en 2005, a mis en œuvre la méthode d'expériences de choix sur le site Natura 2000 des marais de l'Erdre, près de Nantes. Différents programmes de protection du site ont été proposés aux enquêtés, ce qui a permis de mesurer plus finement les préférences des riverains, qui s'avèrent beaucoup plus sensibles à la protection des espèces protégées et à

l'entretien des berges des rivières qu'à l'entretien des canaux et des prairies. Plus récemment, Beaumais *et al.* (2008) se sont intéressés aux zones humides de l'estuaire de la Seine, soumises à de fortes pressions en termes d'urbanisation, d'agrandissement des ports et d'industrialisation. Les résultats de ces quatre études sont synthétisés dans le tableau 7-6.

Tableau 7-6 : Estimation des consentements à payer des riverains pour quatre zones humides

Milieu	Méthode utilisée	CAP /an x ménage	Taille de la population concernée	Superficie de la ZH étudiée	CAP/ha/an
Lac du Der	Évaluation contingente	30-33 $€_{2003}$ (CAP moyen)	117 000 habitants dans les communes à proximité du lac du Der, soit environ 46 600 ménages	4 800 ha (superficie du plan d'eau)	291-320 $€_{2003}$
Estuaire de l'Orne	Évaluation contingente	30-66 $€_{2003}$ (CAP moyen)	13 500 habitants des 5 communes situées à moins de 20 km du site, soit environ 5 400 ménages	900 ha	179-394 $€_{2003}$
Marais de l'Erdre	Expériences de choix	34 $€_{2005}$ (CAP moyen pour passer d'une protection moyennement ambitieuse à ambitieuse)	22 555 ménages habitant dans les 7 communes riveraines des marais de l'Erdre	2 500 ha	307 $€_{2005}$ (CAP moyen pour passer d'une protection moyennement ambitieuse à ambitieuse)
Estuaire de la Seine	Évaluation contingente	18-46 $€_{2008}$ (CAP moyen) 14-44 $€_{2008}$ (CAP médian)	1,17 million de personnes habitant l'estuaire de la Seine, soit environ 500 000 ménages	14 000 ha	659-1 652 $€_{2008}$ (CAP moyen) 517-1 563 $€_{2008}$ (CAP médian)

Source : CAS, Groupe biodiversité

À nouveau, alors que les montants de consentement à payer exprimés par les enquêtés sont relativement proches dans les quatre études, autour de 30 euros, cet exemple montre à quel point la définition de la population concernée, c'est-à-dire du périmètre d'influence d'un espace naturel, impacte l'estimation d'un consentement à payer rapporté à l'hectare.

5.4. Le cas des services des forêts tempérées

Comme nous l'avons indiqué, les forêts tempérées semblent constituer, en termes de services écosystémiques, un point intermédiaire entre les extrêmes que représentent, au bas de l'échelle, les milieux consacrés à des monocultures intensives et, au sommet, les milieux tropicaux à forte biodiversité, comme les mangroves. Bien que moins étudiées que les forêts tropicales, elles ont fait l'objet d'assez nombreux travaux, qui, souvent, regroupent hélas forêts

méditerranéennes, tempérées et boréales. Nous renvoyons en particulier aux compilations de Krieger (2001), Pearce (2001), Turner *et al.* (2003), Brahic et Terreaux (à paraître) et au récent rapport de Mullan et Kontoleon (2008) utilisé par l'UE pour le rapport intérimaire déjà évoqué. Il est donc possible de discuter dans ce cas des incertitudes sur l'estimation de la valeur des différents services et de l'origine de ces incertitudes. C'est pourquoi nous nous proposons d'appliquer les analyses précédentes au cas des forêts tempérées françaises, pour lesquelles on dispose en outre de quelques études couvrant plusieurs services (MAP, 2006 ; IFEN, 2005 ; FPF, 2008 ; MEEDDAT, 2008). Il s'agit de voir jusqu'où il est possible d'aller dans l'estimation de valeurs de référence pour de tels écosystèmes, dans une approche coût/avantages.

Une étude similaire serait réalisable pour les forêts tropicales des départements et territoires d'Outre-mer, à partir d'une analyse critique des nombreux travaux disponibles.

Ces valeurs de référence « élémentaires », fondées sur l'état actuel des connaissances, constituent à notre avis le « point d'entrée » d'un processus de fixation de valeurs de référence globales, processus que nous discuterons plus loin.

a. Analyse globale

Le tableau 7-7 résume un certain nombre d'analyses globales distinguant strictement la valeur du bois (et des fourrages dans le cas des forêts pâturées) et les autres valeurs associées à ces écosystèmes.

Tableau 7-7 : Valeur des services écosystémiques pour différentes forêts méditerranéennes, tempérées ou boréales
(en dollars, euros ou livres par hectare et par an)

Pays	Type	Valeur bois	Autres	Références
1. Turquie	Médit.	Non	61,5 $	OCDE, 2001
2. Turquie	Médit.	indiq.	6 $	MEA, 2005*
3. Syrie	Médit.	33 $	86 $	*Id.*
4. Croatie	Médit.	2 $	118 $	*Id.*
5. Italie	Médit.	131 $	161 $	*Id.*
6. Tunisie	Médit.	88 $	59 $	*Id.*
7. Algérie	Médit.	82 $	20 $	*Id.*
8. Portugal	Médit.	20 $	186 $	*Id.*
9. Maroc	Médit.	147 $	19 $	*Id.*
10. France	Médit.	49 $	215 €	MEEDDAT, 2008
11. Scandinavie	Boréale	25 €	35-50 $	Turner *et al.*, 2003
12. Canada	Boréale	45-85 $	41 $	Anielski et Wilson, 2005
13. Non précisé	Temp./Bor.	49 $	277 $	Costanza *et al.*, 1997
14. Suisse	Tempérée	25 $	1 867-3 846 €	Rauch, 1994 ; Alfter, 1998
15. Grande-Bretagne	Tempérée	218 €	349 £	Willis *et al.*, 2003

* N.B. : pour les études présentées par le MEA, les estimations sont tirées du graphique car nous n'avons pu trouver les données numériques exactes de ces études.

Source : CAS, Groupe biodiversité

En ce qui concerne le bois, les documents ne précisent pas toujours s'il s'agit de la valeur sur pied (qui représente au sens strict la valeur du service écosystémique) ou de la valeur de commercialisation après exploitation. Nous reviendrons ultérieurement sur ce point. Nous n'avons fait figurer dans ce tableau que les travaux qui réalisent explicitement une sommation des différents services. Nous mobiliserons ultérieurement d'autres travaux pour des services particuliers.

La dispersion de ces valeurs est assez forte, notamment parce que les études sont plus ou moins exhaustives sur les services écosystémiques étudiés. On observe cependant fréquemment que les valeurs autres que les productions directes de bois et fourrages sont voisines, voire nettement supérieures à celles associées à ces productions.

Nous allons maintenant raffiner l'analyse, en nous focalisant sur le cas des forêts françaises et en suivant la typologie des services proposés par le *Millennium Ecosystem Assessment*, c'est-à-dire les services de prélèvement, les services de régulation et les services culturels. On trouvera dans Stenger *et al.* (2009) une description commentée de ces services adaptée aux écosystèmes forestiers. **Nous indiquerons également les données disponibles sur le rôle de la biodiversité dans la modulation de chacun de ces services.**

b. Les services de prélèvement

La production de bois

En 2007, la forêt française couvrait 15 millions d'hectares et il a été récolté 59 millions de m^3 (dont 22 millions autoconsommés), soit une récolte moyenne de 4 m^3/ha/an (FPF, 2008). Cette valeur de 3 à 4 m^3/ha/an peut être considérée comme assez stable (Lebreton et Valleuri, 2004 ; IFEN, 2005) mais on considère aujourd'hui qu'elle ne représente qu'une partie de l'accroissement annuel du volume de bois sur pied, estimé selon les méthodes entre 103[1] et 135 millions[2] de m^3. Un taux d'exploitation plus élevé serait donc possible et est d'ailleurs envisagé, mais il se heurte à de nombreuses difficultés tant techniques qu'économiques (accessibilité et coûts d'exploitation ou de transaction) et sociales (affectivité des propriétaires, structures foncières) et nous retiendrons donc cette valeur de 4 m^3/ha/an. Cette valeur moyenne s'inscrit dans une fourchette très large (la forêt des Landes peut atteindre par exemple des productions de 10 m^3/ha/an) et devra donc être adaptée aux différents contextes régionaux.

En termes financiers, les prix varient beaucoup selon les essences (de plus de 100 €/m^3 pour des chênes à moins de 30 €/m^3 pour des pins maritimes). MAP (2006) donne une valeur annuelle après exploitation de 1,68 milliard d'euros pour le bois commercialisé dans la période 1998-2002 pour un volume de 38 millions de m^3, soit une moyenne de 44,2 €/m^3 (55,8 €/m^3 pour le bois d'œuvre, 20,8 €/m^3 pour le bois d'industrie, 32,3 €/m^3 pour le bois de feu). Si l'on valorise les 22 millions de m^3 autoconsommés au prix du bois de feu commercialisé, **on**

1 – Inventaire forestier national, qui mesure l'accroissement en volume de la tige principale, depuis la souche jusqu'au diamètre de 7,5 cm.
2 – Étude AFOCEL 2007 prenant en compte l'ensemble de la biomasse ligneuse aérienne susceptible d'être récoltée, y compris les branches secondaires.

aboutit à une valeur totale de la production de 2,4 milliards d'euros, soit 160 €/ha en valeur 2002.

Cependant, ces valeurs intègrent des coûts d'exploitation, que l'on peut estimer de 20 à 25 €/m^3 (Michel Badré, communication personnelle) et il serait plus pertinent d'estimer le service écologique au sens strict en se limitant à la seule valeur du bois sur pied. Montagné et Niedzwiedz (2007) annoncent pour 2003 un prix moyen sur pied de 24,9 €/m^3 pour le bois commercialisé et estiment à 8,2 €/m^3 la valeur du bois non commercialisé. **En appliquant ces valeurs, la production totale tombe à 1,13 milliard d'euros, soit 75 €/ha.**

Nous retiendrons cette dernière estimation, mais il nous semble souhaitable de mentionner également la valeur après exploitation, dans un souci d'homogénéité tant avec les autres services de prélèvement forestier, qui sont estimés comme nous le verrons au prix du marché (et donc en incluant les frais de récolte), qu'avec les services de prélèvement d'autres écosystèmes comme la pêche, pour lesquels la notion de « prix sur pied » n'a pas d'équivalent. Retenons qu'il s'agit d'un point méthodologique rarement évoqué et à clarifier.

Pour optimiser ce service, on pourrait penser que le choix d'une essence performante est préférable à l'utilisation d'un peuplement diversifié et que la biodiversité ne joue donc qu'un rôle négligeable, voire négatif. Il faut cependant corriger cette vision par deux remarques : d'une part, **la plantation d'essences adaptées aux différentes situations pédo-climatiques actuelles et, surtout, à venir (espèces ou variétés au sein de l'espèce) suppose justement de s'appuyer sur la biodiversité existante et d'en connaître les caractéristiques**. Ainsi, lors de l'hiver 1985, 100 000 ha de pins d'origine portugaise ont gelé dans les Landes : il s'agissait sans doute d'une population intéressante en termes de productivité mais plus sensible au froid que la population locale et les producteurs n'avaient pas anticipé cet hiver extrême. De même, la sécherie administrative de graines forestières de La Chaise-Dieu, après la dernière guerre, vendait des graines de « pin sylvestre race noble d'Auvergne » dont les cônes avaient été achetés à des bergers des Causses, où la cueillette était effectivement beaucoup plus aisée que sur les hautes tiges des massifs cristallins. Les plantations de pin sylvestre en portent parfois encore la tare (Yves Poss, communication personnelle). D'autre part, **la supériorité d'un peuplement homogène n'est parfois valable qu'à court terme et dans un environnement stable** et ce choix peut se révéler désastreux lorsqu'il advient des événements imprévus. On peut faire ce raisonnement pour les attaques d'insectes ravageurs, qui seront limitées s'il existe un peuplement d'oiseaux diversifié, lui-même lié à un peuplement d'arbres présentant une plus grande diversité d'espèces et de classes d'âge. Ainsi, l'étude 12 indique une estimation de 18,2 USD/ha/an (valeur 2002) comme effet bénéfique de la prédation par les oiseaux des chenilles dévastatrices de conifères aux États-Unis. On trouvera également dans Jactel et Brockerhoff (2007) une méta-analyse d'une centaine de publications relatives à cet effet protecteur de la biodiversité.

Les produits forestiers de cueillette

Entrent dans cette catégorie les cueillettes diverses (fruits, fleurs, champignons, collecte de bois mort) mais aussi la chasse. Ces produits peuvent ou non faire l'objet de commercialisation, d'où la difficulté de les estimer précisément. Selon les cas, ces services sont estimés séparément, globalement ou intégrés à la notion de valeur récréative pour éviter les problèmes de double compte. Le tableau 7-8 présente quelques estimations de la littérature.

Les valeurs obtenues apparaissent relativement cohérentes, même si de fortes variations locales, attestées par de nombreux conflits d'usage, existent vraisemblablement (notamment pour la chasse et les champignons).

À noter que pour les champignons, l'estimation ne concerne que les truffes, cèpes et girolles et ne porte que sur les quantités commercialisées (3 000 à 4 000 tonnes selon les années). Une enquête téléphonique réalisée en 2002 (MAP, 2006) évaluait la cueillette destinée à l'autoconsommation à 12 650 tonnes. S'y ajoutaient 4 360 tonnes de fruits (châtaignes à 80 %) et 330 tonnes de fleurs et autres éléments décoratifs.

Tableau 7-8 : Estimation de la valeur des prélèvements de produits non ligneux (en dollars ou euros par hectare et par an)

Pays	Dénomination	Valeur	Référence
Turquie	Produits forestiers non ligneux	18,4 $	OCDE, 2001
Canada	Produits forestiers non ligneux	2,4 $	Anielski et Wilson, 2005
Scandinavie	Produits de cueillette	10,15 $	Turner *et al.*, 2003
Suisse	Produits végétaux de cueillette Chasse	22 € 5 à 7 €	Rauch, 1994 ; Alfter, 1998
France (médit.)	Produits forestiers non ligneux Chasse	7 € 5,8 €	MEEDDAT, 2008
France (global)	Produits végétaux Chasse Menus produits (truffes, chasse, etc.) Miel forestier Champignons* Produits de la chasse Location de chasse (forêts privées)** Location de chasse (forêts domaniales)***	7,6 € 5,8 € 7,3 € 1,3 à 2 € 0,7 à 1,3 € 4 € 19 € 17 €	IFEN, 2005 *Id.* Montagné *et al.*, 2007 MAP, 2006 *Id.* *Id.* FPF, 2008 MAP, 2006

Source : CAS, Groupe biodiversité

* Ce chiffre ne concerne que les quantités mises en marché.
** Cette étude porte sur la forêt privée, dont seulement 11 % est louée pour la chasse. Le chiffre obtenu (24 millions d'euros pour 1,28 million d'hectares loués) ne peut donc être étendu sans précautions à l'ensemble de la forêt française.
*** 31,4 millions d'euros pour une surface totale de 1,82 million d'hectares de forêt domaniale. L'étude ne précise pas si toute cette surface fait l'objet de location.

En ce qui concerne la chasse, les valeurs peuvent varier considérablement selon les activités prises en compte. Si on considère la chasse comme un service d'approvisionnement, il convient d'estimer la seule valeur commerciale du gibier chassé. MAP (2006) propose une estimation de 61 millions d'euros pour le seul

gros gibier[1], d'où le chiffre de 4 €/ha/an. **Mais il nous semble plus adéquat, dans le contexte français, de considérer plutôt la chasse comme une activité sportive et récréative et de l'évaluer ultérieurement dans les services culturels**. En effet, c'est parce que le gibier est sauvage (ou « mis en scène » comme tel dans le cas des repeuplements) que les chasseurs, plutôt que de l'acquérir sur le marché, acceptent d'engager des dépenses spécifiques pour se le procurer. Il s'agit donc bien de création de valeur économique induite par les services écosystémiques. La question est différente[2] des services d'approvisionnement comme le bois, pour lequel les utilisateurs ne consentent que les strictes dépenses nécessaires à son acquisition, et sont prêts à recourir à d'autres matériaux en fonction des prix relatifs.

En première approximation, il semble donc possible de retenir pour ces services de cueillette (hors chasse mais intégrant l'autoconsommation des autres produits forestiers) une valeur de référence pour la France de 10 à 15 €/ha/an.

Le rôle de la biodiversité dans la production de ces services est assez évident, puisqu'il conditionne la diversité même des produits recherchés.

c. Les services de régulation

Nous examinerons plus particulièrement les aspects liés au stockage du carbone, au cycle de l'eau, aux fonctions de protection et à la préservation des habitats et de la biodiversité.

Le stockage du carbone

Le tableau 7-9 présente les résultats de quelques études disponibles. Elles concernent essentiellement l'absorption du CO_2 (nous évoquerons plus loin le rôle des forêts dans la modulation des teneurs atmosphériques d'autres gaz). **Les valeurs apparaissent relativement dispersées, mais il convient de distinguer les dimensions biologique et économique du phénomène :**

– sur un plan biologique, la fixation nette de carbone dans les forêts tempérées et boréales de l'hémisphère Nord a fait l'objet de nombreuses études, en particulier celle, récente, de Magnani *et al.* (2007). Elle peut varier de – 3 à + 6 tonnes de carbone par hectare et par an selon l'âge de la forêt, la latitude (avec un maximum pour les latitudes françaises, voir tableau) les espèces forestières et l'importance des apports d'azote atmosphérique. Pour les forêts françaises, **la valeur moyenne d'une tonne de carbone (soit 3,6 tonnes de CO_2) par hectare et par an est généralement avancée**, avec une tendance à l'augmentation due à une sous-exploitation du bois sur pied et à un surcroît de croissance des arbres au cours des dernières décennies, dans lequel les apports atmosphériques d'azote jouent sans doute une grande part (Dupouey *et al.*, 2002 ; IFEN, 2005 ; ONF, 2006). Ainsi, la dernière valeur déclarée par la France dans le cadre du protocole de Kyoto était de

1 – Cerf, chevreuil et sanglier, soit au total environ 23 000 tonnes en 2002-2003, y compris l'autoconsommation, avec une valeur de vente moyenne en gros estimée à 2,64 €/kg.
2 – L'analogie serait possible s'il existait des bûcherons amateurs, qui dépenseraient des sommes importantes pour se livrer à leur sport favori !

66,87 millions de tonnes de CO_2 en 2006 pour l'ensemble des forêts métropolitaines[1], soit 1,2 tonne de carbone par hectare.

En outre, **il convient de considérer non seulement le flux annuel de fixation mais également la fonction de stockage à long terme**. En effet, une partie importante du carbone absorbé n'est pas remobilisée immédiatement (comme ce serait le cas par exemple pour des agrocarburants) mais stockée soit dans la partie aérienne, soit dans la partie souterraine des forêts, beaucoup plus développée dans les forêts tempérées que dans les forêts tropicales. On estime ce stock à environ 150 t/ha (MAP, 2006), dont environ deux tiers pour la partie souterraine[2]. Comme indiqué dans les options méthodologiques (voir chapitre 7, section 5.1.), il est donc légitime de valoriser ce capital stocké[3], en considérant qu'il s'agit d'une fonction de protection qui contribue à retarder l'effet de serre. Il est difficile d'estimer précisément la fraction de ce capital stocké à très long terme (au moins 30 ans). C'est sans doute le cas de la majeure partie du carbone souterrain (en l'absence de déforestation) et d'une partie notable du carbone aérien, dont au moins 20 % restera en outre immobilisé après récolte comme bois massif, de placage ou pour des panneaux reconstitués[4] (FPF, 2008). **En prenant respectivement 25 % et 75 % comme taux d'immobilisation à long terme des stocks de carbone aérien et souterrain, on aboutit à un stock à valoriser à long terme d'environ 90 t/ha ;**

Tableau 7-9 : Valeur de la fixation du carbone par la forêt, sols compris
(en dollars ou euros par hectare et par an)

Étude	Valeur	Référence
Turquie	26 $	OCDE, 2001
France (médit.)	24 €	MEEDDAT, 2008
France (global)	22 à 150 €	IFEN, 2005
Europe latitude 35-45	29 $	UE, 2008
Europe latitude 45-55	51 $	*Id.*
Europe latitude 55-65	19 $	*Id.*
Europe latitude 65-71	10 $	*Id.*
Canada	6,1 $	Anielski et Wilson, 2005
Scandinavie	10 à 15 $	Turner *et al.*, 2003
États-Unis	44 $	Dunkiel et Sugarman (1998, *in* Krieger, 2001)
États-Unis	29 $	Loomis et Richardson (2000, *in* Krieger, 2001)
États-Unis	28 $	Pimentel *et al.* (1997, *in* Krieger, 2001)

Source : CAS, Groupe biodiversité

1 – Hors extension des surfaces forestières.
2 – Dupouey *et al.* (2002) indiquent la répartition suivante : 32 % pour le bois fort et les branches, 2 % pour les feuilles, 2 % pour le sous-étage (arbustes) et le bois mort, 6 % pour la litière, 7 % pour les racines et 51 % pour le sol.
3 – Il s'agit bien d'un service écologique, dans la mesure où ce stockage continue à dépendre de l'activité biologique de la forêt, ce qui est le cas pour le carbone aussi bien aérien que souterrain, rapidement remobilisé si l'on coupe la forêt. Le raisonnement n'est bien sûr pas valable pour le carbone fossile (pétrole et charbon mais également calcaire).
4 – Nous ne traiterons pas ici du débat complexe entre ceux prônant le stockage *in situ*, via un rallongement des cycles d'exploitation, et les partisans du stockage *ex situ*, via une utilisation plus forte du matériaux bois pour des usages de longue durée, en particulier parce que le stockage *ex situ*, s'il peut être considéré comme un service, ne constitue pas un service écologique.

– sur un plan économique, la tonne de CO_2 est valorisée de manière variable et pas toujours explicite. L'étude canadienne propose 10,1 dollars, les études aux États-Unis retiennent 18 dollars, l'étude britannique (Willis *et al.*, 2003) annonce des valeurs extrêmement faibles (1,8 à 3,6 £[1]) et l'étude française de l'IFEN explore une gamme allant de la plus faible valeur enregistrée sur les marchés de quotas (6 euros) à une valeur maximale de 40 euros. **Comme nous avons opté pour une approche coût/avantages, il conviendrait de prendre comme référence l'estimation des dommages liés à une tonne de CO_2 émise dans l'atmosphère**. Ainsi que nous l'avons indiqué précédemment, le rapport Stern (voir CAS, 2008) propose trois valeurs, selon les politiques menées pour stabiliser la concentration atmosphérique du CO_2 : 85 dollars en l'absence de toute politique de limitation, 30 dollars pour une stabilisation à 550 ppm, 25 dollars pour une stabilisation à 450 ppm. Suite à cette étude, le Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) a proposé au gouvernement britannique une valeur de 26 livres par tonne.

Nous avons vu cependant que cette estimation par l'analyse coût/avantages faisait l'objet de nombreuses critiques (voir section 1.4.), ce qui a conduit le CAS à proposer une approche coût/efficacité (Quinet, 2008), aboutissant à une valeur tutélaire de 100 $€_{2008}$ en 2030, avec une estimation de départ de 32 euros pour 2008. Outre la pertinence des critiques précédentes, il nous a donc semblé préférable de retenir cette valeur, ne serait-ce que dans un souci de cohérence avec d'autres volets du calcul socioéconomique (estimation de la pollution) qui utiliseront cette valeur de référence.

Enfin, une approche par les coûts de remplacement du service pourrait être envisagée, en considérant le coût de fixation à long terme du CO_2 par d'autres méthodes, en particulier le stockage géologique profond. On trouve dans la littérature[2] des valeurs de 40 à 70 €/t, c'est-à-dire plutôt supérieures à la valeur de référence que nous proposons, mais les aspects tant techniques qu'économiques de ces méthodes de stockage sont en forte évolution et ces valeurs sont donc à prendre avec prudence.

On notera que toutes ces approches prévoient en outre une augmentation importante de ces valeurs, pouvant atteindre 50 à 100 €/t à l'horizon 2030 et 150 à 350 €/t en 2050.

En retenant cette valeur de 32 €/t, la fonction de fixation serait valorisée en 2008 à 115 €/ha/an.

En ce qui concerne la fonction de stockage, la valorisation dépend principalement du taux de rémunération retenu pour ce capital immobilisé. Considérant qu'il s'agissait d'estimer le prix que l'on accorde à retarder un dommage donné, et donc d'estimer une préférence pour le présent, le groupe propose de prendre un taux de rémunération annuel à court et moyen terme identique au taux d'actualisation aujourd'hui admis, soit 4 %. Avec cette hypothèse, on obtient une valeur de 414 €/ha/an soit 529 €/ha/an pour le cumul des fonctions de fixation et de stockage, avec une perspective de 800 à 1 600 euros à l'horizon 2030. Si l'on souhaite donner une pondération plus faible à cette fonction de

1 – Il y a peut-être dans cette étude une confusion entre tonne de carbone et tonne de CO_2.
2 – Voir par exemple le site du ministère de l'Industrie.

protection, par exemple un taux de rémunération de seulement 2 % – qui nous semble un minimum –, on obtient une valeur de 322 €/ha/an pour ce service.

Une autre approche de ce taux peut se fonder sur la vitesse de minéralisation du carbone après élimination d'un couvert végétal permanent. Soussana *et al.* (2004) proposent une valeur de 0,95 t/ha/an pendant 20 ans pour le carbone du sol des prairies, soit environ 2 % par an. Si l'on suppose une valeur plus forte pour le carbone aérien, on retrouve cette fourchette de 2 % à 4 %.

En ce qui concerne l'effet de la biodiversité sur cette fixation de carbone, nous renvoyons aux réflexions précédentes sur la production de bois. On retrouve en particulier l'effet bénéfique de la biodiversité dans l'analyse de Bolker *et al.* (1995), qui modélise l'effet du réchauffement climatique selon que le peuplement est monospécifique ou constitué d'essences variées et donc susceptible de modifier progressivement sa composition sur le long terme (50 à 150 ans). Cette capacité d'adaptation des peuplements composites[1] conduit à terme à un gain de l'ordre de 30 %, en termes de capacité de fixation du carbone, par rapport à un peuplement monospécifique.

Autres gaz atmosphériques

Outre le CO_2, les écosystèmes jouent un rôle majeur dans la régulation de la quasi-totalité des gaz de l'atmosphère (oxygène et ozone, azote sous ses différentes formes, méthane, vapeur d'eau, etc.), en particulier sur des gaz comme le méthane pouvant contribuer, à quantité donnée, beaucoup plus que le CO_2 à l'effet de serre. Cependant, avant d'envisager une estimation économique, il conviendrait de préciser les bilans quantitatifs et leur origine. Ainsi, dans le cas du méthane, on évoque souvent le rôle des ruminants ou des rizières mais d'autres sources sont possibles, comme certains invertébrés ayant des fermentations digestives méthanogènes (termites, mollusques) ou, peut-être, les végétaux dans certaines conditions (voir le récent débat lancé par l'article de Keppler *et al.,* 2006, mettant en évidence des émissions de méthane par les feuilles des plantes terrestres).

Un cas intéressant à évoquer est celui de l'oxygène, car **il permet d'illustrer l'écart important pouvant exister entre deux méthodes d'estimation, en l'occurrence une approche par la « fonction de production » et une approche par les coûts de remplacement.**

En effet, toute fixation d'une molécule de CO_2 s'accompagne de la dissociation par photolyse d'une molécule d'eau, et donc d'une libération d'une molécule d'oxygène. Ceci entraîne une production de 2,7 tonnes d'oxygène par tonne de carbone fixé.

Une approche par la fonction de production conduit à estimer les conséquences d'une diminution de cette activité photosynthétique sur la teneur en oxygène de l'atmosphère, et les conséquences économiques éventuelles d'une réduction éventuelle de cette teneur. **Dans ce cas, on peut légitimement négliger cette fonction.** On estime en effet que, même dans l'hypothèse extrême d'un arrêt total de la photosynthèse, conduisant en une vingtaine d'années à une

1 – Des peuplements à l'origine monospécifique peuvent également s'enrichir progressivement, comme le montre l'évolution des boisements de Pin noir utilisés pour la restauration des terrains en montagne (Y. Poss, communication personnelle).

oxydation de la quasi-totalité du carbone organique de surface (dont celui de notre propre espèce), la teneur atmosphérique en oxygène ne baisserait que de 1 %. Il faudrait ensuite environ 4 millions d'années pour que tout cet oxygène soit épuisé par oxydation des métaux des roches[1] (Rasool, 1993).

Une approche par les coûts de substitution fournit en revanche, dans l'état actuel des techniques, des valeurs élevées. Pour obtenir l'équivalent de la photolyse de l'eau, on peut recourir à l'électrolyse ou à la thermolyse à haute température[2]. Dans le cas de l'électrolyse, en se limitant au seul coût énergétique de dissociation de la molécule d'eau (282 kJ/mole), on estime à 5 kWh par kg d'oxygène produit la dépense minimale d'électricité nécessaire (source : site de la Société française de chimie), soit 13 500 kWh pour les 2,7 tonnes que produit un hectare de forêts. **Même au prix de revient affiché de l'électricité française, soit environ 0,05 €/kWh, on obtiendrait un coût du service de substitution de 675 €/ha/an. Ce calcul n'est cependant qu'indicatif et très théorique car, s'il fallait développer concrètement cette activité, on pourrait valoriser fortement le co-produit, à savoir l'hydrogène, et utiliser des kilowattheures de période creuse à très faible coût. Mais il permet de sensibiliser à d'autres aspects que le seul cycle du carbone.**

Le cycle de l'eau

Outre la fixation du carbone, une fonction importante des forêts, souvent évoquée, est leur rôle dans la régulation du cycle de l'eau et la production d'une eau de qualité.

Sur un plan quantitatif, Krieger (2001) cite une étude du service des forêts des États-Unis, qui estime que les forêts nationales, qui représentent une surface de 76,9 millions d'hectares[3], « produisent » environ 8 600 m^3/ha/an d'une eau de qualité, qui pourrait être valorisée à 41 dollars pour 1 000 m^3 si elle était entièrement consommée. Ceci représenterait donc un service de l'ordre de 354 $ /ha/an.

En affinant l'analyse, il propose de distinguer l'eau consommée, soit environ 6 % de ce total et de la valoriser à 32 dollars pour 1 000 m^3, ce qui représenterait un service d'environ 20 $ /ha/an. Mais il considère que l'eau non consommée contribue au débit des rivières et donc à leur fonction d'accueil de la biodiversité, à leur attractivité touristique (pêche, sports nautiques) ou à d'autres usages (irrigation, production hydroélectrique) et indique des valeurs allant de 0,8 à 36,5 dollars pour 1 000 m^3 pour ces différents usages (utilisant les méthodes d'évaluation contingente, de coût de déplacement ou de valeur économique marginale de l'augmentation des débits), ce qui fournirait une valorisation additionnelle allant de 7 à 390 $ /ha/an.

1 – Cette inertie est due au fait que l'oxygène atmosphérique s'est accumulé surtout en raison de l'immobilisation du CO_2 dans les roches carbonatées et que ce stockage est stable à très long terme.
2 – La production industrielle d'oxygène utilise principalement des méthodes moins coûteuses comme la distillation fractionnée d'air liquéfié, mais ces méthodes ne produisent pas réellement d'oxygène, elles séparent seulement les constituants de l'atmosphère.
3 – Cette étude utilise les unités américaines (*acre* pour les surfaces, *acre-foot* pour les volumes). Nous espérons avoir converti correctement ces unités !

En ce qui concerne la France, la « production utile moyenne » d'eau du territoire est d'environ 3 200 m^3/ha/an, soit 36 % de la pluviométrie moyenne[1] (le reste représentant l'évapo-transpiration). Nous n'avons pas trouvé de chiffre spécifique pour les forêts mais l'on peut supposer un chiffre voisin, voire supérieur du fait de la localisation majoritaire des forêts dans des zones de plus forte pluviométrie. **Cependant, nous proposons de ne pas retenir cette démarche de valorisation globale et de renvoyer à des études spécifiques. Cette proposition nous semble justifiée pour plusieurs raisons :**

- tout d'abord, **en termes de bilan hydrologique annuel, il faudrait ne valoriser en toute rigueur que le surplus d'eau apporté par les forêts par rapport à un autre usage des sols**. Cet effet positif de la couverture forestière sur la pluviométrie locale ou régionale, même s'il est souvent évoqué et semble admis dans son principe, au moins pour les forêts tropicales humides[2], demeure très controversé et difficile à quantifier. Certains considèrent même que la plus forte évapo-transpiration des forêts ferait plus qu'annuler l'effet positif éventuel sur les précipitations, conduisant à un bilan hydrologique moindre que pour des prairies ou des zones cultivées (Willis *et al.,* 2003). En particulier, l'enracinement plus profond des arbres permet de maintenir une forte évapo-transpiration estivale et peut accentuer de ce fait l'ampleur et la durée des étiages. Cela signifie qu'un changement d'usage d'un territoire ne modifiera que marginalement la valeur de cette fonction et qu'il est donc inutile de l'évaluer précisément ;
- **les données sur la régulation du cycle de l'eau (écrêtage des crues, soutien des étiages) risquent d'être pris en compte dans l'évaluation d'autres fonctions**, notamment celles qui porteront sur la valeur récréative des forêts et des plans d'eau[3] ou sur la fonction de protection. On peut cependant envisager des valorisations spécifiques de cet effet d'étalement de l'hydrogramme (répartition des débits au cours de l'année). Ainsi, Guo *et al.* (2000) ont calculé le surplus de production électrique lié à cet étalement[4] pour un barrage sur le Yang-Tsé. Le bassin versant est dans ce cas recouvert à 98 % par des forêts et des zones de buissons et les auteurs estiment à 170 kWh/ha/an (soit 2,6 USD) l'effet positif de ce couvert[5]. À noter que les forêts mixtes auraient le rôle le plus favorable, suivies des forêts de conifères et des zones de buissons, et que ces forêts mixtes seraient environ 15 fois plus efficaces que les sols cultivés pour assurer cette fonction ;
- enfin, à une échelle plus large, **ces services risquent d'être également attribués aux écosystèmes aquatiques concernés**, ce qui générera des problèmes de double compte. Pour ce dernier point, il nous semble cependant légitime de continuer à affecter ce service aux forêts (quitte à être attentif

1 – La pluviométrie moyenne annuelle sur 50 ans est de 889 mm, soit 486 milliards de m^3 pour l'ensemble du territoire métropolitain.
2 – Plus généralement, on admet le phénomène pour de grands massifs forestiers pour lesquels les pluies sont essentiellement « endogènes », c'est-à-dire alimentées par l'évapo-transpiration locale. Lorsque ces pluies sont surtout exogènes et proviennent en particulier de masses d'air océaniques (cas de l'Europe occidentale), le débat reste vif.
3 – Par exemple, un effet de soutien d'étiage favorisera les sports ou le tourisme nautiques.
4 – En cas de fort débit, toute l'eau ne peut être turbinée. À l'inverse, en cas de fort étiage, il faut laisser un débit réservé et l'eau ne peut être stockée.
5 – Effet qui ne représente cependant que 0,3 % de la production totale d'électricité du barrage.

aux problèmes de double compte dans un cumul d'écosystèmes), dans la mesure où la dégradation éventuelle des écosystèmes forestiers conduirait effectivement à modifier ces services. Il faudra donc en faire supporter le coût à la source, c'est-à-dire par les responsables de ces dégradations.

En revanche, si nous proposons de ne pas valoriser la dimension quantitative de la production d'eau, il nous semble légitime de retenir l'aspect qualitatif, à savoir la production d'une eau de qualité et les économies de traitement d'eau qui en résultent. En effet, selon que la pluie tombera sur une forêt, une zone de grande culture ou une surface goudronnée, l'eau qui en résultera aura des caractéristiques chimiques sensiblement différentes. Dans ce domaine, l'exemple le plus célèbre est celui de la ville de New York, qui a décidé à la fin des années 1990 d'investir 1,4 milliard de dollars pour restaurer un bassin versant de 32 000 hectares, plutôt que de mettre en place une installation de traitement d'un coût 3 à 4 fois supérieur. Krieger (2001) cite deux autres études américaines et Pointereau (2007) présente le cas de la ville de Munich qui s'est engagée dès le début du XXe siècle dans une politique de maîtrise de son bassin versant et des pratiques agricoles et forestières. Cette ville alimente 1,3 million d'habitants en eau potable sans aucun traitement préalable, avec une teneur en nitrates de 12 mg/l, en décroissance (une seule chloration préventive ces quinze dernières années). Le prix de l'eau en 2007 est de 2,74 €/m^3 (incluant le traitement des eaux usées), alors que la moyenne allemande était de 5,09 €/m^3.

Le tableau 7-10 résume ces différentes études. **On constate que le service écosystémique rendu peut prendre parfois des valeurs considérables lorsque la population concernée est importante**, représentant plusieurs centaines d'euros par hectare et par an si on l'estime à partir des coûts de remplacement. En revanche, si on rapporte ces valeurs au volume d'eau dont le traitement est économisé, les coûts demeurent modestes. Par exemple, on peut estimer la consommation apparente de la ville de New York à 3 milliards de m^3 par an (1 000 litres par jour et par habitant x 8 millions d'habitants), ce qui donne environ 20 dollars pour 1 000 m^3.

Tableau 7-10 : Investissements de protection des bassins versants

Étude	Dépense annuelle totale*	Par ha x an	Par m^3	Coût annuel de remplacement*
New York	56 millions $	1 875 $	0,02 $	460-540 millions $
New Jersey	2,2 millions $	300 $	Non indiqué	6,4 millions $
Portland	0,92 million $	35 $	Non indiqué	8 millions $
Munich	600 000 €	150 €	0,01 €	Non indiqué

* En divisant par 25 l'investissement total.

Source : CAS, Groupe biodiversité

On peut se livrer à un calcul grossier pour estimer une valeur de ce service pour l'ensemble du territoire français : sur la base d'une consommation quotidienne apparente d'environ 300 litres par jour et par habitant[1] (soit 100 m^3 par an) et en supposant que 30 % de ce volume provienne d'une surface boisée (la forêt

1 – On cite toujours le chiffre d'une consommation domestique de 150 litres mais il s'agit des consommations des ménages, enregistrées « au compteur ». En fait, le volume total d'eau traitée est de 17,9 millions de m^3 par jour, soit 300 litres par personne.

couvre 28 % du territoire), on peut estimer à 110 m^3/ha/an la contribution des forêts à la production d'une eau potable de qualité. Le coût du traitement de l'eau est de quelques centimes d'euro par m^3 pour une simple filtration mécanique mais peut atteindre 0,50 euro pour des techniques complexes utilisant des filtres à charbon actif ou des membranes à ultrafiltration (Corisco-Perez, 2006). **En estimant donc à 0,40 euro l'économie réalisée, on aboutirait à environ 44 €/ha/an.**

Nous proposons de doubler ce chiffre et de retenir une valeur de 90 euros comme valeur de référence, pour tenir compte de quatre facteurs qu'il est difficile de quantifier (des études plus fines seraient à réaliser) mais qui majorent notablement le rôle des forêts :

- la localisation de beaucoup de massifs forestiers dans des zones de forte pluviométrie. En croisant les données de pluviométrie 1961-1990 du modèle AURELHY de Météo France et les données de couverture forestière de CORINE Land Cover, Badeau (communication personnelle)[1] obtient une précipitation moyenne sur les forêts françaises de 980 mm, contre 859 mm pour les zones non forestières, soit un surplus de 14 % ;
- une utilisation préférentielle de source d'eau de bonne qualité, même éloignée des zones de distribution, par les traiteurs d'eau, d'où une contribution relativement plus forte des massifs forestiers. Par exemple, 46 % de l'eau consommée à Paris vient de captages aux alentours de Sens, Provins et Fontainebleau, qui sont des zones assez riches en forêts[2] ;
- l'existence de normes de qualité des eaux brutes destinées à être traitées. Le dépassement de ces normes peut obliger les traiteurs d'eau à des investissements importants pour trouver des ressources alternatives ;
- une forte valorisation économique des sources d'eau naturelle non traitée (l'eau en bouteille est vendue environ 100 fois le prix de l'eau du robinet). On peut citer par exemple le cas de la Société des eaux de Vittel, qui tire 1,3 milliard de bouteilles par an d'un bassin versant de 5 000 ha, soit environ 260 m^3 par hectare. Cette société a investi 24 millions d'euros en 7 ans pour aménager 3 500 hectares sur lesquels s'exercent des activités agricoles[3], soit environ 1 000 €/ha/an, investissement qui, rapporté à la production annuelle d'eau, s'élève à 1,52 €/m^3 ;
- cette estimation ne prend pas en compte les autres usages d'une eau de qualité que celui de la fourniture d'eau potable, qui, comme nous l'avons vu, ne représente qu'une faible partie des 3 200 m^3/ha produits chaque année. Qualitativement, on peut citer de nombreux aspects illustrant l'importance de la qualité physico-chimique de l'eau : l'effet de la couverture forestière pour modérer la température des cours d'eau conditionne aussi bien son utilisation pour le refroidissement des centrales nucléaires (voir la crise de 2003) que la structure des peuplements piscicoles (et donc la valeur de la pêche récréative) ; le rôle des ripisylves (forêts riveraines) pour limiter les apports de sédiments fins, de pesticides ou d'éléments fertilisants aux rivières est également admis (voir le récent

1 – Nous remercions Vincent Badeau (INRA Nancy) pour ce travail réalisé spécifiquement pour le Centre d'analyse stratégique.
2 – Source : www.eaudeparis.fr.
3 – Voir le site www.gesteau.eaufrance.fr/spip/spip.php?article46.

rapport du CSPNB, 2007) et les conséquences négatives de l'eutrophisation sur des activités économiques comme le tourisme ou l'ostréiculture sont connues. Nous ne disposons pas de données quantitatives dans ce domaine permettant l'établissement d'une valeur de référence mais l'on fera remarquer qu'un calcul simple montre qu'une valorisation de cette eau à quelques centimes par m^3 suffirait à justifier le doublement de valeur que nous proposons.

Les fonctions de protection

Dans les zones montagneuses, mais également dans des zones comme la Normandie, où l'habitat est concentré dans les vallées, le rôle de protection d'une couverture végétale permanente contre les inondations, les avalanches ou les coulées de boue est reconnu. Les grandes inondations du XIXe siècle dans le Sud-Est, consécutives à la déforestation massive et qui ont conduit en 1860 à la première loi sur les reboisements en montagne, sont encore dans les mémoires. En zone méditerranéenne, le rôle de protection contre les incendies d'une forêt diversifiée et bien entretenue est également admis. Nous renvoyons notamment à Lavabre et Andreassian (2000) pour des développements qualitatifs sur ces questions.

Les estimations de la valeur de ce service (tableau 7-11) sont cependant peu nombreuses et éminemment variables et les méthodes utilisées pas toujours explicitées et justifiées. Ainsi, on peut s'interroger sur l'utilisation des dépenses engagées pour protéger la forêt méditerranéenne (réf. 10) comme mesure de la valeur que la société accorde à ces forêts : on pourrait tout aussi bien considérer qu'il s'agit d'une externalité négative, c'est-à-dire d'un coût induit par l'existence de ces forêts. De même, il n'est pas dit que les dépenses engagées pour la restauration des terrains en montagne (réf. IFEN, 2005) sont calculées à partir d'un modèle d'efficacité économique. Ces estimations vont de quelques centimes d'euro pour les forêts canadiennes à près de 1 400 €/ha/an pour les forêts suisses.

Sur le plan méthodologique, on peut citer par exemple l'étude de Biao *et al.* (sous presse) sur les forêts entourant Pékin, qui propose d'approcher la fonction de protection à partir du volume maximum d'eau stocké par les sols forestiers, stockage qui permet de limiter les effets des crues (alors que sur un sol imperméable, ce volume ruissellera immédiatement). Il propose de valoriser ce volume à partir du coût d'amortissement annuel d'un ouvrage de stockage (retenue collinaire, étang), en supposant implicitement que cet ouvrage n'aurait pas d'autres valorisations (irrigation, pêche, etc.).

Si l'on applique cette méthode, avec un volume stocké à saturation d'environ 300 m^3/ha et des valeurs d'amortissement[1] de l'ordre de 0,1 à 0,4 €/m^3 (Loubier *et al.,* 2005 ; Tardieu, 2005 ; Guinaudeau, 2009), on obtient une valorisation de ce service dans une fourchette allant de 30 à 120 €/ha/an.

1 – Ce chiffre est approximatif car il varie beaucoup en fonction de la surface du bassin de stockage. Il dépend en effet beaucoup plus du périmètre et de la profondeur de l'ouvrage (prix des digues) que de son volume. Guinaudeau (2009) propose pour une retenue hors thalweg dans le Sud-Ouest de 0,4 à 1 million de m^3 une valeur d'investissement de 4 à 6 €/m^3 stocké, ce qui conduit, avec un amortissement à 4 % sur 25 ans, à une valeur de 0,3 à 0,4 €/m^3/an.

Tableau 7-11 : Estimation des valeurs des fonctions de protection par la forêt *(en dollars ou euros par hectare et par an)*

Étude	Fonction	Valeur	Référence
Turquie	Protection bassin versant	7,4 $	CCDE, 2001
Turquie	Non précisée	46 $	CDB, 2001
France méditerranéenne	Incendie et érosion	30 €	MEEDDAT, 2008
France montagne	Protection	8 €	IFEN, 2005*
Suisse	Protection des sols	1 360 €	Rauch, 1994 ; Alfter, 1998
Canada	Protection bassin versant	0,06 €	Anielski et Willson, 2005

Source : CAS, Groupe biodiversité

* Estimation fondée sur le budget de restauration des terrains en montagne : 25,4 millions d'euros par an pour environ 3 millions d'hectares.

Outre le stockage de l'eau, la diminution de la charge solide des cours d'eau peut constituer une composante importante de ces fonctions de protection. Le comblement partiel du lac de Serre-Ponçon, lié à la présence de nombreux terrains érosifs non reboisés en amont, ou la pollution physique de l'étang de Berre par les apports d'argile du canal de Provence sont des exemples de ce phénomène qu'il conviendrait de mieux évaluer en termes économiques.

Pour esquisser une approche économique de cette protection contre l'érosion, on pourrait distinguer au moins trois aspects, **en considérant, comme pour le stockage du carbone, qu'il est légitime de porter ces dommages évités au crédit des écosystèmes qui y contribuent :**

- **le coût « privé » et local de la perte de terre**. Léonard *et al.* (2009) avancent une valeur moyenne de l'ordre de 1 mm par an, soit environ 13 t/ha mais des valeurs dix fois supérieures peuvent être observées sur des sols nus en pente, par exemple en zones viticoles. On ne dispose pas de modèle économique reliant cette perte à une diminution éventuelle des différents services mais si l'on considère un coût de remplacement, à savoir remplacer cette terre perdue, pour laquelle on trouve des prix livrés en vrac de 10 à 15 €/t, cela conduirait à une valeur moyenne de ce service d'environ 150 €/ha/an. Ce chiffre est cohérent avec celui cité par Le Bissonnais *et al.* (2002) pour la viticulture alsacienne, à savoir un coût de 114 à 380 €/ha/an pour remonter régulièrement la terre en haut des pentes ;
- **le coût « écologique » de cette perte**, c'est-à-dire les conséquences de l'exportation d'apports terrigènes vers d'autres écosystèmes. On sait par exemple que les éléments fins peuvent colmater les zones de gravière des fonds de rivière et empêcher la reproduction des truites et des saumons, rendant la rivière stérile en l'absence de toute pollution chimique ou obstacle physique aux déplacements des poissons. Les conséquences, notamment en termes de pêche récréative, peuvent être non négligeables ;
- **le coût socioéconomique**, à savoir les conséquences des événements catastrophiques comme les coulées de boue, pour les particuliers et les collectivités. Le Bissonnais *et al.* (2002) ont recensé, pour la période 1985-2001, 5 579 arrêtés de catastrophe naturelle liés à des coulées de boue, avec une nette augmentation depuis 1993. Ces événements ont

endommagé plus de 30 000 bâtiments et il serait sans doute possible d'exploiter les données des compagnies d'assurance pour estimer le coût de ces dommages, auxquels il faudrait ajouter d'autres nuisances, comme la suspension de la fourniture d'eau potable ou la réfection de la voirie.

Du fait du faible nombre d'études et du caractère localisé de ces fonctions (on peut sans doute négliger cette fonction pour des forêts de plaine de zone tempérée alors qu'elle pourra prendre des valeurs fortes en montagne, et même dans des zones vallonnées comme la Haute-Normandie)**, il nous semble difficile, tout en soulignant son importance potentielle, de proposer aujourd'hui une valeur moyenne de référence et nous préférons renvoyer cette question à des études plus spécifiques.**

En ce qui concerne le rôle de la biodiversité, on soulignera par exemple qu'un peuplement végétal diversifié et permanent est gage d'un système racinaire lui-même diversifié et explorant l'ensemble du sol, d'où une meilleure résistance à l'érosion.

Autres services de protection et de régulation

Parmi d'autres services de protection figurant dans la typologie du MEA, **la question des bénéfices pour la santé humaine** n'a fait l'objet que de quelques travaux. Willis *et al.* (2003) citent une étude portant sur le rôle des forêts dans l'absorption des microparticules et des oxydes de soufre. L'étude d'impact se limite aux effets de proximité, c'est-à-dire à la diminution des fréquences d'hospitalisation et de décès liées à la pollution atmosphérique dans les zones boisées. Le chiffre obtenu est faible (200 000 à 11 millions de livres en 2002, soit, pour l'ensemble des forêts britanniques, moins de 1 £/ha/an) mais il faut tenir compte du fait que beaucoup de zones forestières sont peu peuplées (et donc que le service potentiel n'est pas utilisé) et que les effets bénéfiques à plus longue distance n'ont pas été mesurés.

Un autre service n'ayant pas fait l'objet d'études précises mais qui pourrait représenter un poste important en termes de capital écologique à long terme concerne le **rôle des forêts dans la formation des sols.** On sait en effet que les racines des arbres peuvent descendre au contact de la roche-mère, voire pénétrer ses infractuosités, et contribuer ainsi à la pédogenèse. À titre d'exemple, les agriculteurs siciliens, pour reconquérir le terrain après une coulée de lave, commencent par planter des genêts, dont les racines broient les scories, puis des pins, dont les aiguilles fourniront un premier humus, et, enfin, des ceps de vigne (De Wever et Reynaud, 2009). **Dans un contexte où la perte des sols est perçue, en particulier dans les zones intertropicales, comme une menace majeure, des études économiques attribuant une valeur à cette fonction de pédogenèse seraient donc à encourager.** Pour fixer un ordre de grandeur, Léonard *et al.* (2009) avancent une valeur de pédogenèse de l'ordre de 0,1 à 0,02 mm/an, soit entre 0,3 et 1,3 t/ha/an. Au prix actuel de la terre végétale livrée en vrac (10 à 15€/t), on obtiendrait une fourchette de 3 à 20 €/ha/an.

d. Les services culturels

Le MEA englobe dans ces services culturels les aspects esthétiques, spirituels, éducatifs et d'agrément. On dispose dans ce domaine de nombreuses estimations, portant essentiellement sur les valeurs récréatives (valeurs d'usage) et

fondées sur des prix révélés (méthodes des coûts de déplacement et autres dépenses) ou déclarés (CAP).

On observe une dispersion considérable des estimations (tableau 7-12), mais cette variation est essentiellement liée au taux de fréquentation, depuis les grandes forêts boréales de pays peu peuplés (Canada, Scandinavie) jusqu'aux forêts très exploitées par le tourisme ou périurbaines. Pour illustrer ce point, nous avons indiqué dans le tableau pour chaque pays les valeurs moyennes du nombre d'habitants par km^2 de forêts.

L'étude 15 (Willis *et al.,* 2003) est particulièrement éclairante dans ce domaine : en mesurant le consentement à payer pour une visite récréative, les auteurs obtiennent des valeurs de l'ordre de 2 livres par visite (de 1,66 à 2,75 livres selon les méthodes) pour des visites correspondant à un déplacement de plus de 10 miles et de 0,9 livre pour des visites de proximité. L'agrégation de ces différentes estimations fournit une valeur moyenne de 134 £/ha/an pour l'ensemble des forêts britanniques mais les forêts d'Angleterre, qui reçoivent 320 visites/ha/an, atteignent une valeur récréative de 350 £ /ha/an, alors que les forêts écossaises, avec seulement 17 visites, se limitent à 19 £ /ha/an.

Tableau 7-12 : Estimation des valeurs récréatives de la forêt
(en dollars ou euros par hectare et par an)

Étude	Valeur	Référence	Densité*
Turquie	0,1 $	OCDE, 2001	695
Canada	15 $	Anielski et Willson, 2005	8
Scandinavie	15-20 $	Turner *et al.*, 2003	28
États-Unis	35 $	Kriege, 2001	95
États-Unis	88 $	*Id.*	*Id.*
Italie	77-85 $	CDB, 2001	838
France méditerr.	120 €	MEEDDAT, 2008	?
France total	77 $	Lebreton, 2004	393
France total	126 €	IFEN, 2005	*Id.*
Irlande	250 $	CDB, 2001	639
Allemagne	214 $	CDB, 2001	770
Suisse	216-777 €	Rauch, 1994 ; Alfter, 1998	591
Grande-Bretagne	2 290 $	Turner *et al.*, 2003	2 157
Grande-Bretagne	134 £	Willis *et al.*, 2003	*Id.*

* En habitants par km^2 de forêts.

Source : CAS, Groupe biodiversité

En outre, la plupart des études s'appuient uniquement sur les coûts de transport et fournissent dans ce cas des valeurs par visite assez homogènes, entre 1 et 3 dollars généralement (2 euros pour l'étude française de l'IFEN). En revanche, Rauch (1994) ou Lebreton et Vallauri (2004) proposent d'assimiler une visite en forêt à une activité culturelle et lui affectent une valeur supplémentaire équivalente à une place de cinéma, ce qui valorise la visite à 4 à 6 euros. De même, Zandersen *et al.* (2009), dans une méta-analyse de 26 études conduites dans différents pays européens, obtiennent une valeur

moyenne de 4,52 euros par visite, ce qui semble sensiblement supérieur aux seuls coûts de transport.

Sans retenir cette option (en particulier parce qu'un paiement effectif pour entrer en forêt en diminuerait certainement la fréquentation), on peut apporter deux corrections à l'estimation de l'IFEN :

- il convient d'actualiser les coûts de transport. L'étude de l'IFEN a pris un coût moyen du kilomètre de 0,24 euro alors qu'une valeur de 0,40 euro serait aujourd'hui un minimum (voir le barème officiel de l'administration fiscale). Il en résulte une valeur de 3,5 euros par visite ;
- il semble nécessaire de tenir compte du fait que les deux tiers des forêts françaises appartiennent à des propriétaires privés et sont donc souvent moins accessibles au public[1]. Nous proposons de retenir une surface « visitable » de seulement 50 % du total.

On obtient alors, sur la base de l'étude de l'IFEN qui évalue la fréquentation à environ 17,9 visites par Français et par an (hors visites de cueillette, chasse ou pêche[2]), une valorisation des forêts ouvertes au public d'environ 405 €/ha/an.

Nous proposons donc de retenir pour la France une valeur de référence moyenne d'environ 200 euros (qui correspond à la dépense totale engagée rapportée à l'ensemble de la forêt française, soit en moyenne 58 visites/ha/an) et de lui affecter un coefficient de pondération lié à la fréquentation, pouvant aller de zéro pour des forêts non accessibles jusqu'à des valeurs de 5 à 10 pour des forêts périurbaines (voir le cas des forêts anglaises, qui atteignent 320 visites/ha/an).

Ces estimations ne concernent que les coûts de déplacement. Pour certaines activités de loisirs, les dépenses engagées peuvent être beaucoup plus élevées. Ainsi, on peut estimer la valeur économique de la chasse en France à travers l'ensemble des dépenses réalisées par les chasseurs (équipement, munitions, permis, déplacements, etc.). On obtient (Scherrer, 2002) une valeur totale de 1,7 milliard d'euros pour cette activité en 1992 (tableau 7-13), que l'auteur propose d'actualiser entre 2 et 2,5 milliards d'euros en 2002. **Rapporté au territoire chassé (36,3 millions d'hectares pour l'ensemble de la France selon cette étude, soit 26 ha par chasseur), cela conduit à une estimation moyenne de 55 à 69 €/ha/an pour la production du « loisir chasse » et l'on peut considérer que la forêt se situe certainement au-dessus de cette valeur moyenne.**

Il faudrait cependant retirer de cette valeur les externalités négatives liées en particulier au gros gibier (destruction de certains habitats, effets sur les cultures, accidents automobiles). Il ne semble pas exister d'estimations globales dans ce domaine et, de plus, certaines de ces externalités sont prises en charge par les chasseurs. L'un des postes les plus importants, non pris en charge par les chasseurs, est sans doute celui lié aux accidents de la route : Bourget *et al.* (2003) évaluent à 150 millions d'euros le coût global en 2002 pour les compagnies d'assurance des collisions entre véhicules et grande faune.

1 – Cependant, une enquête du SCESS de 1999 (*in* MAP, 2006) indique que 86 % des propriétaires de forêts de plus de 1 ha (représentant 72 % de la surface) déclarent en laisser le libre accès.
2 – Les activités de cueillette ont été évaluées dans la partie des services d'approvisionnement. La chasse est traitée plus loin.

Tableau 7-13 : Évaluation des dépenses engagées par les chasseurs en 1992 *(en millions d'euros)*

Poste	Dépenses
Dépenses réglementaires et assurances	182,9
Droit de chasse	281,1
Armes et munitions	217,2
Équipements	80,9
Chiens (achat, entretien)	665,2
Déplacement et dépenses diverses	320,7
TOTAL	1 748

Source : Sherrer (2002)

En ce qui concerne d'autres services récréatifs, on notera l'étude de Willis *et al.* (2003), qui proposent d'estimer une valeur « contemplative » qu'ils approchent par le consentement à payer des Britanniques pour disposer d'une vue sur la forêt dans leur maison. Ce CAP est évalué à 269 livres par foyer, ce qui, converti par une démarche assez complexe, fournit pour l'ensemble de la Grande-Bretagne une valeur de 150 millions de livres par an, soit environ 40 % de la valeur récréative liée aux visites. De même, Pearce (2001) cite différentes études estimant de 3 % à 6 % l'augmentation de la valeur des maisons lorsqu'elles disposent d'une vue sur la forêt. Il est cependant difficile de décliner cette valeur par hectare de forêt, les surfaces responsables de cet effet « paysage » étant difficiles à préciser et, sans doute, restreintes.

Le rôle de la biodiversité pour moduler la valeur de ces services culturels n'a pas fait l'objet d'études spécifiques mais il semble assez évident que la diversité écologique et paysagère influence la fréquentation d'un massif forestier : les plantations monospécifiques d'arbres de même âge sont certainement moins attractives que des forêts mixtes.

e. Le cas des habitats et de la biodiversité

Il est nécessaire de traiter maintenant de manière particulière la question de la biodiversité des forêts. Plusieurs études ont en effet essayé d'évaluer directement cette fonction (tableau 7-14). On notera que le chiffre canadien (issu d'une étude américaine) est fondé sur la seule économie de pesticides liée au contrôle des ravageurs forestiers par une avifaune diversifiée.

Ces valeurs accordées à la biodiversité et à la conservation des habitats forestiers sont le plus souvent issues des approches d'évaluation contingente et sont donc à considérer avec prudence. Nous avons vu notamment qu'elles conduisaient souvent, paradoxalement, à un moindre consentement à payer que pour une seule espèce emblématique, plus évocatrice que le concept de biodiversité, du fait notamment de la difficulté de perception de ces concepts par les personnes interrogées.

Tableau 7-14 : Estimation des valeurs de la biodiversité et des habitats forestiers
(en dollars, livres ou euros par hectare et par an)

Étude	Valeur	Référence
Turquie	2 $	OCDE, 2001
France méditerranéenne	23 €	MEEDDAT, 2008
France (total)	22,8 €	IFEN, 2005
Suisse	22 €	Rauch, 1994 ; Alfter, 1998
États-Unis	15 à 144 $	Krieger, 2001
Grande-Bretagne	8,4 à 98 £	Willis *et al.*, 2003

Source : CAS, Groupe biodiversité

Conscients de cette difficulté, Willis *et al.* (2003) ont utilisé une démarche collective fondée sur des groupes de discussion (« *focus groups* »), qui leur semblaient plus à même d'élaborer une opinion raisonnée[1]. Ils obtiennent par exemple un CAP d'environ 1 £/an x foyer pour la conservation des vieilles forêts semi-naturelles, contre seulement 0,35 livre pour la replantation de forêts plus diversifiées après la replantation de forêts de résineux. Mais ils butent sur une autre question sensible, déjà évoquée, lorsqu'il s'agit de rapporter ces valeurs à des unités de surface. La question est en effet de savoir quelle est la population susceptible de payer pour de telles opérations. Ainsi, selon que l'on considère que seuls les Écossais ou, à l'inverse, l'ensemble des Britanniques, sont attachés aux vieilles forêts d'Écosse, la valeur attachée à leur biodiversité passe de 8,4 à 98 £/ha/an.

Par ailleurs, il nous semble que de nombreux problèmes de double compte se posent à ce niveau. En particulier, la production de bois ou la fixation du CO_2 intégreront les effets d'un bon contrôle des ravageurs liés à une biodiversité élevée. De même, les fonctions de cueillette ou récréatives refléteront également cette dimension.

Plus généralement, nous avons vu que la biodiversité conditionnait la quasi-totalité des services des écosystèmes et nous avons proposé que sa valorisation (au moins en termes de valeur d'usage) se fasse donc à travers celle de ces différents services. Il nous semble nécessaire de rester cohérent avec cette option et de ne pas proposer ici de valorisation spécifique de la biodiversité.

Cette option laisse entière la question de l'estimation des valeurs de non-usage. Comme nous l'avons vu, les méthodes d'évaluation contingente sont les seules permettant d'appréhender les valeurs de non-usage, en particulier les valeurs d'existence, mais la distinction entre les deux types de valeur (d'usage et de non-usage) n'est généralement pas faite. Cette distinction est sans doute aisée pour des éléments de biodiversité remarquable, situés loin du territoire métropolitain, comme par exemple les espèces menacées de grands mammifères des forêts tropicales : il est possible dans ce cas de considérer que le CAP des Français métropolitains interrogés reflète essentiellement des valeurs de non-usage. Dans le cas des forêts tempérées, et, plus globalement, de la biodiversité

1 – « Focus groups allow people more time to consider and discuss the various aspects of biodiversity in forests, compared with individuals' responses in a CV or CE questionnaire survey ».

ordinaire de notre territoire, les valeurs d'usage, immédiat ou différé, réel ou potentiel, constituent sans doute une part importante du CAP déclaré et des études plus fines seraient nécessaires pour cerner spécifiquement les valeurs de non-usage. **En outre, il convient de ne pas confondre « valeur de non-usage » et non-usage, à un instant donné, d'un service.** Nous avons en particulier introduit la notion de « valeur maximale plausible » d'un service en un lieu donné pour prendre en compte cette possibilité d'une variation dans le temps de l'usage d'un service.

f. Synthèse

Le tableau 7-15 résume les valeurs de référence que nous avons proposées.

Si l'on additionne simplement ces différentes valeurs (nous avons discuté précédemment les limites de cette pratique[1]) et sans tenir compte des différents services dont nous avons souligné l'importance potentielle mais que nous n'avons pu évaluer, on aboutit à une valeur de référence moyenne pour les forêts françaises tempérées de 968 €/ha/an, avec un minimum (hors fonction de production et hors fréquentation touristique) d'au moins 450 €/ha/an, soit au moins quatre fois la valeur de la seule production de bois.

Cette valeur est supérieure à celle de la plupart des études que nous avons citées. Elle résulte, d'une part, d'une prise en compte plus exhaustive des services (en particulier la fixation et le stockage de carbone) et, d'autre part, de l'importance de la fonction récréative. À noter cependant que les seules fonctions récréatives dans des zones à forte densité de population ou les fonctions de protection dans des zones fragiles pourraient conduire à des valeurs équivalentes ou supérieures à ce montant, d'où la nécessité de prolonger cette esquisse par un travail plus fin, fondé sur la typologie des « socio-écosystèmes » que nous avons proposée et dont nous allons cerner rapidement la faisabilité.

g. La valeur totale actualisée

Pour un hectare de forêt moyen, ayant les caractéristiques du tableau 7-15, on obtiendrait donc une valeur totale actualisée d'environ 35 000 euros (2009) soit :

- pour la fixation du carbone avec un flux annuel de 3,6 tCO_2/an, une valeur actualisée (jusqu'en 2050, car le rapport Quinet n'a pas fait d'hypothèse pour la période au-delà de cette date) d'environ 6 300 euros ;
- pour le déstockage de 90 tC, soit 330 tCO_2 à 32 euros, environ 10 600 euros ;
- pour les autres services, estimés en moyenne à 440 euros/an, une valeur totale actualisée d'environ 18 000 euros.

1 – Les principales questions nous semblent celles des doubles comptes, que nous avons essayé d'éviter, et des interactions négatives entre les différents services, par exemple entre la fréquentation touristique et la pratique de la chasse, plus difficile à prendre en compte.

Tableau 7-15 : Valeurs de référence proposées pour les différents services écosystémiques de la forêt française
(en euros par hectare et par an)

Services	Valeur proposée	Remarques
Services de prélèvement		
- bois	75 € (75 à 160 €)	Selon méthode d'estimation (bois sur pied ou après exploitation)
- autres produits forestiers (hors gibier)	10 à 15 €	
Services de régulation		
- fixation carbone	115 €	360 € en 2030
- stockage carbone	414 € (207 à 414 €)	650 à 1 300 € en 2030
- autres gaz atmosphériques	Non évaluée	Manque de bilans quantitatifs fiables
Services de régulation (suite)		
- eau (quantité annuelle)	0 €	Hypothèse d'absence d'effet majeur des forêts sur le bilan hydrologique annuel
- eau (régulation des débits)	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
- eau (qualité)	90 €	
- protection (érosion, crues)	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
- biodiversité	Non évaluée directement	Évaluée via les autres services
- autres services de régulation (santé, etc.)	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
Services culturels		
- promenades (hors cueillette et chasse)	200 € (0 à 1 000 €)	Selon fréquentation
- chasse	55-69 €	Externalités négatives à déduire
- autres services culturels	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
TOTAL*	**Env. 970 €**	
(min.-max.)**	500 à plus de 2 000 €	

* En prenant la valeur indiquée ou la moyenne de la fourchette indiquée.
** En additionnant simplement les valeurs minimales et maximales.

Source : CAS, Groupe biodiversité

h. Les possibilités de spatialisation

Dans le cas des forêts tempérées, il semble assez aisé de proposer des valeurs de référence à une échelle spatiale pouvant descendre, *a minima*, au niveau du département, voire du massif forestier :

– l'inventaire forestier national fournit une cartographie fine des volumes de bois sur pied, pour différents types de forêts (voir MAP, 2006), qui pourrait servir

de base aussi bien pour l'estimation des services de prélèvement de bois que pour la fonction de fixation et de stockage du carbone. Pour les autres produits forestiers (fruits, fleurs, champignons), une spatialisation via la fréquentation des massifs forestiers serait suffisante, avec éventuellement des corrections régionales spécifiques pour des produits précieux comme les truffes ;

– en ce qui concerne le cycle de l'eau, les données de pluviométrie de Météo France sont spatialisées à l'échelle du km^2 et l'on dispose de cartes de l'ensemble des points de captage pour la fourniture d'eau potable. Il serait donc possible de croiser ces données pour évaluer la contribution de chaque massif forestier à la fourniture d'une eau de qualité ;
– en ce qui concerne les fonctions de protection, il existe déjà une identification des forêts publiques ayant pour fonction principale la protection du milieu physique. Elle concerne 6 % de ces forêts, essentiellement en zones de montagne et sur le littoral. Il conviendrait d'élargir cette identification à l'ensemble des forêts, à la protection des infrastructures et de développer, comme nous l'avons indiqué, des études économiques sur la valeur de ce service ;
– en ce qui concerne les services culturels, les données de fréquentation sont sans doute aisées à spatialiser, dans la mesure où la grande majorité des visites sont des visites de proximité. La densité moyenne de population dans un rayon de 50 km fournirait donc un proxy acceptable. De même, on dispose de données départementales pour le nombre de chasseurs et pour les tableaux de chasse qui permettraient une bonne spatialisation des données à cette échelle.

5.5. Quelques éléments sur les prairies permanentes

Alors qu'elles couvrent environ 10 millions d'hectares[1], soit 18 % du territoire national, les surfaces toujours en herbe[2] ont fait l'objet de beaucoup moins d'études économiques que les forêts. On peut avancer aujourd'hui les quelques éléments suivants, en se limitant aux services non marchands.

On ne dispose pas aujourd'hui de données spécifiques sur les produits de cueillette (champignons, fleurs, herbes aromatiques) **et de chasse**. Cette dernière constitue sans doute le poste le plus important et nous renvoyons le lecteur aux estimations faites pour la forêt (de 4 à 69 €/ha/an selon la méthode de calcul).

La fonction de fixation du carbone a fait l'objet de plusieurs études spécifiques (Soussana *et al.*, 2004 ; Seguin *et al.*, 2007) qui soulignent la très grande diversité des valeurs en fonction du mode de gestion des prairies, avec un effet négatif de l'intensification. En outre, il convient de corriger les chiffres de fixation brute de carbone par les émissions d'autre gaz à effet de serre qui, en ce qui concerne les prairies, peuvent être notables : oxydes d'azote dans le cas d'apports importants d'éléments fertilisants, émissions de méthane par les ruminants. Ceci amène à proposer une valeur nette de 0,2 à 0,4 tonne de carbone/ha/an pour des prairies faiblement intensifiées, ce qui donnerait, avec la valeur que nous avons retenue de 32 €/t de CO_2, une référence comprise

1 – 8,2 millions d'ha de surface agricole utile et 1,8 million d'ha hors SAU en 2007 (source : AGRESTE).
2 – Il conviendrait de distinguer dans une analyse plus fine les notions de « surfaces toujours en herbe » et de « prairies permanentes ».

entre 23 et 47 €/ha/an pour 2008. À noter le caractère très dissymétrique des fonctions de stockage et de relargage : le retournement d'une prairie permanente conduit pendant les 20 premières années à un flux de carbone vers l'atmosphère de l'ordre de 1 tonne/ha/an.

En ce qui concerne le **stockage du carbone**, on peut considérer la partie aérienne comme négligeable. En revanche, le stock de carbone du sol est considéré comme similaire à celui des forêts, soit environ 70 t/ha et représente du stockage à long terme lorsque la prairie est conservée. Avec un taux de rémunération de ce capital de 4 %, cette fonction peut donc être valorisée à environ 320 €/ha/an (160 €/ha/an pour un taux de 2 %).

Pour le **cycle de l'eau**, nous proposons la même approche que pour la forêt, à savoir se limiter essentiellement aux aspects liés à la qualité physico-chimique de l'eau. Dans le cas de prairies conduites de manière relativement extensive, il nous semble possible d'utiliser les mêmes valeurs que pour les forêts, c'est-à-dire une référence de 90 €/ha/an. Comme pour la forêt, des études complémentaires seraient nécessaires pour évaluer les fonctions de protection (lutte contre l'érosion, limitation des crues). On sait notamment que les prairies jouent en montagne un rôle important dans la fixation du manteau neigeux.

Les données sur la biodiversité concernent surtout le rôle de la diversité des plantes à fleurs dans l'entretien de populations d'insectes auxiliaires des cultures, en particulier des pollinisateurs. Le rapport de l'INRA (voir Le Roux et *al.*, 2008) insiste sur l'effet bénéfique de la présence de prairies sur les cultures proches. Il s'agit donc ici d'une externalité qui mérite d'être prise en compte, au-delà de son effet propre sur la productivité des prairies. Le chiffre le plus fréquemment cité est celui de Robinson *et al.* (1989), qui évaluent cet effet bénéfique des pollinisateurs à 15 milliards de USD pour l'ensemble du territoire américain. Sur la base des rapports de SAU entre les États-Unis et la France (à peu près 10), cela conduirait à environ 1,5 milliard de USD pour l'ensemble du territoire national, soit 30 USD/ha en moyenne, ce qui donnerait le double en valeur 2008.

Une étude plus récente réalisée dans le cadre du programme européen ALARM (Gallai *et al.,* 2009) propose au niveau mondial une estimation de 150 milliards d'euros par an (valeur 2005), soit 9,5 % de la valeur totale des productions végétales. Le même calcul appliqué au cas de la France aboutit à 2 milliards d'euros en 2005 (communication des auteurs). Avec les chiffres 2007 (valeur de la production végétale : 30,7 milliards d'euros), on obtiendrait un chiffre moyen de l'ordre de 40 €/ha/an. Si l'on tient compte d'une contribution des prairies permanentes très supérieure à celle des territoires urbanisés, des forêts ou des cultures annuelles, on pourrait avancer pour 2008 des chiffres de l'ordre de 60 à 80 €/ha/an. On notera que, par rapport à ces valeurs, la production de miel (90 millions d'euros par an environ[1]) apparaît très secondaire. En ce qui concerne d'autres insectes auxiliaires ou d'autres espèces (oiseaux, mammifères prédateurs de rongeurs, etc.) susceptibles de contribuer à une protection intégrée des cultures, nous n'avons pas trouvé d'approche économique de cette fonction, à laquelle pourrait sans doute être opposé le maintien de populations dont l'impact est négatif.

1 – Environ 25 000 tonnes à 3,6 €/kg en 2004 (enquête GEM-ONIFLHOR 2005).

Tableau 7-16 : Valeurs de référence esquissées pour les différents services écosystémiques des prairies permanentes françaises
(en euros par hectare et par an)

Services	Valeur proposée	Remarques
Services de prélèvement		
- produits de l'élevage - produits de cueillette (hors gibier)	Non évaluée (marchand)	
Services de régulation		
- fixation carbone	23 à 47 €	
- stockage carbone	320 € (160 à 320 €)	
- autres gaz atmosphériques	Non évaluée	
- eau (quantité annuelle)	0 €	
- eau (régulation des débits)	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
- eau (qualité)	90 €	
- protection (érosion, crues)	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
- pollinisation	60 à 80 €	
- biodiversité	Non évaluée directement	Évaluée via les autres services
- autres services de régulation	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
Services culturels		
- promenades (hors cueillette et chasse)	Non évaluée	Manque d'études, inférieur aux forêts
- chasse	4-69 €	Externalités négatives à déduire
- autres services culturels	60 €	Aménités paysagères
TOTAL	**env. 600 €**	**Il ne s'agit que d'un ordre de grandeur**

Source : CAS, Groupe biodiversité

Enfin, en ce qui concerne les **services culturels**, il est clair que des prairies contribuent à la formation de paysages appréciés, en particulier dans les zones de moyenne montagne ou de bocages, mais nous n'avons pas trouvé d'études dans ce domaine. Les calculs que nous avons faits pour la chasse (environ 60 €/ha/an) pourraient leur être appliqués.

En conclusion de ce rapide survol, il semble possible d'avancer dès maintenant, en se limitant aux services de fixation et de stockage du carbone, de production d'une eau de qualité et d'entretien des populations d'insectes auxiliaires, une valeur totale des services non marchands de l'ordre de 600 €/ha/an pour des prairies présentant une bonne biodiversité dont, comme pour les forêts, plus de la moitié serait liée au stockage et à la fixation de carbone.

6. Éléments pour une approche coût/efficacité

Sur la base des études précédentes, il apparaît possible de valoriser les services des écosystèmes des zones tempérées à des niveaux allant de quelques centaines à 1 000 voire 2 000 €/ha/an. Même si, comme nous l'avons indiqué dans le chapitre 1, l'objectif principal de ces valeurs de référence est d'alimenter le calcul socioéconomique, nous avons souhaité examiner si elles pouvaient servir de base à une approche coût/efficacité, en traitant plus particulièrement deux questions :

- **de telles valeurs, fondées sur une estimation des avantages, sont-elles susceptibles, si elles sont mobilisées par des politiques de gestion, d'inciter à reconsidérer des changements d'usage des territoires défavorables à leur biodiversité et à leurs services écosystémiques ?** Nous distinguerons le cas des changements d'usage des terres au sens large (transition forêt-prairie ou forêt-culture ou prairie-culture) et le cas des infrastructures de transport et de l'urbanisation ;
- **dans le cas contraire, les sommes qui seraient prélevées permettraient-elles de financer en d'autres lieux des actions de restauration compensant effectivement les dommages ?** Ceci nous amènera à considérer les coûts de restauration envisagés par divers pays.

6.1. Les valeurs de référence proposées sont-elles incitatives ?

Nous ne fournirons ici que quelques pistes, qu'il conviendra d'approfondir.

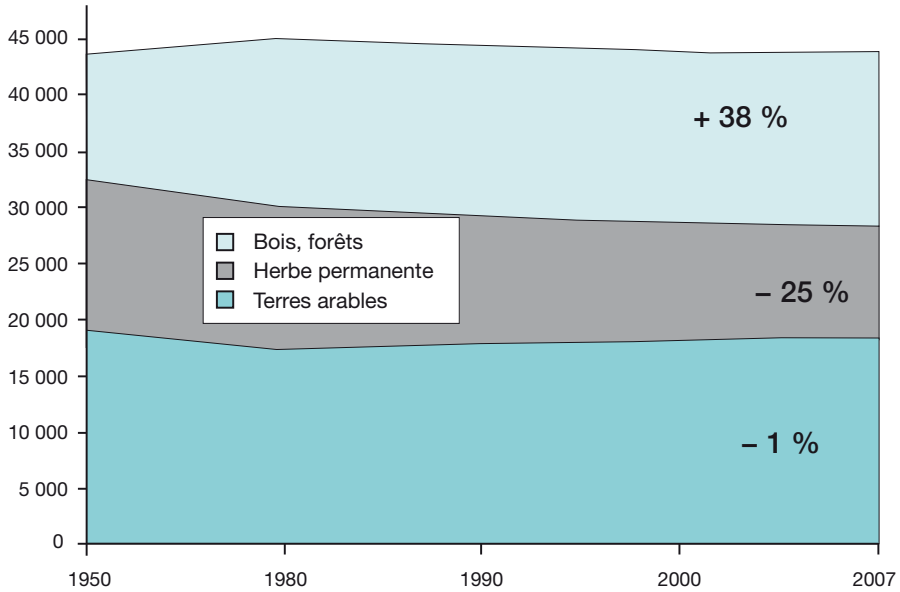
a. Conversion vers des surfaces agricoles plus anthropisées

En ce qui concerne le changement d'usage des terres visant à produire d'autres ressources vivantes, la question principale qui se pose en zone tempérée est la mise en cultures annuelles de surfaces antérieurement à couvert végétal permanent (prairies) ou de zones humides (drainage). Cette évolution est une tendance forte depuis 1950 (figure 7-2) mais si on la considère au niveau national, on constate qu'elle s'est accompagnée d'un développement de surfaces boisées ; ce qui atténue ses effets négatifs en termes de services écologiques, toujours à cette échelle globale.

Cependant, si, jusqu'aux années 1960, surfaces boisées et surfaces agricoles toujours en herbe progressaient, pour atteindre au total 26 millions d'hectares en 1970, soit 47 % du territoire national, après cette date seule la forêt a continué sa progression, laquelle n'a pas compensé l'érosion considérable des surfaces toujours en herbe, l'ensemble des deux régressant de près de 10 % depuis cette date (Dussol *et al.,* 2003*;* MAP, 2006).

Cette échelle globale masque en outre des disparités régionales, avec des situations qui peuvent être localement problématiques. Ainsi, la région Poitou-Charentes a perdu 134 000 hectares de ses surfaces toujours en herbe entre 1989 et 2007, soit près de 35 % de l'ensemble, alors que les terres arables progressaient de 87 000 hectares et que les surfaces boisées restaient stationnaires.

Figure 7-2 : Évolution des différents usages des terres en France depuis 1950
(En ordonnée : milliers d'hectares. L'axe des abscisses n'est pas linéaire)

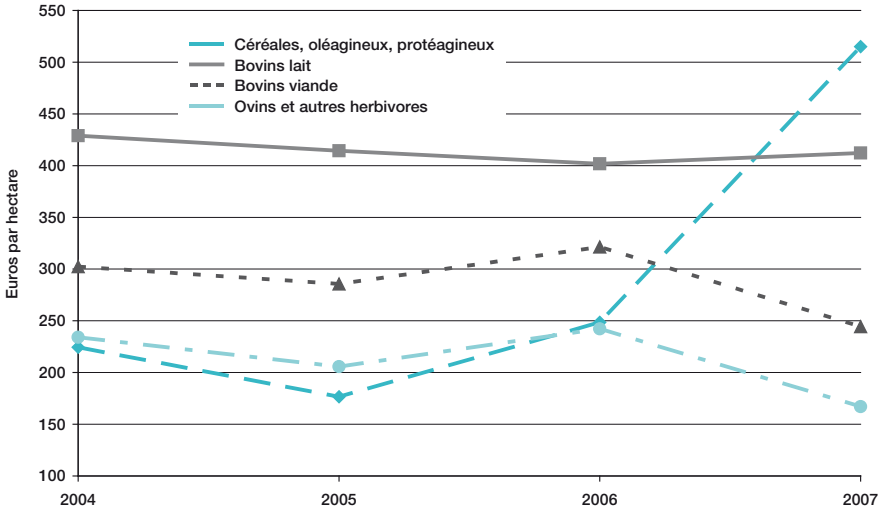


Source : B. Chevassus-au-Louis

La situation pourrait être à l'avenir beaucoup plus préoccupante. En effet (figure 7-3), les évolutions récentes des prix agricoles ont considérablement modifié le rapport de rentabilité économique entre les grandes cultures et les zones d'élevage de ruminants. Les perspectives des cultures énergétiques de première et même de deuxième génération risquent également de se révéler attractives et d'inciter, comme c'est déjà le cas, à une diminution des prairies au bénéfice de cultures annuelles. **Mais si l'on examine le différentiel de bénéfice entre ces deux types d'activités, on constate qu'il ne dépasse pas 200 €/ha/an, l'année 2007 étant sans doute exceptionnelle. Or cette valeur est sensiblement inférieure à nos estimations de services non marchands obtenues pour les forêts et les prairies. Il conviendrait bien sûr de réaliser une étude similaire pour les zones de grande culture dont tous les services écosystémiques ne s'annulent pas[1], mais on peut avancer qu'une rémunération des services à ce niveau de 200 euros serait effectivement de nature à enrayer la tendance à ce changement d'usage des terres.**

1 – On sait par exemple que le débat est vif sur la contribution nette des cultures énergétiques à la diminution des émissions de GES, depuis l'article du prix Nobel Paul Crutzen proposant de réévaluer d'un facteur 5 les émissions de protoxyde d'azote par ces cultures (Crutzen *et al.*, 2007).

Figure 7-3 : Évolution du revenu annuel par hectare pour différents types de production
(résultat courant avant impôts, en euros courants par hectare)



Source : INSEE, 2008

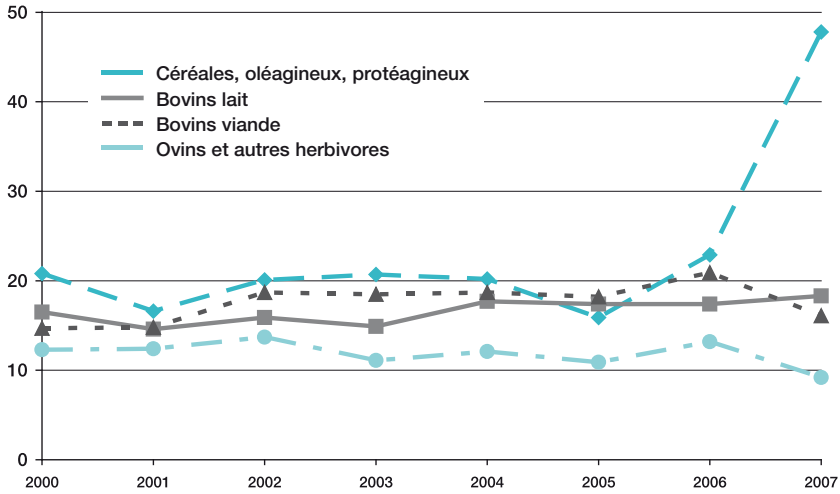
Une telle rémunération serait en outre à mettre en balance avec les pénalités qu'encourt la France pour non-respect des directives européennes sur l'environnement (directive-cadre sur l'eau, directive Nitrates).

Il convient cependant d'affiner l'analyse, en remarquant que le critère de changement d'usage des terres est plus le revenu par personne que le revenu par hectare. On constate en effet que, si le revenu par hectare n'était pas en faveur des grandes cultures jusqu'en 2007, le revenu par actif non salarié est depuis longtemps, à l'exception de 2005, supérieur pour ces activités, et que cet écart s'est fortement accru depuis 2006 (figure 7-4). Mais cette remarque n'invalide pas l'idée qu'une rémunération différentielle en faveur des surfaces toujours en herbe[1] de l'ordre de 200 à 300 €/ha/an serait de nature à contrecarrer ces changements d'usage.

Une telle rémunération est-elle utopique ? On peut avancer que le principe en est déjà admis, en particulier en Europe avec les mesures agro-environnementales.

1 – Dans cette étude sommaire, nous avons assimilé les surfaces toujours en herbe aux activités d'élevage de ruminants. Il faut cependant rappeler que certains de ces élevages, notamment les élevages laitiers de plaine, sont basés en partie sur des grandes cultures (en particulier les ensilages de maïs).

Figure 7-4 : Évolution du revenu annuel par actif non salarié pour différents types de production
(résultat courant avant impôts, subventions incluses, en milliers d'euros courants par actif à temps plein)



Source : INSEE, 2008

Ainsi, nous avons vu qu'en Suisse (Günter *et al.*, 2002) les soutiens au titre des mesures agro-environnementales étaient en 1999 de l'ordre de 877 €/ha/an (sur un total d'aides d'environ 2 900 €/ha/an, y compris le soutien des prix agricoles). Au sein de l'Union européenne, les sommes mobilisées à ce titre sont plus modestes : les mesures agro-environnementales (le « deuxième pilier ») concernent environ 21 % du territoire et sont en moyenne de 80 euros/ha/an, auxquelles il faut ajouter un cofinancement des pays de l'ordre de 50 %. Ces chiffres varient fortement d'un pays à l'autre, tant pour les surfaces concernées (de 99 % de la SAU en Finlande à 3 % pour la Grèce) que pour le montant d'aides mobilisé par hectare (de 29 euros pour la France à 246 euros pour l'Italie). La France, avec 24 % de son territoire bénéficiant de ces mesures, se situe légèrement au-dessus de la moyenne européenne mais elle est le pays qui bénéficie des sommes les plus faibles en termes d'aide par hectare (Oréade-Brèche, 2005).

Toutefois, il faut considérer également les sommes versées au titre du premier pilier de la PAC – notamment les DPU (droits à paiement unique) –, qui sont calculées sur la surface de l'exploitation et représentent plusieurs centaines d'euros par hectare (tableau 7-17). Ces versements sont assortis de conditions sur la maîtrise des impacts environnementaux (éco-conditionnalité) mais, comme le montre le tableau, ils sont actuellement peu discriminants entre les différents types d'activités agricoles. Il suffirait[1] donc d'accroître le « contenu environnemental » de ces soutiens (ce qui ne pose aucun problème par rapport aux règles de l'OMC) pour avoir une action significative sur l'usage des terres.

1 – Nous sommes conscients de la difficulté politique d'une telle réorientation mais les évolutions récentes du prix des céréales peuvent la faciliter.

Tableau 7-17 : Aides PAC *(en euros)*
par hectare de SAU (surface agricole utile) en 2006

Type	1er pilier	2e pilier	Total
Grandes cultures	357	10	**367**
Bovin lait	292	62	**355**
Bovin viande	325	91	**416**
Bovin lait et viande	337	43	**380**
Autres herbivores	185	124	**310**
Polyculture élevage	347	23	**370**
Total	**327**	**42**	**369**

Source : CAS, Groupe biodiversité

Indiquons cependant que la conditionnalité des aides a été mise en place pour favoriser de « bonnes pratiques » pour une activité agricole donnée, et non pour induire des changements d'activité. Même en restant dans ce cadrage, nous avons vu que, dans le cas des prairies, les services écologiques pouvaient varier grandement selon les pratiques d'élevage et il serait donc possible de prendre davantage en compte ces aspects dans les DPU.

À titre informatif, on trouvera dans le tableau 7-18 le montant des principales mesures d'aide aux forêts (voir détails en annexe). Le montant total n'est pas réparti de manière homogène entre les différents types de forêts (privées, domaniales, communales) mais serait donc en moyenne de 25 €/ha/an. Ce chiffre n'est pas à comparer aux valeurs du tableau 7-17, car il intègre des aides fiscales (de telles aides existent également pour l'agriculture mais n'apparaissent pas dans ce tableau, qui ne concerne que les aides PAC).

Tableau 7-18 : Montant des différentes aides publiques aux forêts

Nature	Montant estimé* (millions d'euros 2008)
Soutiens budgétaires (programme 149)	
- développement économique de la filière	38,5
- mise en œuvre du régime forestier	168,2
- amélioration de la gestion et de l'organisation des forêts	42,9
- prévention des risques et protection des forêts	46,3
Dépenses fiscales	
- sur impôts d'État	71
- sur impôts locaux	8
Total	374,9

* Autorisations d'engagement pour les soutiens budgétaires, estimations pour les dépenses fiscales.

Source : MAP

b. Conversion vers des usages urbains, de transport et autres non agricoles

Si l'on examine maintenant des changements d'usage beaucoup plus drastiques (urbanisation, infrastructures de transport, etc.), les plus-values qui en résultent peuvent être d'un autre ordre de grandeur que les estimations des services perdus que nous avons proposées, même en supposant qu'ils s'annulent totalement. Nous n'avons pas réalisé d'études détaillées pour préciser la valeur des plus-values pour différentes artificialisations du territoire mais on peut rappeler que le passage de terres agricoles en terrains constructibles peut multiplier par 100 le prix de ces terres. En appui de ce point de vue, on trouvera également en annexe une présentation du calcul des bénéfices publics attribués à différentes infrastructures de transport.

Dans ce cas, le questionnement se reformule de la manière suivante :

- **faut-il continuer à utiliser l'outil économique**, en fixant une valeur de référence au moins égale au montant de la plus-value potentielle, de manière à rendre dissuasifs de tels changements d'usage ? Mais dans ce cas, est-on encore dans le champ économique – au titre de l'approche coût/efficacité ? Ne faut-il pas plutôt utiliser l'outil réglementaire, en interdisant ces changements d'usage dans les zones que l'on souhaite protéger et en prélevant dans les autres une somme effectivement fondée sur la perte des services écosystémiques ?
- **les sommes prélevées au titre de la perte de services écosystémiques permettront-elles de financer des opérations de restauration en d'autres lieux** pouvant assurer globalement un maintien du « capital écologique » ?
- **dans le cas contraire, ne faut-il pas envisager des transactions fondées sur d'autres mesures que la monnaie ?**

6.2. Que peut-on dire des coûts de restauration ?

On dispose dans ce domaine de diverses études :

- aux États-Unis, où ce marché de la restauration s'est beaucoup développé, en particulier pour les zones humides, l'OCDE (2004) indique que, pour la période 1993-2000, le coût de l'hectare restauré a varié de 18 000 à 247 000 dollars, ces variations étant dues principalement à la nature des écosystèmes restaurés (il est plus coûteux de restaurer un hectare de mangrove qu'un hectare de prairie humide) ;
- aux Pays-Bas, les coûts de compensation définis par la « Stratégie nationale spatiale » de 2005 varieraient de 10 000 à 250 000 €/ha (Hernandez, 2006) ;
- la méthode d'évaluation environnementale de l'État de Hesse (Seják *et al.*, 2002) affecte à chaque biotope une notation de 3 à 100 points, basée sur la combinaison de 8 facteurs notés chacun de 1 à 6. Les quatre premiers évaluent la qualité du biotope et les quatre derniers sa rareté et sa fragilité. La note globale résulte de la multiplication entre la note de qualité et celle de rareté-fragilité. Chaque point est affecté d'un coût de restauration forfaitaire de 3 200 €/ha. Ainsi, un biotope coté à 10 points (cas des terres arables) aura un coût de restauration de 32 000 €/ha ; coté à 60 points (cas des forêts humides), il aura un coût de restauration de 192 000 €/ha ;

– dans le cas de la re-végétalisation d'exploitations minières, Sarrailh (2002) cite le chiffre de 84 000 €/ha pour les mines de nickel de Nouvelle-Calédonie ;
– dans le cas des forêts françaises métropolitaines, l'ONF a élaboré des barèmes pour les « itinéraires de travaux sylvicoles », qui intègrent les coûts de plantation, d'entretien et de protection éventuelle contre le gibier jusqu'à une hauteur moyenne des arbres permettant à la forêt de se développer spontanément. Les valeurs 2007 (Michel Badré, communication personnelle) vont, pour le hêtre, de 2 600 €/ha (régénération à partir de semis naturel) à 4 200 €/ha (plantation) et, pour le chêne, de 3 700€/ha (régénération) à 6 000 €/ha (plantation). On pourrait donc retenir une valeur moyenne de 5 000 à 6 000 €/ha pour la mise en place par plantation d'un peuplement de feuillus diversifié.

Il est intéressant de comparer ces coûts aux sommes qui pourraient être exigées au titre d'un paiement unique, fondé sur ces valeurs de référence et lié à un aménagement annulant définitivement la quasi-totalité des services écosystémiques d'un milieu donné (par exemple la mise en place d'un parking goudronné dans une zone forestière). Si l'on prend la valeur de référence d'environ 32 000 €/ha que nous avons obtenue pour des forêts tempérées (hors valeur du bois), on observe que **ce chiffre est de l'ordre de grandeur des coûts de restauration que nous venons d'indiquer, même s'il se situe plutôt dans le bas de la fourchette.**

Des études complémentaires seraient donc nécessaires pour préciser ces points mais il apparaît en première analyse que les coûts de restauration pourront parfois être sensiblement plus élevés que les sommes calculées au titre de la perte des services écosystémiques induite par la dégradation de l'environnement**. D'où la nécessité d'examiner d'autres approches, fondées sur d'autres unités de compte que la monnaie, pour établir une stratégie globale de conservation sans perte nette.**

Avant de traiter ce point, il convient d'examiner en détail les questions de procédure liées à d'éventuels échanges.

7. Les questions procédurales

Même si le groupe de travail, dans la composition qui était la sienne, a ébauché précédemment de premières valeurs de référence pour les massifs coralliens, les forêts tempérées et les prairies, il nous semble nécessaire de revenir à présent sur plusieurs points concernant l'estimation et, surtout, l'utilisation de telles valeurs, en nous inspirant en particulier des développements du chapitre 3 sur l'apport du droit.

Le groupe de travail tient en effet à affirmer avec force que l'utilisation de son travail ne doit pas servir de prétexte à laisser s'instaurer une dégradation de la biodiversité, à mettre en place un « permis de détruire », au motif qu'il serait possible de compenser cette dégradation par une transaction monétaire.

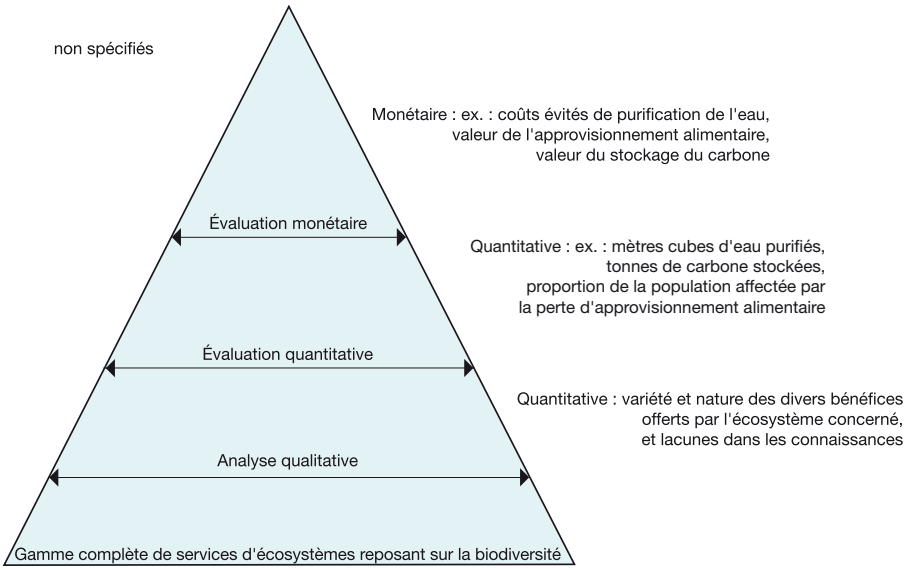
Il rappelle également que l'approche de la biodiversité par les valeurs d'usage des services écosystémiques liés à la biodiversité ordinaire, si elle a permis de proposer des estimations monétaires pouvant alimenter le calcul socioéconomique des choix publics, restreint fortement la question : d'une part, nous avons constaté à plusieurs reprises le caractère contingent de ces valeurs d'usage, lié notamment à l'ampleur plus ou moins grande de leur utilisation à un instant donné et en un lieu donné ; d'autre part, nous avons vu que certains services, potentiellement importants, n'étaient souvent pas évalués et, enfin, que les valeurs de non-usage restaient pour l'essentiel négligées. La figure 7-5, extraite du rapport TEEB (2008), résume assez bien cet effet de restriction.

Dans la pratique, le principe de la démarche en trois étapes successives, ÉVITER, sinon ATTÉNUER et, enfin, COMPENSER, doit donc continuer à s'imposer, à savoir que l'aménageur devra montrer qu'il a réalisé tous les efforts économiquement acceptables pour éviter les impacts sur la biodiversité, puis pour les réduire le plus possible, avant que de telles transactions puissent être envisagées.

C'est pourquoi le groupe de travail considère que l'examen des questions qui vont être évoquées et la mise en place effective de procédures adéquates pour les traiter constituent un préalable à toute utilisation concrète des estimations qu'il a proposées.

Nous évoquerons successivement les questions liées à la fixation des valeurs de référence puis celles liées à leur utilisation.

Figure 7-5 : Représentation schématique du champ de la monétarisation par rapport à l'ensemble des services écosystémiques



Source : P. ten Brink, séminaire « The Economics of the Global Loss of Biological Diversity », 5-6 mars 2008, Bruxelles

7.1. L'estimation : la nécessité d'une procédure reconnue

Pour jouer leur rôle, les valeurs de référence doivent être reconnues par les diverses parties prenantes de la gestion d'un territoire comme des références communes permettant d'éclairer des conflits éventuels ou de choisir entre des options alternatives. Compte tenu de la complexité des aspects techniques permettant de fixer ces valeurs, cette reconnaissance ne pourra pas reposer – ou du moins pas seulement – sur un examen critique par toutes les parties prenantes (y compris les citoyens « ordinaires ») de ce contenu technique. Elle devra donc se fonder sur la légitimité procédurale, c'est-à-dire sur le fait que le processus utilisé pour fixer ces valeurs sera considéré comme satisfaisant par la société, au même titre que l'autorité de la chose jugée repose sur le respect scrupuleux d'un code de procédure adopté démocratiquement.

En effet, comme nous l'avons indiqué au début de ce chapitre, **la fixation de valeurs de référence globale pour l'ensemble des services d'un écosystème donné nécessite de franchir une étape supplémentaire par rapport aux valeurs « élémentaires » proposées par les experts pour ces différents services. C'est lors de cette étape que devra en particulier être tranchée la question de la prise en compte des incertitudes sur l'estimation de la valeur des différents services** : ainsi, lorsque les conséquences d'une sous-estimation du service apparaissent beaucoup plus graves que celles de sa surestimation, il n'est pas évident que faire la moyenne des estimations disponibles soit le meilleur moyen de traiter l'information. Devront également être examinées les questions, évoquées précédemment, du cumul des valeurs et de la pertinence d'une simple sommation. Enfin, la question de la prise en compte du temps long et du caractère contingent des valeurs d'usage à un instant donné devra être examinée et intégrera des considérations au moins autant politiques et éthiques que strictement économiques.

Cette démarche ne peut donc reposer sur les seuls experts et doit s'appuyer sur un processus connu et reconnu.

Cela suppose en particulier :

- que la composition du groupe amené à définir ces valeurs de référence et le mode de désignation de ses membres soient définis, ou du moins validés par une instance reconnue (Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques ? Conseil économique, social et environnemental ?) ;
- que le processus d'établissement de ces valeurs soit précisément décrit et respecté, et qu'il se déroule de manière transparente ;
- que des procédures contradictoires et des clauses de révision périodique de ces valeurs soient prévues.

Un autre point important, que nous avons évoqué à plusieurs reprises, concerne l'échelon territorial adéquat de fixation de telles valeurs. Il convient dans ce domaine de distinguer deux questions :

- **la question du niveau de décision optimum, c'est-à-dire du niveau de responsabilité politique le plus à même de gérer efficacement la biodiversité et les services écosystémiques**. Si l'on peut exclure les niveaux communaux, à l'évidence trop petits, et, à l'autre extrême, le niveau international (du fait de l'extrême diversité des socio-écosystèmes et de sa

faible légitimité politique dans ce domaine), la question de la pertinence des niveaux européen, nationaux ou régionaux, mérite réflexion. En outre, la notion de niveau régional peut être entendue au sens des Régions administratives mais peut aussi impliquer la définition d'« écorégions », c'est-à-dire de grandes zones biogéographiques, à l'image des périmètres d'action des Agences de bassin ou des Conservatoires botaniques nationaux. Cependant, **le groupe de travail a considéré qu'il n'entrait pas dans son mandat de se prononcer sur cette question, que l'on retrouve d'ailleurs dans bien d'autres domaines de l'action publique** ;

– **la question de la spatialisation des valeurs**, c'est-à-dire de la fixation de valeurs variables dans l'espace, en fonction des spécificités écologiques et socioéconomiques des territoires. Cette question est différente de la précédente, dans la mesure où une autorité européenne nationale peut tout à fait procéder à une telle spatialisation à des échelles beaucoup plus fines. Dans ce cas**, le groupe de travail insiste fortement sur la nécessité d'une telle spatialisation**.

Nous allons revenir sur cette question en examinant les conditions d'utilisation de telles valeurs.

7.2. L'utilisation des valeurs de référence

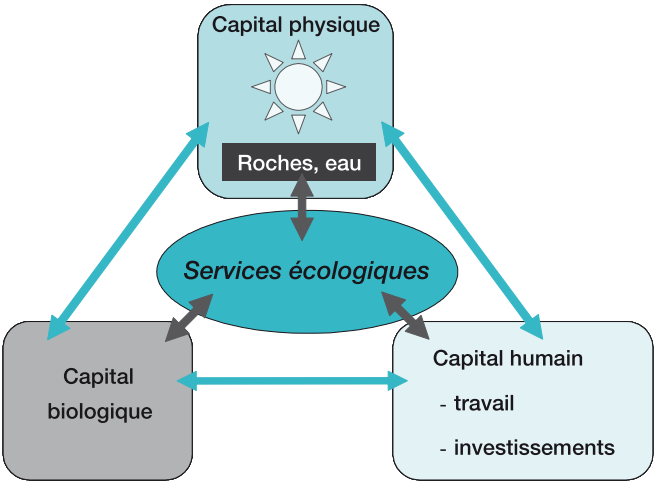
Comme nous l'avons indiqué précédemment, le but des valeurs de référence n'est pas de servir de base à la rémunération d'acteurs privés. Cependant, les valeurs relativement élevées que nous avons obtenues dans le chapitre précédent pour les services écosystémiques de la biodiversité ordinaire (forêts, prairies) conduisent à s'interroger sur la légitimité d'une rémunération publique des acteurs privés gérant ces espaces, rémunération que ces acteurs ne manqueront sans doute pas de revendiquer.

On peut avoir de cette question deux approches, l'une théorique et l'autre pragmatique.

Sur un plan théorique, on peut partir de la représentation simple de la figure 7-6 relative aux différents « capitaux » qui s'investissent dans la production des services écosystémiques, à savoir le capital « géophysique » (énergie solaire et ressources minérales, eau, roches, atmosphère), le capital « biologique » (biodiversité) et le capital « humain » (capital financier, compétences, travail). Ces différents capitaux sont, de plus, en interaction : ainsi, le capital biologique va contribuer à moduler la fourniture d'éléments fertilisants par le capital physique et cette fourniture plus ou moins abondante va influer sur le capital humain investi (fourniture d'engrais).

Selon ce schéma, **il conviendrait donc de rémunérer ces différents capitaux au prorata de leur contribution à la production de services écosystémiques**. En particulier, il conviendrait d'examiner dans différentes situations concrètes en quoi le capital humain investi conduit, à travers de « bonnes pratiques », à une augmentation des services écosystémiques et de ne rémunérer en toute rigueur que cette contribution marginale.

Figure 7-6 : Représentation schématique de la contribution des différents capitaux à la production de services écosystémiques



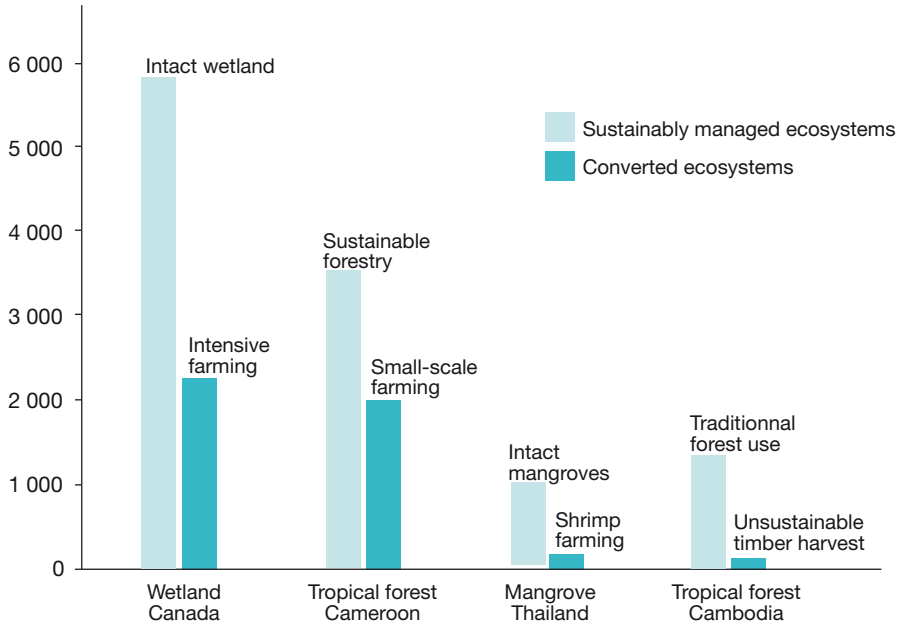
Source : B. Chevassus-au-Louis

Il conviendrait donc de développer de tels modèles d'estimation de la contribution propre du capital humain mais on peut d'ores et déjà, sur ces bases simples, repousser la revendication d'une rémunération du capital humain à hauteur de la valeur de l'ensemble des services écosystémiques. On peut faire remarquer en outre que, contrairement aux deux autres capitaux, l'investissement humain n'est ni nécessaire ni forcément bénéfique à la production de services écosystémiques : la rémunération du capital humain (au-delà de la rémunération par les services marchands de prélèvement) pourrait donc parfois être négative ! C'est le « paradoxe de la mise en valeur » des écosystèmes dont le *Millennium Ecosystem Assessment* a donné quelques exemples (figure 7-7) : des écosystèmes modifiés pour développer les services de prélèvement voient dans de nombreux cas leur production totale de services écologiques diminuée.

Sur un plan pratique, on peut tout d'abord souligner le caractère irréaliste d'une rémunération éventuelle de l'ensemble des services des écosystèmes : même s'ils ont été discutés, les travaux de Costanza *et al.* (1997) fournissent un ordre de grandeur montrant que toute la richesse mondiale n'y suffirait sans doute pas. Il convient donc de se concentrer sur les services clés et susceptibles d'être menacés dans un lieu donné. On rejoint alors la discussion précédente sur l'approche coût/efficacité. On est en effet amené à fixer dans ce cas la fraction de la valeur des services écosystémiques qui pourrait être rétribuée sur la base des changements que l'on souhaite encourager ou décourager. Ceci peut conduire soit à ne pas (ou partiellement) rémunérer ces services, lorsque les écosystèmes concernés ne semblent pas menacés d'évolution défavorable (cas des forêts françaises, généralement en progression en termes de surface, même s'il convient d'être vigilant sur l'évolution qualitative de leurs services), soit, à l'inverse, à mobiliser dans certaines situations des sommes supérieures à la contribution marginale du capital humain à la production de ces services.

Cette distorsion n'est cependant possible que parce qu'il est peu vraisemblable que les capitaux physique et biologique réclament leur dû !

Figure 7-7 : Production totale de services écosystémiques dans des écosystèmes gérés de manière durable ou convertis à la production plus intensive de biens marchands
(en USD / ha / an)



Source : Millennium Ecosystem Assessment, 2005

Cette question est notamment discutée en détail dans le récent rapport de la FAO (2007) sur la rémunération des agriculteurs pour les services environnementaux, qui examine également les questions de l'efficacité de ces rémunérations, selon les bénéficiaires choisis et les mécanismes de paiement utilisés. **On la retrouve aussi, sous une autre forme, dans le débat autour de la brevetabilité du vivant** : quelles sont les contributions respectives du capital naturel (à travers l'évolution des espèces), des agriculteurs passés et présents (à travers la domestication), des sélectionneurs (qui ont créé les variétés modernes) et, enfin, des firmes de biotechnologie (qui apportent des gènes conférant des propriétés originales) dans les performances d'une variété génétiquement modifiée ? Est-il acceptable que, à travers le brevet, ces firmes de biotechnologie s'approprient l'essentiel de la « valeur ajoutée » apportée par les différents contributeurs que nous avons cités ? Dans cette notion « d'acceptable », on retrouve en effet, outre des considérations éthiques, la distinction entre une approche théorique (calcul de la contribution propre des différents acteurs) et une approche pragmatique (quel mécanisme de rémunération est le plus efficace pour permettre la production de variétés adaptées aux besoins des agriculteurs ?).

8. Les approches non monétaires : la compensation

La monétarisation n'a *a priori* d'intérêt que si l'on veut échanger sur un vaste marché et envisager une substitution d'éléments de bien-être qui peuvent sembler incommensurables. C'est d'ailleurs pour cela que la demande d'une évaluation monétaire vise principalement à alimenter les études socioéconomiques préalables aux investissements publics qui doivent prendre en compte cette diversité d'éléments (gains de temps, effets sur la santé, amélioration de l'attractivité économique du territoire, impacts environnementaux, etc.). En revanche, si les échanges sont réalisables dans une zone plus limitée et portent sur des entités ayant une certaine similitude, par exemple deux zones humides d'une même région, il apparaît possible de définir d'autres métriques permettant un « troc » éventuel.

Un autre argument en faveur de cette approche est qu'il est sans doute plus aisé, dans l'état actuel de la science, de mobiliser l'expertise écologique pour estimer directement si deux écosystèmes – l'un susceptible de subir une dégradation et l'autre résultant d'un travail de restauration – peuvent être considérés comme similaires, en termes de biodiversité et de services écosystémiques, que de passer par des estimations monétaires dont nous avons vu la complexité.

8.1. L'approche des États-Unis

On situe généralement l'origine de cette approche de la compensation dans l'évolution aux États-Unis du *Clear Water Act* de 1972 (Géniaux, 2002). Au début, tout propriétaire voulant mettre en place un aménagement susceptible d'avoir des impacts sur une zone humide devait, pour y être autorisé, soit éliminer ces impacts et en apporter la preuve, soit prouver qu'il était impossible de les éliminer et les minimiser. Il est apparu que ces exigences de simple minimisation conduisaient de fait à une poursuite de la dégradation des zones humides. D'où la politique du « *no net loss* » (pas de perte globale), définie en 1987 par le *National Wetland Policy Forum*, selon laquelle, si les impacts ne sont pas suffisamment minimisés, le propriétaire devra procéder à une « compensation sur site » (restauration ou création d'une zone humide de surface au moins équivalente à proximité) ou, lorsque c'est impossible, à une « compensation hors site ». Dans ce dernier cas, il fera appel à un système bancaire de coordination des échanges, le « *mitigation banking* ».

Nous renvoyons à Géniaux (2002) et à Trommetter (2008) pour une présentation détaillée de ce système que l'on peut résumer de la manière suivante. Une banque de compensation est un opérateur privé ou mixte qui va acquérir et restaurer ou améliorer, voire créer des zones humides à ses frais. Sur cette base, un organisme public régulateur lui attribue un certain nombre de « crédits », exprimés en unités de surface, qui dépendront de la qualité de l'écosystème restauré (en termes de rareté, de biodiversité, etc.). Du côté de la demande, un opérateur devant compenser les conséquences d'un aménagement se verra attribuer par l'organisme régulateur un nombre de « débits » tenant compte de la surface affectée et de l'ampleur des modifications. Il devra donc acquérir auprès d'une banque de compensation un nombre de crédits égal à ce nombre de débits.

La compensation est donc bien un nombre d'hectares d'écosystèmes et non une valeur monétaire.

On soulignera à nouveau que ce recours à la compensation n'a pas pour but de couvrir l'ensemble des dommages potentiels pour l'environnement : il continue à se situer dans la logique « éviter-atténuer-compenser », c'est-à-dire que l'aménageur devra montrer, pour être autorisé à recourir à la compensation, qu'il a tout fait, à un coût économiquement acceptable, pour éviter et, sinon, minimiser les impacts.

Par ailleurs, on soulignera que **la compensation « hors site », si elle se fait dans une zone écologiquement équivalente, n'est pas forcément un pis-aller à la compensation sur site** : plutôt que de voir mettre en place une mosaïque de petits écosystèmes restaurés, elle permet d'envisager des opérations de « remembrement écologique », en concentrant les efforts sur la restauration d'ensembles cohérents, par exemple des corridors écologiques.

Ce sont des organismes publics (le CORPS, US Army Corps of Engineers, et l'EPA, Environmental Protection Agency) qui valident la qualité de la compensation et peuvent imposer des surfaces restaurées plus importantes que les surfaces impactées, pour tenir compte notamment des incertitudes sur l'efficacité de la restauration. Ainsi, le rapport de l'OCDE (2004) indique que de 1993 à 2000, 165 km^2 de restauration ont été réalisés pour compenser les impacts sur 95 km^2 de zones humides.

Des approches similaires se sont ensuite développées en Australie, au Canada, au Brésil et en Suisse. Dans l'Union européenne, ce dispositif est prévu pour les sites Natura 2000 et a été également développé aux Pays-Bas dans le cadre de la « Stratégie nationale spatiale » (voir D4E, 2005 et 2007a).

8.2. Le cas de la France

En France, l'obligation de compenser les impacts environnementaux des infrastructures routières ou immobilières avait été inscrite dans la loi de 1976 mais n'a jamais été réellement mise en œuvre. Quelques expériences pilotes liées à des pollutions industrielles ont été réalisées (D4E, 2007b). C'est la transposition dans la loi 2008-757 de la directive européenne 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale qui donne un nouvel élan à cette démarche, décrite en détail au chapitre 3, section 2.1.

Cette loi énonce que « *les mesures de réparation des dommages affectant les eaux et les espèces et habitats mentionnés aux 2° et 3° du I de l'article L. 161-1 visent à rétablir ces ressources naturelles et leurs services écologiques dans leur état initial et à éliminer tout risque d'atteinte grave à la santé humaine.* ***L'état initial*** *désigne l'état des ressources naturelles et des services écologiques au moment du dommage, qui aurait existé si le dommage environnemental n'était pas survenu, estimé à l'aide des meilleures informations disponibles.* ***La réparation primaire*** *désigne toute mesure par laquelle les ressources naturelles et leurs services visés au premier alinéa retournent à leur état initial ou s'en rapprochent. La possibilité d'une réparation par régénération naturelle doit être envisagée. Lorsque la réparation primaire n'aboutit pas à ce retour à l'état initial ou à un état s'en approchant, des mesures de réparation complémentaire doivent être mises en œuvre afin de fournir un niveau de ressources naturelles ou de*

services comparable à celui qui aurait été fourni si le site avait été rétabli dans son état initial. Elles peuvent être mises en œuvre sur un autre site, dont le choix doit tenir compte des intérêts des populations concernées par le dommage. Des mesures de ***réparation compensatoire*** *doivent compenser les pertes intermédiaires de ressources naturelles ou de services survenant entre le dommage et la date à laquelle la réparation primaire ou complémentaire a produit son effet.* ***Elles peuvent être mises en œuvre sur un autre site et ne peuvent se traduire par une compensation financière*** **».**

Dans cette optique, la Caisse des Dépôts et Consignations a lancé en février 2008 « CDC Biodiversité », fonds de compensation doté de 15 millions d'euros qui sera géré par la Société forestière et qui a commencé à rechercher des terrains en Alsace et en Aquitaine (voir chapitre 3, section 1. pour une présentation plus précise de cette initiative).

8.3. Monétarisation et compensation

Pour résumer, **le système de compensation présente trois différences importantes par rapport à une évaluation monétaire des impacts qui donnerait lieu à prélèvement libératoire** :

- **il se situe clairement dans une perspective *a posteriori*; c'est-à-dire après que les efforts pour éviter et minimiser les impacts ont été réalisés, alors que la monétarisation que nous avons présentée se situe essentiellement dans une perspective *a priori* visant à identifier les meilleurs choix**;
- **les atteintes aux écosystèmes doivent être compensées par l'amélioration d'autres écosystèmes et ne peuvent être échangées contre d'autres éléments de bien-être**. On se situe donc dans une logique de « durabilité forte » (non-substituabilité du capital environnemental);
- **la compensation s'effectue sur le principe d'une équivalence en nature** (service-service, ressource-ressource, sans perte nette) **et peut donc conduire à des échanges déséquilibrés (dans un sens ou dans l'autre) en termes monétaires**.

En revanche, trois critiques valables pour la monétarisation demeurent vis-à-vis de cette démarche :

- **la difficulté d'établir l'équivalence sur des bases scientifiques solides**. La mise en place d'une procédure de suivi à moyen terme avec responsabilité des aménageurs (du type « garantie décennale ») pour vérifier la fonctionnalité écologique de l'aménagement constitue une réponse possible à cette critique. Une telle mesure est d'ailleurs proposée dans le cadre du projet de loi « Grenelle II »;
- **le risque toujours présent de voir cette possibilité de compenser favoriser de fait la poursuite de la dégradation de la biodiversité** « en toute bonne conscience »;
- **la non-prise en compte des effets indirects de l'aménagement**. Par exemple, même si les impacts directs d'une nouvelle infrastructure de transport sur la biodiversité ont été compensés lors du chantier de construction, cette infrastructure peut favoriser l'urbanisation de zones nouvelles,

devenues plus accessibles, ou accroître la fréquentation touristique, avec des conséquences négatives sur la biodiversité de ces zones.

Indiquons pour conclure que **les questions procédurales évoquées à propos des valeurs de référence se posent également, comme nous allons le voir à présent, pour la pratique de la compensation.**

8.4. Un marché à réguler

Dès lors que des unités de biodiversité sont susceptibles d'être utilisées dans le cadre de « transactions » entre des personnes physiques ou morales, plusieurs questions, déjà abordées dans le chapitre 3, se posent sur la régulation de cette transaction.

Tout d'abord, comment se prendra la décision de principe relative à la substituabilité, c'est-à-dire la décision d'autoriser ou non cette transaction ? Ce problème nous est apparu dans le cas de la présence d'éléments de biodiversité remarquable dont le devenir doit être examiné selon des procédures spécifiques, autres que celles fondées sur les services des écosystèmes. **Examiner, de manière contradictoire et dans une enceinte adéquate, si ces éléments de biodiversité remarquable ont été traités de manière satisfaisante, constitue donc un préalable incontournable à la mise en œuvre d'une « transaction ».** Plus généralement, nous avons évoqué également la nécessité d'expliciter le « modèle de développement durable » sous-jacent à cette transaction : admet-on une substitution contre des éléments de bien-être quelconques, non liés à l'environnement, par exemple le remplacement d'une plage polluée par une piscine (théorie de la durabilité faible), ou exige-t-on une substitution par l'amélioration d'autres services écosystémiques en d'autres points du territoire, afin de conserver le capital écologique global ?

La deuxième question, que nous avons discutée précédemment pour les valeurs de référence, est celle **d'affiner les valeurs des unités de biodiversité, en particulier lorsqu'elles sont exprimées en services par unité de surface**, par des considérations plus précises sur la zone d'influence, la localisation des aménagements prévus et la nature des services affectés.

Se pose également la question de la désignation des bénéficiaires (ou des mandataires) de cette transaction, c'est-à-dire de ceux qui pourront faire une offre de substitution des services perdus : faut-il laisser se mettre en place un marché ouvert et concurrentiel, dans lequel le plus ou le mieux offrant sera retenu ? Faut-il au contraire faire jouer d'autres critères et réserver ce marché à des opérateurs particuliers ? À l'extrême, faut-il en donner le monopole à la puissance publique, garante du bien-être des citoyens ?

Enfin, nous retrouvons la question de la zone géographique au sein de laquelle cette transaction sera autorisée, c'est-à-dire où seront mutualisés les gains et les pertes de services écosystémiques. Si l'on prend l'exemple des Agences de l'eau, l'ensemble des ressources financières collectées dans les bassins dont elles ont la charge doit être utilisé pour améliorer qualitativement et quantitativement la ressource en eau de cet ensemble (ce qui ne signifie pas que les Agences répartissent cette ressource de manière homogène sur leur territoire). Sans détailler l'argumentaire, nous considérons qu'une option similaire, c'est-à-dire la définition de « zones de solidarité » relativement limitées

pour les transactions de services écosystémiques, mérite d'être défendue pour des raisons aussi bien politiques, sociologiques qu'écologiques. Cela n'exclut pas que la définition des valeurs de référence puisse être faite à une échelle plus grande.

Cette nécessité de régulation étant admise, **se pose la question de l'autorité en charge de cette régulation.** Pour respecter le principe de séparation des pouvoirs, on pourrait suggérer de distinguer le « législatif » (ceux qui fixent les valeurs de référence), « l'exécutif » (ceux qui mettent en œuvre les transactions) et le « judiciaire » (ceux qui régulent)[1].

Conclusions

1. Même si la problématique de la biodiversité et des services écosystémiques est sensiblement plus complexe que celle du changement climatique, il apparaît possible d'alimenter une approche coût/avantages par des estimations économiques des services écosystémiques liés à la biodiversité ordinaire.

2. Ces estimations apparaissent mobilisables pour inciter à reconsidérer certains changements « modérés » d'usage du territoire, comme le développement de cultures annuelles au détriment de surfaces à couvert végétal permanent et sont de l'ordre de grandeur des coûts de restauration d'écosystèmes considérés comme équivalents en termes écologiques.

3. En revanche, quatre points sensibles de cette démarche ont été identifiés :

- la difficulté d'approcher, même de manière approximative, la valeur de la biodiversité remarquable, qui nous conduit à recommander de n'utiliser dans ce cas l'approche économique que de manière très subsidiaire ;
- le caractère contingent de ces estimations, dès lors qu'elles portent essentiellement sur des valeurs d'usage, susceptibles par définition de varier en fonction de l'intensité de ces usages. Nous l'avons vu par exemple dans le cas de la production de bois, qui n'est exploitée en France que de manière partielle, de la production d'eau potable, qui n'utilise que 3 % à 4 % de la production hydrique des forêts mais pourrait à l'avenir s'amplifier, ou de la fréquentation touristique, qui est loin de saturer le potentiel d'accueil des forêts. Cela incite donc à tenir compte de ce potentiel à long terme dans l'estimation des valeurs de référence ;
- le manque d'études concrètes sur certains services pouvant représenter *a priori* des valeurs économiques importantes, comme les services de protection ou ceux liés à la modulation des débits des cours d'eau ;
- ces approches par les avantages n'apparaissent pas forcément dissuasives, à elles seules, par rapport au développement d'infrastructures à haute rentabilité (urbanisation, industrialisation, transport) et il semble donc difficile de se passer dans ce cas d'une approche réglementaire, au moins dans les espaces que l'on souhaite protéger.

1 – Remarquons cependant, pour alimenter le débat, qu'un tel principe n'est pas vraiment mis en œuvre dans le cas des Agences de bassin, où les comités de bassin sont impliqués dans ces trois étapes et réalisent donc une gestion « intégrée » du processus.

4. Le passage des valeurs de référence « de base » fondées sur l'analyse économique, selon des méthodes variées, des différents services écosystémiques, à des valeurs de référence globales pour un écosystème donné, adaptées et utilisées de manière pertinente dans les différentes situations concrètes, apparaît comme un processus complexe mais incontournable, dont nous avons essayé de baliser les principales étapes :

– tout d'abord, la « contextualisation » des valeurs de référence dans une situation concrète doit combiner des qualités procédurales valables pour l'ensemble du territoire (rigueur, transparence, clause de révision, débat contradictoire) avec une volonté de prendre en compte les contextes spécifiques locaux, tant écologiques que socioéconomiques ;
– deuxième conclusion importante, une « autorité de régulation » indépendante et susceptible d'intervenir sur les choix majeurs (la substitution est-elle autorisable ? Si oui, entre quels acteurs ? Les éléments de biodiversité remarquable ont-ils été pris en compte de manière satisfaisante ?) apparaît indispensable si l'on ne veut pas donner cours à une « marchandisation » sauvage de la nature, justifiée par l'analyse économique.

5. Enfin, nous avons montré que, en particulier si l'échelle géographique de gestion était, comme nous le proposons, limitée, des approches fondées sur l'équivalence en nature pouvaient être plus pertinentes – et peut-être moins conflictuelles – que celles fondées sur la monétarisation, en particulier pour la pratique de la compensation.

Mais dans tous les cas, il convient de rappeler qu'une transaction, qu'elle soit fondée sur la monnaie ou sur une équivalence en nature, ne peut intervenir que comme l'ultime étape de la démarche « éviter-atténuer-compenser ».

Références bibliographiques

Alfter P. (1998), « Recherche sur les biens et services non-bois de la forêt suisse. Quantification et essai de valorisation dans le cadre d'un projet de l'OFEFP » ; *Schweiz. Z. Forstwes*, 149, 87-104, cité par Lebreton et Vallauri, 2004.

Allen B. P. et Loomis J. B. (2006), « Deriving values for the ecological support function of wildlife: an indirect valuation approach », *Ecological Economics*, 56, 49-57.

Anielski M. et Wilson S. (2005), *Counting Canada's Natural Capital: Assesing the Real Value of Canada's Boreal Ecosystems*, Canadian Boreal Initiative and Pembina Institute, Ottawa, Canada, 79 p.

Bann C. et Clemens M. (1999), *Turkey: Forest Sector Review - Global Overlays Program Final Report*, Ed. World Bank, Washington.

Beaumais O., Laroutis D. et Chakir R. (2008), « Conservation *versus* conversion des zones humides : une analyse comparative appliquée à l'estuaire de la Seine », *Revue d'économie régionale et urbaine*, n° 4, p. 569-590.

Biao Z., Wenhua L., Gaodi X. et Yu X. (2008), « Water conservation of forest ecosystem in Beijing and its value », *Ecological Economics*, in press.

Bolker B. M., Pacala S. W., Bazzaz F. A. *et al.* (1995), « Species diversity and ecosystem response to carbon dioxide fertilization: conclusions from a temperate forest model », *Global Change Biology*, 1, 373-381.

Boman M. et Bostedt G. (1995), *Valuing the Wolf in Sweden*, Report N° 110, Swedish University of Agricultural Sciences, Dpt of Forest Economics, Umeä.

Bourget J., Bracque P., de Nonancourt P. et Sapor C. (2003), *Évaluation des risques liés à l'augmentation des densités des sangliers sauvages en France*, MEDD/ MAAPAR rapport n° C 2003 T 067, 63 p.

Brahic E. et Terreaux J.-P. (à paraître), *Évaluation économique de la valeur de la biodiversité en forêt. Guide méthodologique*, Éd. QUAE, Paris.

Brander L. M., Raymond J. G, Florax M. et Vermaat J. E. (2006), « The Empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and meta-analysis of the literature », *Environmental and Resources Economics*, 33, 223–250.

Brouwer R., Langford I. H., Bateman I. J. et Turner R.K. (1999), « A meta-analysis of wetland contingent valuation studies », *Regional Environmental Change*, 1 (1), November, 47-57.

CAS (Centre d'analyse stratégique) (2008), *La valeur tutélaire du carbone,* rapport de la commission présidée par Alain Quinet, coll. Rapports et Documents, n° 16, La Documentation française, juin, 109 p.

CBD (Convention on Biological Diversity) (2007), « An exploration of tools and methodologies for valuation of biodiversity and biodiversity resources and functions », *CBD Technical Series*, n° 28, 71 p.

Corisco-Perez C. (2006), *Potabilisation : les coûts réels de production de l'eau potable*, synthèse technique, Éd. ENGREF, Montpellier, 12 p.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R. *et al.* (1997), « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, 387, 253-260.

Crutzen P., Mosier A., Smith K. A. et Winiwarter W. (2007), « $N_2$0 release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels », *Atm. Chem. Phys. Discuss*., 7, 11191-12205.

CSPNB (Conseil scientifique du patrimoine naturel et de la biodiversité) (2007), *L'arbre, la rivière et l'homme*, Éd. MEEDDAT, Paris, 63 p.

D4E (2007a), « Mécanismes de compensation : une opportunité pour les secteurs économiques, financiers et les gestionnaires de la diversité biologique », *Lettre Évaluation*, avril.

D4E (2007b), « Évaluation économique des dommages environnementaux sur accidents industriels », *Lettre Évaluation*, novembre.

D4E (2007c), *Analyse coût/avantages de la restauration d'une rivière : le cas du Gardon aval*, Collection « Études et synthèses ».

D4E (2006), « La valorisation des aménités du Loir », *Synthèse du document de travail 06-E-01*, mars.

D4E (2005), « Mécanisme de compensation pour la conservation de la diversité biologique : état des lieux et analyse pour sa viabilité en France », *Lettre Évaluation*, juillet.

De Wever P. et Reynaud J. Y. (2009), « Terroirs, les racines du vin », *Découverte*, n° 360, p. 13-25.

Dupouey J. L., Pignard G., Badeau V. *et al.* (2002), « Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises », *Forêt Walonne*, n° 57, p. 6-19.

Dussol A. M., Hilal M. et Kroll J. C. (2003), « 30 ans de PAC : plus de grandes cultures, moins de fourrages, autant de disparités géographiques », *Agreste Cahiers*, n° 3, p. 27-33.

European Communities (2008), *The Economics of Ecosystems & Biodiversity: An Interim Report*, 64 p.

FAO (2007), *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. Payer les agriculteurs pour les services environnementaux*, Éd FAO, Rome, 234 p.

FPF (Forêt privée française) (2008), *Les chiffres clés de la forêt privée. Édition 2008-2009*, Éd. FPF, Paris, 24 p.

Gallai N., Salles J.-M., Settele J. et Vaissière B. (2009), « Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline », *Ecological Economics*, 68, 810-821.

Géniaux G. (2002), « Le *Mitigation banking* : un mécanisme décentralisé au service des politiques de *no net loss* », *Série Actes et communications de l'INRA*, n° 17.

Guinaudeau M. (2009), « Retenues de substitution : sortir de la controverse », *Agriculture, Alimentation et Espaces ruraux*, n° 30, p. 5-6.

Günter M., Schläpfer F. *et al.* (2002), *Direct payments for biodiversity provided by swiss farmers: an economic interpretation of direct democratic decision*, Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, Case study, Switzerland, OECD Publications, Paris, 41 p.

Guo Z., Xiao X. et Li D. (2000), « An assessment of ecosystem services: water-flow regulation and hydroelectric power production », *Ecological Applications*, 10, 925-936.

Hageman R. (1985), « Valuing marine mammal populations: Benefits valuations in multi-species ecosystems », *in Administrative Report*, Southwest Fisheries.

Hernandez S. (2006), « Compte-rendu du séminaire sur les mécanismes de compensation », *Note de la D4E*.

IFEN (2005), « Les multiples valeurs de la forêt française », *Les données de l'environnement*, n° 105, août, 4 p.

INSEE (2008), *L'agriculture en 2007*, Rapports présentés à la Commission des comptes de l'agriculture de la nation le 1er juillet 2008, Éd. INSEE, Paris, 211 p.

Jactel H. et Brockerhoff E. G. (2007), « Tree diversity reduces herbivory by forest insects », *Ecology Letters*, 10, 835-848.

Johnansson P. O. (1989), « Valuing public goods in a risky world: An experiment », *in* Folmer H. et Ierland E. (eds), *Evaluation Methods and Policy Making in Environmental Economics*, Amsterdam, North Holland.

Keppler F., Hamilton J. T. G. *et al.* (2006), « Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions », *Nature*, 439, 187-191.

Krieger D. J. (2001), *Economic Value of Forest Ecosystem Services: A Review*, The Wilderness Society, Washington D.C., 30 p.

Lavabre J. et Andreassian V. (2000), « Les eaux et les forêts. La forêt : un outil de gestion des eaux ? », *La lettre de Medias*, n° 13, p. 38-44.

Le Bissonnais Y., Thorette J., Bardet C. et Daroussin J. (2002), *L'érosion hydrique des sols en France*, rapport IFEN-INRA, 106 p.

Lebreton P. et Vallauri D. (2004), *Si la forêt m'était comptée…*, rapport scientifique, Éd. WWF-FRAPNA, 23 p.

Léonard J., Le Bissonnais Y., Andrieux P. et Darboux F. (2009), « L'érosion, un acteur majeur de la dégradation des sols et de l'environnement », *Dossier INRA « Le sol »,* Éd. QUAE, Paris, p. 128-131.

Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I, Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J. P. et Trommetter M. (éds) (2008), *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective*, synthèse du rapport INRA (France), 113 p.

Loomis J., Kent P., Strange L. *et al.* (2000), « Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey », *Ecological Economics*, 33, 103-117.

Loomis J. B. et White D. S. (1996), « Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis », *Ecological Economics*, 18, 197-206.

Loubier S., Christin F., Aubry N. *et al.* (2005), « Comment prendre en compte la demande en eau pour l'irrigation dans un contexte de rareté et d'incertitudes sur la ressource : un exemple de combinaison d'outils sur le bassin de la Charente en France », *Communication International Conference on Environmental Science and Technology*, Chypre, 12-13 mai.

Magnani F., Mencuccini M., Borghetti M. *et al.* (2007), « The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests », *Nature*, 447, 848-852.

MAP (ministère de l'Agriculture et de la Pêche) (2006), *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises, édition 2005*, Éd. MAP, Paris, 148 p.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005), *Ecosystems and Human Well-Being. Synthesis*, Ed. Island Press, Washington DC, 155 p.

MEEDDAT (ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire) (2008), « La valeur économique de la forêt méditerranéenne en France », *Lettre Évaluation*, n° 17, juin.

MEEDDAT (ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire) (2008), « La préservation des écosystèmes coralliens : principaux aspects scientifiques, institutionnels et socioéconomiques », *Document B2-08-051*, 28 p., et *Lettre Évaluation*, n° 18, juillet.

Montagné C. et Niedzwiedz A. (2007), « Évaluation économique des bénéfices marchands et non marchands de la forêt française », *Forêt-entreprise*, n° 176, p. 30-34.

Mullan K. et Kontoleon A. (2008), *Benefits and Costs of Protecting Forest Bodiversity: Case Study Evidence*, Final Report submitted to the IUCN and EEA, 82 p.

OECD (2004), *Handbook of Market Creation for Biodiversity: Issues in Implementation*, OECD Publications, Paris, 177 p.

OECD (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité. Guide à l'intention des décideurs*, OECD Publications, Paris, 177 p.

OECD (2001), *Valuation of Biodiversity Benefits. Selected Studies*, OECD Publications, Paris, 190 p.

ONF (Office national des forêts) (2006), « Forêt et Carbone », *Dossier n° 05*, juin.

Oréade-Brèche (2005), *Évaluation des mesures agroenvironnementales. Rapport final*, 233 p., disponible sur www.oreade-breche.fr.

Pearce D. (2007), « Do we really care about Biodiversity? », *Environmental & Resource Economics*, 37, 313-333.

Pearce D. W. (2001), « The economic value of forest ecosystems », *Ecosystem Health*, 7 (4), 284-296.

Pearce D. W. et Pearce C. G. T. (2001), « The value of forest ecosystems », *CDB Technical Series*, 4, 59 p.

Pointereau P. (2007), *L'approvisionnement en eau potable de la ville de Münich. Une collectivité engagée pour un développement durable,* www.solagro.org/site/im_user/153_notestechmunich.pdf.

Rasool I. (1993), *Le Système Terre*, Paris, Flammarion.

Rauch T. (1994), *Kapital Wald*, cité par Lebreton et Vallauri, 2004.

Robinson W. S., Nowogrodzki R. et Morse R. A. (1989), « The value of honey bees as pollinators of U.S. crops. II », *American Bee Journal*, 129, 477-487.

Sarrailh J. M. (2002), « La revégétalisation des exploitations minières : l'exemple de la Nouvelle-Calédonie », *Bois et Forêts des Tropiques*, n° 272, p. 21-31.

Scherrer V. (2002), *Réinventer la chasse pour le XXIe siècle*, rapport au Conseil économique et social, 266 p.

Seguin B., Arrouays D. *et al.* (2007), « Moderating the impact of agriculture on climate », *Agricultural and Forest Meteorology*, 142, 278-287.

Seják J., Sovova L. et Kupka M. (2002), *Applied Evaluation of Biodiversity,* Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, Case study: Czech Republic, OECD Publications, Paris, 29 p.

Soussana J. F., Loiseau P. *et al.* (2004), « Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands », *Soil Use and Management*, 20, 219-230.

Stenger A., Harou P. et Navrud S. (2009), « Valuing environmental goods and services derived from forests », *Journal of Forest Economics*, 15, 1-14.

Tardieu H. (2005), « Water management for irrigation and environment in a water-stressed basin in SouthWest France », *in* M. Svendsen (ed.), *Irrigation and River Basin Management*, CAB International.

Trommetter M. (coordonnateur) (2008), *Biodiversité, agriculture et politiques publiques. Expertise scientifique collective*, chap. 4, INRA, Paris, 108 p.

Turner K. R., Paavola J., Cooper P. *et al.* (2003), « Valuing nature: lessons learned and future research directions », *Ecological Economics*, 46, 493-510.

Willis K. G., Garrod G., Scarpa R. *et al.* (2003), *The Social and Environmental Benefits of Forests in Great Britain*, Report to Forestry Commission, Edinburgh, 36 p., www.forestry.gov.uk/website/PDF.nsf/pdf/sebreport0703.pdf/$FILE/sebreport0703.pdf.

Woodward R. T. et Wui Y. S. (2001), « The economic value of wetland services: A meta-analysis », *Ecological Economics*, 37, 257-270.

Zandersen M. et Tol R. S. J. (2009), « A meta-analysis of forest recreation values in Europe », *Journal of Forest Economics*, 15, 109-130.

Chapitre 8

Conclusions générales

Arrivés au terme de ce rapport, nous nous proposons de souligner quelques conclusions majeures, relatives aux quatre grandes questions de la saisine.

1. Les enjeux socioéconomiques de la diversité biologique en France

Ces enjeux résultent de la perception – relativement récente – de deux réalités, celle du rôle majeur et souvent irremplaçable que joue la biodiversité dans la production du bien-être humain, y compris dans la fourniture des besoins les plus essentiels, et celle des menaces qui pèsent aujourd'hui sur elle et conduisent à son érosion accélérée.

En ce qui concerne le premier aspect, nous avons souligné, après d'autres, l'importance majeure de la conservation de la biodiversité pour aujourd'hui, mais aussi, et peut-être surtout, pour l'avenir. Ce « capital écologique », qui devrait intégrer également les produits de l'activité passée des êtres vivants[1], apparaît en effet de plus en plus comme l'une des sources des innovations de demain et d'un développement durable. Sans porter aucun jugement de valeur sur les conceptions éthiques accordant une égale valeur à l'ensemble des êtres vivants, **une approche anthropocentrique et utilitariste, dès lors qu'elle intègre les générations futures, suffit à elle seule pour reconnaître l'importance de ces enjeux**. Rappelons enfin que l'impression d'indépendance croissante vis-à-vis de la nature qui avait marqué la seconde moitié du XXe siècle était essentiellement liée au fait que l'on avait recours

1 – On utilise parfois le terme de « géodiversité » pour désigner l'ensemble des ressources minérales naturelles dont beaucoup résultent de l'activité passée de la biodiversité. Nous n'avons pas analysé cette problématique dans ce rapport mais souhaitons attirer l'attention sur cet aspect qui, à l'exception des ressources énergétiques, est aujourd'hui moins médiatisé.

massivement à des produits de la biodiversité passée – au premier rang desquels les énergies fossiles –, produits dont le caractère limité est aujourd'hui évident.

Vis-à-vis des menaces sur la biodiversité, il est certes légitime de considérer la lutte contre les changements climatiques et la conservation de la biodiversité comme deux défis liés et d'égale importance, dans la mesure où les effets des changements climatiques seront plus ou moins drastiques selon les modifications qu'ils induiront ou non dans la biodiversité et que, inversement, cette biodiversité est susceptible de moduler l'ampleur de ces changements. **Mais il faut souligner dans le même temps que l'érosion déjà forte de la biodiversité actuelle est liée à des facteurs qui sont à l'œuvre depuis de nombreuses années** : modification et fragmentation des habitats, pollutions, introduction d'espèces envahissantes, désertification, surexploitation, etc. **Il est donc impératif de maîtriser le plus rapidement possible ces différents facteurs, les changements climatiques risquant à l'avenir d'interagir avec eux et d'accroître encore les pressions qui s'exercent sur la biodiversité.**

Par rapport à ces enjeux, la France est concernée à au moins trois titres : son statut de pays développé, où les impacts environnementaux tant internes qu'externes sont particulièrement élevés et continuent à s'accroître ; ses capacités d'influence, seule ou dans le cadre de l'Union européenne, pour inciter à la prise en compte de ces questions au niveau international (G20, ONU, OMS, etc.) ; enfin, sa position biogéographique dans des zones particulièrement biodiverses ou aux frontières entre ces zones, tant en Métropole que dans les départements et collectivités d'Outre-mer.

2. Le bilan des connaissances scientifiques

Il était nécessaire d'examiner tout d'abord comment les sciences biologiques pouvaient aujourd'hui caractériser le ou les objets à soumettre à l'analyse économique. Cette approche nous a montré combien la biodiversité était un objet complexe qui, selon les préoccupations, les échelles d'espace et de temps concernées, devait être approché avec des indicateurs spécifiques et diversifiés. Il n'existe donc pas « d'unité de compte » similaire à la tonne d'équivalent CO_2 pour le changement climatique et il semble peu probable que le progrès des connaissances conduise à en proposer une. Mais, soulignons-le, **cela ne signifie pas qu'un diagnostic sur l'état et l'évolution de la biodiversité, à diverses échelles spatiales, soit impossible. Il devra seulement combiner des dires d'experts et divers indicateurs, cette situation étant rencontrée dans bien d'autres domaines, comme les politiques sociales ou sanitaires.**

L'introduction de la notion de service écosystémique présente l'avantage d'être intégratrice et, en particulier, de prendre en compte une vision de la biodiversité mettant l'accent non sur ses composantes mais sur leurs multiples interactions. Autre avantage, cette approche par les services souligne l'importance de la dimension quantitative, c'est-à-dire, au-delà de la notion de diversité au sens strict, de l'abondance des individus contribuant à ces services.

Mais l'approche de la biodiversité à travers ses services est également réductrice car elle privilégie un regard fondé surtout sur les usages actuels ou prévisibles, et en outre quantifiables, de la biodiversité. En effet, même si le concept de « valeur économique totale » intègre les valeurs de non-usage, fournir des estimations pertinentes et fiables de ces valeurs apparaît très difficile. Nous avons cependant retenu cette option pour permettre le couplage avec l'analyse économique, tout en proposant que les entités « remarquables » de la biodiversité soient traitées de manière spécifique.

En ce qui concerne l'analyse économique, nous n'avons pas caché qu'il existait des réticences réelles, des objections de principe à sa mise en œuvre. Ces objections sont fondées sur au moins deux considérations : la première est que **la notion de valeur de la biodiversité a – et doit conserver – un sens beaucoup plus large que celui que l'économie est susceptible d'appréhender**; la seconde est que **l'introduction d'une valeur économique peut sous-entendre l'idée de « marchandisation » de la biodiversité**, c'est-à-dire la possibilité de l'échanger avec d'autres biens, alors que l'objectif de stopper son érosion est aujourd'hui reconnu, et inscrit dans l'agenda politique. S'y ajoute la question du « statut » de la biodiversité, avec la référence fréquente à la notion, certes délicate, de « bien public ». C'est pourquoi il nous a semblé nécessaire d'expliciter les fondements et hypothèses de la théorie de la valeur en économie, pour bien cerner la pertinence de cette approche et souligner la différence entre « prix de marché » et « valeur de référence ». Par ailleurs, **l'analyse des pratiques du droit nous a fourni une piste pour prendre en compte ces objections** – à travers les notions de légitimité procédurale et de régulation – tout en permettant à l'analyse économique de s'exercer.

Sur un plan plus opératoire, nous avons inventorié la panoplie des méthodes développées pour attribuer des valeurs monétaires à des biens non marchands. Outre qu'elles sont inégales dans leurs fondements théoriques, ces méthodes fournissent dans leur application pratique des résultats présentant, pour un même service, de fortes variations, qui peuvent être de plusieurs ordres de grandeur. Nous avons essayé d'en cerner l'origine en distinguant cinq registres :

- tout d'abord, **comme pour les biens marchands, ces valeurs sont susceptibles de varier dans l'espace et dans le temps**, selon le contexte économique (revenus), mais aussi social et culturel ;
- la deuxième source de variation, également connue pour des biens marchands, est liée à **l'information dont dispose le « consommateur » vis-à-vis du bien**. Cette question est particulièrement lourde pour la biodiversité qui doit souvent être « traduite » en entités plus concrètes – espèces ou ensemble d'espèces familières ou emblématiques, écosystèmes connus et particulièrement riches en biodiversité – pour permettre aux personnes consultées d'exprimer leur opinion. On doit d'ailleurs s'interroger sur le rôle de différents acteurs (experts, décideurs politiques, ONG, médias, etc.) dans la formation de ces représentations de la biodiversité. Cette question de l'information est l'une des raisons qui nous ont conduits à distinguer la biodiversité remarquable dont les entités sont explicites, culturellement appropriées, et peuvent être appréhendées directement en recourant essentiellement à l'évaluation contingente – approche dont nous avons souligné les limites –, et la biodiversité ordinaire dont la valeur économique peut être approchée indirectement, à travers les services écosystémiques qui en dépendent, et

par d'autres méthodes plus robustes (préférences révélées, coûts de substitution) ;

- troisième source de variation, **le traitement et l'agrégation des données de préférences individuelles**, lorsqu'il s'agit de préférences déclarées, **pour les rapporter à une entité donnée** (une espèce menacée, un écosystème en cours de dégradation, un hectare de forêt, de zone humide, etc.) **apparaît un point particulièrement délicat** et insuffisamment maîtrisé par la plupart des études. C'est en particulier pourquoi nous avons, dans le cas de la biodiversité remarquable, incité à n'utiliser les résultats de l'analyse économique que de manière subsidiaire, dans un contexte délibératif, compte tenu des débats sur la légitimité de cette approche et de la variabilité des résultats qu'elle fournit[1] ;
- **le « taux d'usage » des services écologiques conditionne également fortement, mais de manière très compréhensible, les estimations obtenues**. Nous l'avons montré pour la qualité de l'eau – selon la proportion de l'eau fournie par les écosystèmes qui est utilisée pour la production d'eau potable – ou pour la fréquentation touristique des massifs forestiers. Ceci nous a amenés à introduire la notion de « valeur maximale plausible » d'un service, valeur à combiner d'une manière qui reste à définir avec sa valeur d'usage à un instant donné ;
- enfin, **les questions d'agrégation**, qu'il s'agisse de faire un bilan des différents services sur un même espace ou de cumuler les services de différentes unités spatiales pour obtenir une estimation à une échelle plus large, **ne peuvent se limiter à de simples additions et des méthodologies appropriées devront être élaborées.**

3. Les besoins de recherche

En nous limitant aux aspects les plus directement opérationnels, nous avons identifié plusieurs axes de recherche qu'il conviendrait de stimuler.

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. Plusieurs initiatives sont déjà en cours et l'on ne peut qu'inciter, après d'autres, à les conforter et à les pérenniser. La création de l'ONEMA, établissement public dont l'une des missions centrales est la construction d'une base nationale de données sur l'eau et les milieux aquatiques, constitue un exemple parmi d'autres d'initiatives récentes allant dans ce sens. La relance et la pérennisation des dispositifs d'observation sur le long terme, des stations biologiques de terrain (notamment les stations marines) seraient également à promouvoir. Plus largement, la création d'un Observatoire national de la biodiversité, retenue

1 – On doit d'ailleurs noter que l'utilisation de démarches participatives ou délibératives est précisément l'une des voies recommandées par certains spécialistes des méthodes basées sur des préférences déclarées, pour renforcer la validité des résultats.

au titre du Grenelle de l'environnement, devrait fournir le cadre institutionnel à ces développements.

On soulignera notamment **l'importance de pouvoir associer dans ces systèmes d'information des indicateurs d'état et des indicateurs de pression sur la biodiversité liés aux diverses activités humaines.** En effet, ces indicateurs de pression présentent deux avantages par rapport aux indicateurs d'état : d'une part, à l'instar de la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère pour l'analyse du processus de réchauffement climatique, ils peuvent mesurer l'effet spécifique de politiques s'attaquant directement aux facteurs d'érosion de la biodiversité et peuvent prendre le caractère de « paramètre de contrôle » de ces phénomènes d'érosion ; d'autre part, ils constituent des « indicateurs avancés », car ils sont susceptibles de détecter des évolutions favorables à venir des indicateurs d'état. Pour ce faire, il conviendra de développer des modèles quantitatifs reliant ces indicateurs de pression à des évolutions prévisibles de la biodiversité.

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

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, d'altérer 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. Elles devront être largement pluridisciplinaires, c'est-à-dire associer les approches biologiques à la physicochimie des milieux naturels, à la biogéochimie, à l'écotoxicologie, etc.

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. Nous soulignons ce point car il signifie que les dynamiques académiques et les dispositifs d'incitation qui en dépendent risquent fort de ne pas combler, du moins à eux seuls, ce déficit. Nous avons vu en particulier la faiblesse – en comparaison avec les milieux tropicaux – des études consacrées aux services des écosystèmes des zones tempérées et la disproportion entre certains services fortement documentés, comme la fixation du carbone ou la valeur récréative, et d'autres pour lesquelles les estimations sont rares, comme les fonctions de protection. Dans ce dernier cas, des approches couplées, associant des spécialistes du milieu physique, de l'écologie, de l'économie et de la gestion des risques devraient être absolument promues, au risque d'être partielles. 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 de référence et de la régulation de leur usage, mais également dans la question de l'expression des préférences dans les évaluations contingentes. On doit la poser aussi pour les réactions 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 se comporteront en suivant un modèle simple de rationalité ; ils sont évidemment capables de comportements stratégiques dont une bonne anticipation conditionne le succès des politiques de conservation. En lien avec cette question, une recherche pédagogique sur la sensibilisation, l'éducation et l'information des citoyens, prenant en compte leur diversité socio-culturelle, serait à promouvoir.

Nous évoquerons 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 de préférences individuelles par une « préférence moyenne » et des travaux à l'interface entre l'économie, la sociologie et les sciences politiques pourraient éclairer cette problématique.

Nous terminerons 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 par exemple 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. On pourrait noter par contraste l'importance des dispositifs législatifs relatifs à la propriété du sous-sol et de ses richesses éventuelles. Dès lors que, comme nous l'avons amplement souligné, cette biodiversité ordinaire apparaît comme un déterminant majeur des services écosystémiques, on peut donc interroger les sciences juridiques sur l'intérêt d'une évolution éventuelle de son « statut ».

4. L'estimation de valeurs de référence

En appliquant les méthodes précédemment évoquées, nous avons montré, pour quelques écosystèmes présents sur le territoire national, comment il était possible d'estimer un certain nombre de leurs services. Nous avons également identifié les services pour lesquels l'évaluation semblait aujourd'hui insuffisante, en particulier les services de protection. **Les valeurs que nous avons obtenues ont confirmé – et même renforcé – la conclusion souvent énoncée selon laquelle la valeur économique totale des biens non marchands issus**

de ces services serait au moins égale, si ce n'est très largement supérieure à celle des biens marchands.

Mais nos estimations doivent être considérées comme des ordres de grandeur, car elles devront être affinées, complétées et adaptées à la diversité des situations écologiques, mais aussi socioéconomiques locales. **C'est pourquoi nous avons proposé d'établir une typologie des « socio-écosystèmes » et d'élaborer des valeurs de référence propres à chacun.** Le projet en cours du « MEA France », qui travaille sur la caractérisation, la quantification et la cartographie des différents services écosystémiques, y contribuera.

Cette nécessité d'une spatialisation des valeurs de référence pourra décevoir ceux qui, sur le modèle de la tonne carbone, auraient souhaité des références nationales, voire internationales. Elle pourrait de surcroît apparaître contradictoire avec l'objectif même des valeurs de référence qui doivent, par définition, transcender les contingences locales pour fonder des arbitrages aussi objectifs que possible. Mais cette contradiction n'est qu'apparente et la spatialisation des valeurs en fonction d'indicateurs qui devront être précisés nous semble incontournable, au moins à court terme, dans le cas de la biodiversité et des services écologiques. Il restera donc à préciser cette échelle spatiale pertinente, étant entendu que la procédure présidant à la fixation de ces valeurs devra en revanche être définie à l'échelle nationale, voire internationale.

Nous avons, en outre, souligné que la fixation d'une valeur de référence globale pour l'ensemble des services d'un socio-écosystème donné devait, à partir des valeurs disponibles pour ces différents services, de leurs incertitudes et de leur incomplétude, opérer des choix nécessaires mais qui, dans l'état actuel des connaissances, ne peuvent être totalement objectivés ; **d'où l'importance de la définition d'une procédure considérée comme légitime pour opérer ces choix et fixer ces valeurs.**

En ce qui concerne l'utilisation de ces valeurs, nous avons indiqué en introduction que la question – importante mais complexe – de leur prise en compte concrète dans divers instruments de l'action publique (réglementations, taxes, incitations, etc.) et de l'efficience relative de ces diverses options dépassait le cadre de ce rapport. En revanche, **nous avons montré, en première analyse, que cette prise en compte était susceptible de modifier la hiérarchie « microéconomique » entre différents usages agricoles du sol** (cultures annuelles, prairies permanentes, forêts) et, pour chaque usage, entre différents modes de conduite de ces productions. Cette conclusion est particulièrement importante dans le contexte de réflexion actuelle sur les objectifs et les modalités d'application de la Politique agricole commune.

À l'inverse, il semble difficile, toujours en première analyse, de tabler sur ces valeurs pour inciter à reconsidérer totalement des changements d'usage majeurs et à forte valeur ajoutée (urbanisation, infrastructures de transport). **Dans ce cas, ces valeurs peuvent cependant permettre de comparer plusieurs options pour un même aménagement et de justifier des préconisations en faveur de la biodiversité** : comme le montre l'exemple de certaines grandes villes, le génie écologique est aujourd'hui capable de concevoir de tels aménagements même dans des milieux fortement anthropisés.

Nous nous sommes placés jusqu'ici dans une logique *ex-ante*, à savoir l'utilisation des valeurs de référence comme outils d'aide à la décision. En revanche, une fois la décision prise et en ayant étudié les possibilités d'éviter, puis d'atténuer, se pose la question de la compensation des effets résiduels éventuels. Nous avons donc examiné comment pouvait s'appliquer ce principe de compensation, en insistant à nouveau sur la nécessité d'une échelle locale et sur **l'importance de procédures adaptées et légitimes pour réguler ces pratiques. Nous avons montré qu'il était possible, voire souhaitable dans ce cas, de recourir à une notion d'équivalence en nature plutôt que d'utiliser les valeurs de référence** dont le champ d'application doit rester principalement l'analyse socioéconomique *a priori* des choix publics.

5. Recommandations

En complément des besoins de recherche évoqués précédemment, le groupe de travail a identifié un petit nombre d'opérations qui pourraient être conduites à court terme et qui compléteraient utilement ce rapport.

1. En s'appuyant sur l'approche par les services écologiques de la biodiversité ordinaire, il apparaît possible d'étendre rapidement le travail réalisé par le groupe sur quelques écosystèmes « pilotes ». Le groupe de travail recommande donc, sur le modèle de la synthèse réalisée pour les forêts tempérées, de :

- réaliser des synthèses critiques exhaustives des données disponibles (en France métropolitaine et dans des régions comparables) et des carences pour les grands types d'écosystèmes tempérés ;
- examiner la pertinence pour les départements et territoires d'Outre-mer des nombreux travaux disponibles sur les écosystèmes intertropicaux ;
- réaliser en France métropolitaine une première spatialisation, à l'échelle au moins départementale, des données disponibles sur les différents services marchands et non marchands, en commençant par les écosystèmes forestiers pour lesquels l'exercice apparaît *a priori* réalisable.

2. Pour inscrire l'élaboration des valeurs de référence dans la durée, conforter leurs fondements méthodologiques, mais aussi pour assurer leur légitimité aux yeux des acteurs concernés, le groupe recommande d'identifier (ou de créer ?) la structure permanente pluraliste (sur le modèle des « collèges » du Grenelle de l'environnement ?) chargée, à partir du présent rapport mais également des autres travaux en cours dans ce domaine (TEEB, travaux de l'Agence européenne de l'environnement, MEA France), de :

- **définir les méthodes de référence** (lorsque plusieurs méthodes d'évaluation sont disponibles) pour l'évaluation des différents services écosystémiques ;
- **fixer les paramètres clés** à utiliser pour ces calculs (valeur de la tonne carbone, coût des traitements de potabilisation, valeur d'une visite récréative unitaire, etc.), afin d'homogénéiser les estimations de ces services ;

– **approfondir la notion de « valeur maximale plausible »** (voir chapitre 7) et proposer éventuellement de premières estimations ;
– **examiner de manière comparative les approches utilisées pour l'évaluation économique d'autres externalités négatives** (bruit, pollution atmosphérique) et proposer si nécessaire une mise en cohérence de celles utilisées pour l'évaluation des services écosystémiques.

C'est à partir de ce cadrage méthodologique qui devra être régulièrement actualisé, qu'il sera possible de confier à des opérateurs divers (services déconcentrés, bureaux d'études) la réalisation d'estimations concrètes.

3. En ce qui concerne **l'utilisation de ces valeurs de référence, le groupe souligne la nécessité de définir (ou de rappeler quand ils existent) les lieux et processus de décision** qui, à partir des valeurs de référence spatialisées :

– estimeront, pour un aménagement donné, les valeurs à prendre en compte, en considérant en particulier les surfaces directement mais aussi indirectement impactées par un aménagement (ces surfaces pouvant être variables selon les services) et les effets liés à la localisation de ces surfaces (fragmentation d'habitats, effets de seuil) ;
– traiteront de la prise en compte des éléments de biodiversité remarquable, prise en compte qui devra, comme nous l'avons souligné, faire appel à d'autres références que la seule évaluation économique ;
– instruiront la séquence « éviter-atténuer-compenser », y compris la définition des compensations légitimes sur la base des équivalences écologiques en nature.

4. Dans le but de définir un objectif réellement opérationnel, le groupe considère qu'il est nécessaire de **préciser, en particulier 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. Enfin, le groupe recommande de **soutenir et développer les initiatives visant à faire connaître les enjeux socioéconomiques de la biodiversité auprès de différents publics** (scolaires, étudiants, acteurs économiques, collectivités, etc.), en soulignant en particulier la contribution actuelle et future de la biodiversité et des services écosystémiques au développement durable.

Annexes

Annexe 1

Saisine

Le Premier Ministre *Paris, le* 16 JAN. 2008

N° 2003

Monsieur le Ministre, Cher ami,

Les débats qui ont eu lieu dans le cadre du Grenelle de l'environnement ont rappelé que l'évolution de la biodiversité était au cœur des préoccupations environnementales de notre société. Conscient de l'accélération de la perte de biodiversité dans le monde entier et du déclin associé des services rendus par les écosystèmes, le Président de la République s'est ainsi engagé, dans son discours prononcé à l'occasion de la restitution des conclusions du Grenelle de l'environnement, à ce que toutes les décisions publiques soient arbitrées dans le futur en intégrant leur coût pour la biodiversité.

À cette fin, il est nécessaire de disposer d'éléments d'évaluation objective qui permettront de mieux prendre en compte la valeur de la biodiversité et les services rendus par les écosystèmes. Ces éléments d'évaluation pourront tendre vers la détermination de valeurs de référence qui pourraient guider le Gouvernement dans ses décisions.

Les connaissances sur l'évaluation économique de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes doivent être améliorées en engageant des travaux de recherche spécifiques sur ce sujet. Au plan international, plusieurs études ont déjà été réalisées pour tenter de donner une valeur monétaire à la biodiversité et aux services rendus par les écosystèmes. Il s'agit notamment de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (Millennium Ecosystem Assessment) ainsi que les travaux de l'Union pour la Nature (UICN). D'autres travaux sont en cours, notamment la « Stern-like biodiversity study » consécutive à l'initiative prise au cours de la réunion ministérielle du G8 sur la biodiversité qui s'est tenue à Potsdam en mars 2007 avec les cinq pays émergents. Cette dernière étude a vocation à évaluer le coût lié à la perte globale de biodiversité et à comparer le coût de l'inaction par rapport au coût des mesures de conservation.

Monsieur Éric BESSON
Secrétaire d'État auprès du Premier ministre
chargé de la Prospective et de l'Évaluation des politiques publiques
35, rue Saint Dominique
75007 PARIS

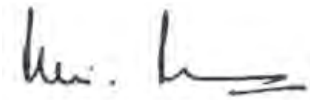
Dans ce contexte, je vous serais reconnaissant de mettre en place un groupe d'experts, français et étrangers, qui sera chargé de :

- *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 socio-économiques 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 des premières valeurs de référence pour la prise en compte de la biodiversité, qui pourront être utilisées notamment dans les études socio-économiques relatives aux projets d'infrastructures.*

Les travaux de cette commission devront associer le plus largement possible les experts de ces questions, y compris les principaux acteurs du Grenelle. Ils devront tenir compte des travaux déjà réalisés sur cette question afin que les valeurs et méthodologies retenues soient cohérentes avec les approches de nos partenaires européens.

Afin que ces analyses puissent être utilisées pour la mise en œuvre des décisions du Gouvernement, la mission devra commencer ses travaux dès que possible et remettre ses conclusions pour la fin du troisième trimestre 2008.

Je vous prie de croire, Monsieur le Ministre, à l'assurance de mes sentiments les meilleurs.



François FILLON

Copie à Monsieur le Directeur général du Centre d'analyse stratégique.

Annexe 2

Composition du groupe

Président :

Bernard Chevassus-au-Louis, inspecteur général de l'Agriculture, UMR GABI, équipe génétique en aquaculture, INRA

Vice-président :

Jean-Michel Salles, CNRS, UMR 5474 LAMETA, Montpellier

Rapporteur général :

Jean-Luc Pujol, conseiller scientifique, Département de la recherche, des technologies et du développement durable, Centre d'analyse stratégique

Rédacteurs principaux :

Sabine Bielsa, MEEDDAT, Sétra, Bagneux

Bernard Chevassus-au-Louis, inspecteur général de l'Agriculture, UMR GABI, équipe génétique en aquaculture, INRA

Gilles Martin, professeur à l'université de Nice-Sophia Antipolis, chargé d'enseignement à l'IEP de Paris (chaire Régulation), avocat au Barreau de Nice

Jean-Luc Pujol, conseiller scientifique, Département de la recherche, des technologies et du développement durable, Centre d'analyse stratégique

Dominique Richard, directrice adjointe, Centre thématique européen sur la diversité biologique

Jean-Michel Salles, CNRS, UMR 5474 LAMETA, Montpellier

Membres :

Dominique Auverlot, chef du Département de la recherche, des technologies et du développement durable, Centre d'analyse stratégique

Didier Babin, chercheur, CIRAD

Michel Badré, président de la formation d'autorité environnementale, Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD), MEEDDAT

Robert Barbault, directeur du Département Écologie et gestion de la biodiversité du Muséum de Paris

Luc Baumstark, maître de conférences, université de Lyon, conseiller scientifique, Centre d'analyse stratégique

Gilles Benest, France Nature Environnement, pilote de la mission « Économie de la biodiversité »

Joshua Bishop, économiste en chef, International Union for Conservation of Nature (IUCN)

Jean-Jacques Blanchon, Mission biodiversité, agriculture, régions et territoires, Fondation Nicolas Hulot pour la nature et l'homme

Jean-Pierre Bompard, délégué à l'Énergie, à l'Environnement et au Développement durable, CFDT

Denis Couvet, professeur au Muséum et à l'École polytechnique, correspondant à l'Académie d'agriculture de France, CRBPO, Muséum national d'histoire naturelle (MNHN)

Patrick Falcone, adjoint à la sous-directrice de la Biomasse et de l'environnement, Direction générale des politiques agricole, agroalimentaire et des territoires, Service de la stratégie agroalimentaire et de l'environnement, ministère de l'Agriculture et de la Pêche

Aurore Fleuret, Sous-direction de l'économie des ressources naturelles et des risques, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, Commissariat général au développement durable (CGDD), MEEDDAT, La Défense

Jean-Pierre Giran, député, professeur des Universités

Pierre-Henri Gouyon, professeur au Muséum d'histoire naturelle de Paris

Alain Grandjean, membre du Comité de veille écologique de la Fondation Nicolas Hulot

Jérôme Larivé, responsable du Bureau de l'environnement, Sous-direction du développement du réseau routier national, Direction des infrastructures de transport, MEEDDAT, La Défense

Hélène Leriche, conseillère scientifique de la Fondation Nicolas Hulot

Harold Levrel, cadre de recherche IFREMER

Robert Lifran, directeur de recherche à l'INRA, UMR LAMETA, Montpellier

Michel Massoni, ingénieur général des Ponts et Chaussées, coordonnateur du Collège économie et régulation des transports, CGEDD/S2, MEEDDAT

Joël Maurice, professeur honoraire à l'École nationale des Ponts et Chaussées

Helen Mountford, head of division, Climate change, natural resources and environmental outlooks division, OECD Environment Directorate

Guillaume Sainteny, directeur des études économiques et de l'évaluation environnementale au ministère de l'Écologie et du Développement durable

Michel Trommetter, directeur de recherche, UMR GAEL INRA et université Pierre Mendès France de Grenoble

Claire Tutenuit, déléguée générale, Entreprises pour l'environnement

Jacques Weber, directeur de recherche CIRAD, membre du Conseil économique du développement durable, chargé de conférences à l'École des hautes études en sciences sociales et à l'université de Paris VI-Pierre et Marie Curie, Comité de veille écologique de la Fondation Nicolas Hulot

Tableau A3-1 : Indicateurs de biodiversité proposés par l'IFB et recommandations pour leur développement (nouvelle stratégie scientifique de l'Institut français de la biodiversité - IFB, juillet 2008)

Indicateur générique	Indicateurs proposés	Pistes de développement (groupe scientifique de l'IFB)
Abondance et distribution d'espèces	- Oiseaux communs - Papillons communs - Oiseaux aquatiques - Grands carnivores	- Compléter par des indicateurs d'autres groupes fonctionnels essentiels dans le fonctionnement des écosystèmes terrestres (végétaux, autres groupes d'insectes, poissons prédateurs, poissons d'eau douce, sol). - Dans chaque cas, faire la part des espèces autochtones et des espèces allochtones. - Des suivis annuels multi-espèces multi-sites. - Le « Biodiversity Intactness Index » (Scholes et Biggs, 2005) pourrait permettre d'intégrer l'ensemble des données.
Statut d'espèces menacées et/ou protégées	- Listes rouges de l'UICN - Espèces concernées par Natura 2000, directive Oiseaux, directive Habitats	- Déclinaison à l'échelle française, en utilisant les méthodes proposées par l'UICN. - Combinaison avec une analyse des espèces endémiques.
Surface de biomes, écosystèmes, et habitats sélectionnés	- Aire occupée par les différents types d'occupation des sols - Surface et composition des types de forêts - Surface des milieux peu artificialisés	- Tenir compte de la fonctionnalité des habitats : pondérer cette extension par le niveau de connectivité/fragmentation des différents habitats. - L'extension des infrastructures humaines pourrait être un indicateur de menaces.
Diversité génétique	- Diversité génétique des animaux domestiques, plantes cultivées et poissons d'importance socioéconomique	- Cet indicateur devrait tenir compte aussi des distances génétiques entre variétés. - Décliner cet indicateur selon différentes régions de production, les différences régionales ayant des implications écologique/agronomique bien différentes de la diversité intra-régionale. - Évaluations à réaliser aussi sur les espèces sauvages sélectionnées, notamment les espèces en listes rouges, en évaluant le lien avec le degré de menace. - Examiner la possibilité d'un appauvrissement génétique des populations en limite d'aire.

Indicateur générique	Indicateurs proposés	Pistes de développement (groupe scientifique de l'IFB)
Aires protégées	- Surface en aires protégées - Surface des sites Natura 2000 (directive Oiseaux et directive Habitats), suffisance de ces propositions - Surface des sites Ramsar	- Comparer l'efficacité des politiques de protection selon les statuts de protection, la taille de ces espaces (parcs nationaux, parcs naturels régionaux, sites Natura 2000, réserves biologiques…) : par exemple à l'aide de l'indicateur « Abondance et distribution d'espèces sélectionnées ». - S'assurer de disposer de suffisamment de sites d'observation dans les espaces protégés.
Dépôts d'azote	- Dépassement de la charge critique	- Disposer de la charge, paramètre plus transparent que l'indice « Dépassement de la charge critique ». - Disposer d'autres indicateurs des pressions exercées par l'agriculture : phosphates, pesticides…
Nombre et coût des invasions biologiques par des allochtones	- Liste cumulée des allochtones - Coût des invasions par des allochtones, plans de gestion	- La proportion représentée par les espèces allochtones dans les peuplements, leur rôle fonctionnel et la surface occupée, leurs effectifs. - Définir au préalable judicieusement les espèces jugées « invasives ». - Création de listes noires basées à la fois sur des critères fonctionnels, logiques (espèces envahissantes ailleurs) et de modélisation.
Impact du changement climatique sur la biodiversité		- La modification de la distribution pourrait être plus pertinente que les changements de phénologie. - Nécessite d'établir une relation entre ces déplacements et des déclins de biodiversité (risques d'extinction). - Nécessite sans doute de construire des scénarios. - L'indicateur en milieu marin pourrait être : extensions latitudinales extrêmes observables.
Indice trophique	Indice trophique marin	- Un ou des équivalents seraient à rechercher dans les écosystèmes terrestres (indice de défoliation, combinaison des indices d'abondance des oiseaux, des papillons, et de l'état des formations végétales…).
Connectivité et fragmentation des écosystèmes	Forêts, zones humides et cours d'eau, par région biogéographique et par pays	- Considérer la connectivité et la fragmentation de tous les types d'occupation des sols susceptibles d'être concernés par la biodiversité.

Indicateur générique	Indicateurs proposés	Pistes de développement (groupe scientifique de l'IFB)
Qualité des écosystèmes	Qualité biologique des cours d'eau	- Disposer d'indicateurs permettant de séparer les différentes caractéristiques de cette qualité, notamment : qualité physico-chimique (teneur en nitrates, pesticides, métaux lourds…), diversité, abondance de différents vertébrés et invertébrés.
Surface de forêts, de systèmes agricoles, aquacoles et de pêche faisant l'objet d'une gestion durable	Concerne forêts, systèmes agricoles, systèmes aquacoles, systèmes de pêche	- Considérer les systèmes agricoles, les surfaces en agriculture biologique, ou faisant l'objet de différentes mesures agro-environnementales. - Prendre en considération le travail de l'Europe sur les « High Nature Value Farmland ». - Indicateur global caractérisant l'activité de pêche : pourrait être le pourcentage d'espèces surexploitées dans un écosystème donné. - Évaluer rigoureusement les critères de durabilité, de manière à qualifier précisément ce qui est entendu par « usages durables ». - Autre possibilité : l'évaluation de l'efficacité de ces pratiques dites « durables », par exemple l'indicateur « Abondance et distribution d'espèces sélectionnées », et en comparant les résultats selon la durabilité affichée.
Empreinte écologique	Empreinte écologique	- Développer d'autres indicateurs que l'empreinte écologique, afin de : 1) séparer les impacts directs sur les écosystèmes des impacts indirects à travers le réchauffement climatique, 2) évaluer la durabilité locale de cette consommation, par une comparaison avec la productivité des écosystèmes locaux.
Accès et partage des bénéfices	Brevets pour des inventions basées sur des ressources génétiques (certificats d'obtention végétale…)	- Ne pas s'intéresser seulement à la production de biens écosystémiques immédiatement exploités (alimentation, ressources génétiques…), mais aussi aux bénéfices associés aux services écosystémiques, régulation des écosystèmes (contrôle des crues, contribution à la santé humaine…). - Un coût d'attente des mesures de protection pourrait être calculé.
Transferts financiers		- Transferts (financement de la biodiversité) à mettre en regard avec l'indicateur précédent. Les fonds alloués à la recherche, la mesure de l'efficacité de la recherche dans le domaine (nombre de publications), de la formation assurée (nombre de docteurs, nombre de naturalistes), pourraient être pertinents.
Opinion publique		- Un indicateur « Sensibilité et participation du public » pourrait être indirectement alimenté à travers l'importance accordée par les médias au sujet « biodiversité ».

Annexe 4

Exemples d'estimation socioéconomique *ex-post*

Estimation *ex-post* de l'avantage socioéconomique (intérêt pour la collectivité de réaliser un projet) de quelques grandes infrastructures.

(Source : Bilans LOTI ; analyse et tableau : CGEDD – Sétra)

1. Élaboration du bilan socioéconomique d'un projet d'infrastructure

Il est possible de connaître le bilan socioéconomique des projets d'infrastructures routières et ferroviaires à travers les « bilans LOTI » qui sont rendus publics. Ces bilans ont pour objectif d'analyser et d'expliquer les écarts entre les prévisions du dossier de Déclaration d'utilité publique (DUP), document ayant fait l'objet d'une communication au public, et les observations réelles après la mise en service de l'infrastructure ainsi que de vérifier le respect des engagements de l'État. Ils sont encadrés par la loi n° 82-1153 du 30 décembre 1982 [1] d'orientation des transports intérieurs (LOTI), qui prévoit dans son article 14 la production de bilans socioéconomiques et environnementaux trois à cinq ans après la mise en service des grandes infrastructures de transport, et par le décret d'application n° 84-617 du 17 juillet 1984 [2].

2. Précautions de lecture

Les valeurs présentées sont destinées à fournir un ordre de grandeur des valeurs socioéconomiques de grands projets d'infrastructures ferroviaires et routières. Leur hétérogénéité ne permet pas de comparer ces valeurs entre elles. Pour comparer les bénéfices actualisés de plusieurs projets, il faut s'assurer au préalable que les trois paramètres suivants sont identiques pour chaque projet : la date d'actualisation retenue, le taux d'actualisation retenu, la période d'évaluation.

Pour les cas recensés dans le tableau, l'hypothèse de durée de calcul pour le bénéfice actualisé total (BAT) est de 20 ans pour les lignes à grande vitesse (LGV) et l'infini pour les autoroutes. Cette différence rend **incomparables les informations entre LGV et routes**.

Les ratios ont été calculés à partir de données de BAT actualisées à des dates différentes. Cette hétérogénéité rend **incomparables les informations entre ratios**.

Le taux d'actualisation utilisé dans les calculs du tableau est de 8 %. Cette hypothèse a évolué avec les instructions : celle en vigueur au mois de février 2009 date de mai 2005 [6] et préconise désormais un taux d'actualisation de 4 %. Pour chaque projet, le bénéfice actualisé total est calculé pour une date d'actualisation donnée et varie en fonction de cette dernière : **il est donc impératif de disposer de bénéfices actualisés totaux donnés à une même date d'actualisation afin de pouvoir les comparer.**

3. Le bénéfice actualisé total - BAT

Parmi les indicateurs socioéconomiques recensés dans ces bilans, le BAT renseigné est la différence entre les avantages nets globaux procurés par le projet et le coût de ce projet. Il permet d'apprécier l'utilité de la réalisation d'un projet pour la collectivité.

Son mode de calcul est détaillé dans les instructions-cadres et/ou instructions et circulaires qui en découlent et sont en vigueur au moment de la Déclaration d'utilité publique. Pour la plupart des cas recensés dans le tableau, il s'agit, soit de la circulaire de mars 1986 [3], soit de l'instruction-cadre de 1995 [4], soit de l'instruction route de 1998 [5]. Ces documents fixent les hypothèses de travail : nature des avantages et coûts à prendre en compte dans les bilans socioéconomiques, durée du calcul (dans le tableau, 20 ans pour les LGV et l'infini pour les autoroutes[1]), taux d'actualisation (8 % dans les calculs du tableau).

Tableau A4-1 : BAT de quelques infrastructures

	Longueur (km)	Bénéfice actualisé total (1)	Date actualisation
LGV			
LGV Atlantique	285	**391**	**1992**
LGV Rhône-Alpes	106	**316**	**1994**
LGV Interconnexion	102	**187**	**1993**
LGV Méditerranée	250	**107**	**2001**
LGV Est (DAM)	299	**249**	**1997**
AUTOROUTES			
A39 Dijon - Dôle	35	**277**	**1991**
A39 Dôle - Bourg-en-Bresse	109	**252**	**1990**
A57 Cuers - Le Cannet-des-Maures	34	**209**	**1991**
A430 Pont Royal - Albertville	16	**240**	**1991**
A837 Saintes - Rochefort	36,5	**113,5**	**1991**
A54 Saint-Martin-de-Crau - Salon-de-Provence	25	**314**	**1996**
A14 Orgeval - La Défense	16	**1 782**	**1996**
A77 Dordives - Cosnes	95,5	**111**	**1999**

(1) En millions d'euros, valeur 2003. Actualisation à 8 % sur 20 ans pour les LGV et infinie pour les autoroutes.

1 – Pour les LGV : historiquement la SNCF a pris une durée de 20 ans avec une valeur résiduelle actualisée. Pour les autoroutes : historiquement la Direction des routes a pris une durée de 30 ans mais la valeur résiduelle a été implicitement prise en compte par le biais d'un calcul des avantages constants à partir de 30 ans jusqu'à l'infini. Depuis la circulaire de 2004, les périodes d'évaluation sont de 50 ans pour tous les modes de transport.

4. Extraction d'informations

Finalement, les bilans LOTI permettent d'extraire les informations suivantes recensées pour des projets de LGV et d'autoroutes.

À partir de ces informations, il est possible de bâtir des indicateurs de bénéfice actualisé total divisé par l'emprise de l'infrastructure. En ramenant les bénéfices actualisés des projets à une même date d'actualisation et en supposant une emprise de 7 ha/km pour les LGV et de 14 ha/km pour les autoroutes, on aboutit aux informations suivantes :

Tableau A4-2 : Indicateur de bénéfice actualisé de quelques infrastructures

	Longueur (km)	Bénéfice actualisé total (1)	Date actualisation	Emprise totale en ha (2)	Ratio BAT/ emprise moyenne (3)
LGV					
LGV Atlantique	285	391	**1992**	1 995	**0,20**
LGV Rhône-Alpes	106	316	**1994**	742	**0,43**
LGV Interconnexion	102	187	**1993**	714	**0,26**
LGV Méditerranée	250	107	**2001**	1 750	**0,06**
LGV Est (DAM)	299	249	**1997**	2 093	**0,12**
AUTOROUTES					
A39 Dijon - Dôle	35	277	**1991**	490	**0,57**
A39 Dôle - Bourg-en-Bresse	109	252	**1990**	1 526	**0,17**
A57 Cuers - Le Cannet-des-Maures	34	209	**1991**	476	**0,44**
A430 Pont Royal - Albertville	16	240	**1991**	224	**1,07**
A837 Saintes - Rochefort	36,5	113,5	**1991**	511	**0,22**
A54 Saint-Martin-de-Crau - Salon-de-Provence	25	314	**1996**	350	**0,90**
A14 Orgeval - La Défense	16	1 782	**1996**	224	**7,96**
A77 Dordives - Cosnes	95,5	111	**1999**	1 337	**0,08**

(1) En millions d'euros, valeur 2003. Actualisation à 8 % sur 20 ans pour les LGV et infinie pour les autoroutes.

(2) Sur la base d'une emprise de 7 ha/km pour les LGV et de 14 ha/km pour les autoroutes.

(3) En millions d'euros par ha, valeur 2003.

Références

[1] Loi n° 82-1153 du 30 décembre 1982 d'orientation des transports intérieurs modifiée par la loi n° 99-533 du 25 juin 1999 d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire.

[2] Décret n° 84-617 du 17 juillet 1984, pris pour l'application de l'article 14 de la loi n° 82-1153 du 30 décembre 1982 relatif aux grands projets d'infrastructures, aux grands choix technologiques et aux schémas directeurs d'infrastructures en matière de transports intérieurs.

[3] Lettre-circulaire du 14 mars 1986 relative aux recommandations pour le calcul économique et l'évaluation des projets dans le secteur des transports et instructions relatives aux méthodes d'évaluation des investissements routiers en rase campagne et en milieu urbain.

[4] Instruction-cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport jointe à la circulaire du 3 octobre 1995 du secrétaire d'État aux Transports.

[5] Circulaire n° 98-99 et instruction relative aux méthodes d'évaluation économique des investissements routiers en rase campagne du 20 octobre 1998.

[6] Instruction-cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures de transport du 25 mars 2004, mise à jour le 27 mai 2005.

Annexe 5

Mesures d'aides à la forêt

On peut distinguer deux grands ensembles, les subventions et les aides fiscales.

1. Les subventions

Elles figurent principalement[1] dans le programme *Forêt* (n° 149) de la mission « *Agriculture, pêche, forêt et affaires rurales* », qui prend en compte la multifonctionnalité de la forêt française, dans ses dimensions économique, sociale et écologique. Il poursuit l'objectif principal d'une meilleure gestion de la forêt dans toutes ses fonctions (de production, de protection et sociale), dans le cadre d'accords européens et mondiaux de gestion durable de la forêt auxquels la France est partie prenante.

Le programme prévoit :

- le développement de la pleine valorisation de la ressource en bois par l'amélioration de la compétitivité,
- le renforcement de la capacité de la forêt à résister aux incendies et aux risques naturels,
- la promotion d'une gestion forestière développant la qualité environnementale et le rôle social de nos forêts,
- le renforcement de la contribution positive de la biomasse forestière au bilan national des émissions/absorptions de gaz à effet de serre, notamment grâce à l'utilisation énergétique du bois,
- le soutien à l'effort de recherche du secteur de la forêt et du bois.

En 2008, le montant des autorisations d'engagement s'est élevé à 293,2 M€ et le montant des crédits de paiement à 301,6 M€.

1.1. Action n° 1 : Développement économique de la filière forêt-bois

(35,8 M€ AE et 31,3 M€ CP)[2]

Environ 12 M€ (AE et CP) ont été consacrés à l'Inventaire forestier national pour l'inventaire de la ressource forestière sur l'ensemble du territoire métropolitain.

Des établissements publics et des centres techniques de la filière forêt-bois ont bénéficié de 20,6 M€ AE : FCBA (organisme résultant de la fusion du Centre technique du bois et de l'ameublement et de l'Association française pour la cellulose), Comité national pour le développement du bois.

1 – D'autres aides peuvent être mises en place dans le cadre du programme 162 (« Interventions territoriales de l'État ») ou au titre des contrats Natura 2000.
2 – AE : autorisation d'engagement ; CP : crédits de paiement.

Les transferts aux entreprises ont concerné les mesures du plan de relance de la compétitivité des scieries (8,8 M€ AE), les subventions aux micro-entreprises pour la mécanisation de la récolte du bois (4,3 M€ AE).

2,1 M€ AE ont été consacrés aux études prospectives et aux évaluations dans le secteur forêt-bois.

1.2. Action n° 2 : Mise en œuvre du régime forestier

(168,2 M€ AE et 177,6 M€ CP)

La majeure partie de la dépense correspondait au versement compensateur. Ce versement répond aux dépenses engagées par l'ONF pour la mise en œuvre du régime forestier dans les forêts des collectivités territoriales. Ce montant a été stabilisé en euros courants dans le cadre du nouveau contrat État-ONF 2007-2011 (141,5 M€).

A également été prise en charge la compensation de l'augmentation des taux de cotisation des pensions civiles des personnels fonctionnaires (25,9 M€ en AE = CP).

8,6 M€ ont servi au paiement des travaux en forêt domaniale pour poursuivre leur reconstitution suite à la tempête de décembre 1999. À partir de 2007, ces opérations ont été autofinancées par l'ONF (engagements).

1.3. Action n° 3 : Amélioration de la gestion et de l'organisation de la forêt

(42,9 M€ AE et 51,3 M€ CP)

Les dépenses de fonctionnement de l'action 3 ont été consacrées aux subventions pour charges de service public versées au Centre national professionnel de la propriété forestière (CNPPF) et aux 18 Centres régionaux de la propriété forestière (CRPF), ainsi qu'au programme d'actions d'innovation, de développement et de formation de l'Union de la coopération forestière française (UCFF) (communes forestières) pour un total d'environ 19 M€ (AE et CP).

Les investissements forestiers ont représenté 21,4 M€ AE et 29,9 M€ CP. Ces opérations concernent l'amélioration des peuplements forestiers (conversion en futaie, élagages, éclaircies, etc.), la création de dessertes forestières et les mesures du « plan chablis » (reconstitution des peuplements suite à la tempête de 1999).

Enfin, l'animation des filières régionales a permis de financer des actions destinées à favoriser l'évolution et l'adaptation de la production forestière face aux demandes du marché (connaissance qualitative et quantitative de la ressource, amélioration de la qualité des essences, formation et information des acteurs) : 2,5 M€ AE et 2,3 M€ CP.

1.4. Action n° 4 : Prévention des risques et protection de la forêt

(46,3 M€ AE, 41,3 M€ CP)

Sous cette action, ont été financés :

1. le fonctionnement du réseau de correspondants-observateurs du Département de la santé des forêts (DSF) ;
2. les opérations de défense des forêts contre l'incendie : surveillance des massifs sensibles, infrastructures (pistes, pare-feux, points d'eau, etc.), information du public, suivi de la réglementation du débroussaillement, etc ;
3. le fonctionnement du service de restauration des terrains en montagne (RTM) qui dépend de l'ONF et accomplit des missions d'intérêt général pour le compte de l'État et des collectivités territoriales visant la prévention des risques naturels et la limitation des dommages aux personnes et aux biens ;
4. l'entretien des ouvrages domaniaux RTM ;
5. la surveillance et l'entretien des dunes domaniales.

2. Les aides fiscales

Avertissement

Le niveau de fiabilité des chiffrages de dépenses fiscales dépend de la disponibilité des données nécessaires à la reconstitution de l'impôt qui serait dû en l'absence des dépenses fiscales considérées. Par ailleurs, les chiffrages des dépenses fiscales ne peuvent intégrer ni les modifications des comportements fiscaux des contribuables qu'elles induisent ni les interactions entre dépenses fiscales.

Les chiffrages présentés pour 2009 ont été réalisés sur la base des seules mesures votées avant le dépôt du projet de loi de finances pour 2009. L'impact des dispositions fiscales de ce dernier sur les recettes 2009 est, pour sa part, présenté dans les tomes I et II de l'annexe « Évaluation des voies et moyens ».

2.1. *Dépenses fiscales principales sur impôts d'État (8)*

(en millions d'euros)

	Dépenses fiscales sur impôts d'État contribuant au programme de manière principale	Chiffrage pour 2007	2008	2009
400108	**Exonération partielle des bois et forêts et des parts d'intérêts détenues dans un groupement forestier, des biens ruraux loués par bail à long terme et des parts de GFA (Groupement foncier agricole)** Impôt de solidarité sur la fortune *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : 59 200 ménages - Méthode de chiffrage : simulation - Fiabilité : très bonne - Création : 1981 - Dernière modification : 2006 - CGI : 885 D, 885 H*	45	45	45
520109	**Exonération partielle de droits de mutation des bois et forêts, des parts d'intérêts détenues dans un groupement forestier, des biens ruraux loués par bail à long terme, des parts de GFA et de la fraction des parts de groupements forestiers ruraux représentative de biens de nature forestière et celle représentative de biens de nature agricole** Droits d'enregistrement et de timbre *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : 1 600 ménages - Méthode de chiffrage : simulation - Fiabilité : bonne - Création : 1963 - Dernière modification : 2006 - CGI : 793-1-3° et 4°, 793-2-2° et 3°, 848 bis*	25	20	20
110226	**Réduction d'impôt sur le revenu pour investissements et travaux forestiers** Impôt sur le revenu *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : 3 540 entreprises et ménages - Méthode de chiffrage : simulation - Fiabilité : très bonne - Création : 2001 - Dernière modification : 2006 - CGI : 199 decies H*	4	4	4
730215	**Taux de 5,5 % pour les travaux sylvicoles et d'exploitation forestière réalisés au profit d'exploitants agricoles** Taxe sur la valeur ajoutée *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : (nombre non déterminé) entreprises - Méthode de chiffrage : reconstitution de base taxable à partir de données autres que fiscales - Fiabilité : ordre de grandeur - Création : 2000 - Dernière modification : 2000 - CGI : 279-b septies*	2	2	2
310204	**Amortissement exceptionnel égal à 50 % du montant des sommes versées pour la souscription de parts de sociétés d'épargne forestière** Impôt sur les sociétés *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : (nombre non déterminé) entreprises - Méthode de chiffrage : reconstitution de base taxable à partir de données déclaratives fiscales - Fiabilité : ordre de grandeur - Création : 2001 - Dernière modification : 2001 - Mesure de trésorerie - CGI : 217 terdecies*	ε	ε	ε

A

	Dépenses fiscales sur impôts d'État contribuant au programme de manière principale	Chiffrage pour 2007	2008	2009
230507	Taxation au taux réduit de 6 % libératoire de l'impôt sur le revenu ou de 8 % libératoire de l'impôt sur les sociétés, des plus-values réalisées à l'occasion d'apports à un groupement forestier Impôt sur le revenu et impôt sur les sociétés *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : (nombre non déterminé) entreprises - Méthode de chiffrage : reconstitution de base taxable à partir de données déclaratives fiscales - Fiabilité : ordre de grandeur - Création : 1963 - Dernière modification : 1992 - CGI : 238 quater*	ε	ε	ε
110241	**Réduction d'impôt au titre des cotisations versées aux associations syndicales autorisées ayant pour objet la réalisation de travaux de prévention en vue de la défense des forêts contre les incendies sur des terrains inclus dans les bois classés** Impôt sur le revenu *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : 2 120 ménages - Méthode de chiffrage : reconstitution de base taxable à partir de données déclaratives fiscales - Fiabilité : très bonne - Création : 2006 - Dernière modification : 2006 - CGI : 200 decies A*	ε	ε	ε
200214	**Majoration de l'amortissement dégressif pour certains matériels des entreprises de première transformation du bois** Impôt sur le revenu et impôt sur les sociétés *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : (nombre non déterminé) entreprises - Méthode de chiffrage : reconstitution de base taxable à partir de données autres que fiscales - Fiabilité : ordre de grandeur - Création : 2001 - Dernière modification : 2002 - Mesure de trésorerie - CGI : 39 AA quater*	0	0	
	Coût total des dépenses fiscales[1]	**76**	**71**	**71**

2.2. Dépenses fiscales principales sur impôts locaux, prises en charge par l'État (1)

	Dépenses fiscales sur impôts locaux, prises en charge par l'État, contribuant au programme de manière principale	Chiffrage pour 2007	2008	2009
060103	**Exonération en faveur des terrains plantés en bois** Taxe foncière sur les propriétés non bâties *Objectif : aider le secteur sylvicole* *Bénéficiaires : (nombre non déterminé) entreprises et ménages - Méthode de chiffrage : reconstitution de base taxable à partir de données déclaratives fiscales - Fiabilité : très bonne - Création : 1941 - Dernière modification : 2001 - CGI : 1395*	7	8	8
	Coût total des dépenses fiscales	**7**	**8**	**8**

Annexe 6

Recommandations de recherche EPBRS

Recommandations émises à l'issue de la réunion de la Plateforme européenne pour une stratégie de recherche en biodiversité (EPBRS), sous présidence allemande de l'UE (Leipzig, 5-7 mai 2007), « Utilisation durable de la Biodiversité ».

Biodiversité et services écosystémiques – Le cadre d'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA) dans une perspective européenne.

La communication de la Commission des Communautés européennes pour « Arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010 et au-delà » (Com (2006) 216 final) met l'accent sur l'importance de la biodiversité pour assurer le bien-être humain. En vue d'assurer ces services, les participants à la réunion considèrent de haute priorité les recherches visant à :

1. Améliorer la connaissance sur les liens entre biodiversité, fonctions des écosystèmes, services écosystémiques et leurs dynamiques, en particulier en vue de :

1.1. mieux comprendre la contribution de la biodiversité aux services écosystémiques ;

1.2. mieux comprendre l'influence des facteurs de pressions tels que changements globaux et politiques sur la conservation et l'utilisation des écosystèmes ;

1.3. identifier les dynamiques complexes, réponses non linéaires et abruptes ou changements irréversibles des écosystèmes ;

1.4. développer des concepts pour la comptabilité des ressources liées aux services écosystémiques, en support aux évaluations et à la gestion (par exemple, notion d'Unité de production de services, comptes d'écosystèmes, « bouquets » de services).

2. Améliorer la connaissance sur, et les méthodes pour l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques, en particulier sur :

2.1. les impacts environnementaux, économiques et sociaux des changements de services écosystémiques ;

2.2. la contribution du capital naturel et des services écosystémiques pour la durabilité des économies ;

2.3. les valeurs d'usage et de non-usage de la biodiversité et les avantages et limites du concept de services écosystémiques à cet égard ;

2.4. l'articulation de valeurs multiples et leur intégration dans le processus de décision publique ;

2.5. les techniques d'évaluation permettant l'estimation du coût lié aux changements de services écosystémiques.

3. Améliorer la connaissance de base politique et institutionnelle, en particulier pour :

3.1. une meilleure connaissance des conditions sociales, économiques et politiques qui sous-tendent les politiques ayant un impact sur la biodiversité et une analyse des options pour de meilleurs schémas de gouvernance, tels que gestion adaptative ou « approche écosystémique » ;

3.2. évaluer et développer des stratégies de réponses politiques et des structures de gouvernance pour préserver la biodiversité tenant compte de la variabilité de leurs effets en fonction des contextes écologiques et sociaux.

4. Améliorer les méthodes et outils d'évaluation des écosystèmes, en particulier en renforçant :

4.1. l'approche multi-échelles du cadre MEA dans le contexte paneuropéen, en prenant en compte les services écosystémiques puisés hors d'Europe ;

4.2. les données sur des situations de référence, l'intégration de données, et la production d'indicateurs de fonctions et services écosystémiques ;

4.3. les approches et méthodes prenant en compte incertitude, irréversibilité, dynamiques complexes, changements non linéaires et méthodes participatives multi-échelles appropriées à l'évaluation de la biodiversité ;

4.4. les scénarios et autres outils pour des analyses prospectives de tendances.

Ces priorités de recherches dérivent en particulier des considérations suivantes :

– par le lien qu'elle établit entre biodiversité et bien-être humain, l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA) et son concept de services écosystémiques, est très importante pour une nouvelle approche de la préservation des ressources naturelles et de biodiversité. Toutefois, l'approche par les services écologiques est complémentaire à des logiques non utilitaires de conservation de la biodiversité, c'est-à-dire se fondant sur des valeurs intrinsèques ;

– afin de rendre opérationnels plusieurs aspects du concept MEA, de nombreuses lacunes de connaissance doivent être comblées. Pour cela, une recherche inter et transdisciplinaire est nécessaire, coordonnée à l'échelle européenne afin de fournir des conseils avisés spécifiques et à des échelles multiples de mise en œuvre des politiques ;

– des changements institutionnels seront nécessaires, y compris au sein de la communauté scientifique pour construire la capacité scientifique et les interfaces science-société pouvant répondre aux défis du MEA.

Annexe 7

Liste des tableaux et figures

Tableaux

Tableau 2-1 Valeur économique totale des biens et services forestiers ____ 37

Tableau 2-2 Valeur économique totale des biens et services liés aux zones humides ____ 37

Tableau 2-3 Valeur économique totale des biens et services liés aux agrosystèmes ____ 38

Tableau 2-4 Récents engagements politiques en faveur de la biodiversité ____ 50

Tableau 2-5 Valeur des pertes liées à la dégradation des écosystèmes ____ 54

Tableau 2-6 Répartition des soutiens agricoles en 2007 ____ 56

Tableau 2-7 Quelques dépenses fiscales à réexaminer au regard de leur impact sur la biodiversité ____ 60

Tableau 4-1 Comparaison de la biodiversité de deux groupes : fréquence des différentes entités ____ 98

Tableau 4-2 Liste des 26 indicateurs proposés dans le cadre du SEBI pour suivre les progrès réalisés en Europe et indicateurs retenus par la France ____ 114

Tableau 4-3 Liste des indicateurs retenus par la France pour l'Outre-mer ____ 116

Tableau 5-1 Exclusion et rivalité d'usage des biens économiques ____ 146

Tableau 5-2 Schéma récapitulatif des méthodes d'évaluation des actifs non marchands ____ 188

Tableau 5-3 Consentements à payer pour diverses espèces de vertébrés emblématiques (en dollars par foyer et par an) ____ 208

Tableau 5-4 Les principales valeurs recommandées ____ 223

Tableau 5-5 Valeur tutélaire d'une tonne de CO_2 (en euros 2010) ____ 229

Tableau 5-6 Valeur actualisée nette pour différents scénarios de restauration du bas Gardon ____ 232

Tableau 7-1 Consentement à payer pour conserver 5 % de forêt tropicale supplémentaire (en dollars par hectare et par an) ____ 285

Tableau 7-2 Les 45 biotopes de premier niveau proposés par CORINE Biotope ____ 292

A

Tableau 7-3 Estimations proposées dans la littérature pour les différents services écosystémiques des massifs coralliens (en dollars 2007 par hectare) 306

Tableau 7-4 Estimation de la valeur économique des services de protection côtière et des services récréatifs (tourisme) des massifs coralliens 307

Tableau 7-5 Valeur moyenne et médiane des services écologiques des zones humides 309

Tableau 7-6 Estimation des consentements à payer des riverains pour quatre zones humides 310

Tableau 7-7 Valeur des services écosystémiques pour différentes forêts méditerranéennes, tempérées ou boréales (en dollars, euros ou livres par hectare et par an) 311

Tableau 7-8 Estimation de la valeur des prélèvements de produits non ligneux (en dollars ou euros par hectare et par an) 314

Tableau 7-9 Valeur de la fixation du carbone par la forêt, sols compris (en dollars ou euros par hectare et par an) 316

Tableau 7-10 Investissements de protection des bassins versants 321

Tableau 7-11 Estimation des valeurs des fonctions de protection par la forêt (en dollars ou euros par hectare et par an) 324

Tableau 7-12 Estimation des valeurs récréatives de la forêt (en dollars ou euros par hectare et par an) 326

Tableau 7-13 Évaluation des dépenses engagées par les chasseurs en 1992 (en millions d'euros) 328

Tableau 7-14 Estimation des valeurs de la biodiversité et des habitats forestiers (en dollars, livres ou euros par hectare et par an) 329

Tableau 7-15 Valeurs de référence proposées pour les différents services écosystémiques de la forêt française (en euros par hectare et par an) 331

Tableau 7-16 Valeurs de référence esquissées pour les différents services écosystémiques des prairies permanentes françaises (en euros par hectare et par an) 334

Tableau 7-17 Aides PAC (en euros) par hectare de SAU en 2006 339

Tableau 7-18 Montant des différentes aides publiques aux forêts 339

Tableau A3-1 Indicateurs de biodiversité proposés par l'IFB et recommandations pour leur développement (nouvelle stratégie scientifique de l'Institut français de la biodiversité) 373

Tableau A4-1 BAT de quelques infrastructures 377

Tableau A4-2 Indicateur de bénéfice actualisé de quelques infrastructures 378

Figures

Figure 2-1 Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être de l'Homme 36

Figure 2-2 Établissement d'un scénario d'analyse du coût de la perte de biodiversité 54

Figure 4-1 Répartition de la végétation sur les flancs du volcan Chimborazo (carte publiée en 1805 par A. Von Humboldt et A. Bonpland) 92

Figure 4-2 Variation de l'index thermique des communautés d'oiseaux sur l'ensemble de la France entre 1988 et 2006 105

Figure 4-3 Variation de l'index trophique marin dans l'Atlantique Nord et sur l'ensemble des zones côtières entre 1950 et 2000 106

Figure 4-4 Variations d'abondance des oiseaux communs (95 espèces) en France selon les habitats (statistique établie à partir de plus de 5 millions d'individus observés ou capturés) 107

Figure 4-5 Variations d'abondance des oiseaux communs en Europe, moyenne de 18 pays européens selon les habitats 107

Figure 4-6 Corrélation entre l'abondance des oiseaux de plaine et la production agricole dans les différents pays d'Europe 108

Figure 4-7 Évolution de l'indice de spécialisation avec l'évolution de la fragmentation et de la perturbation de l'occupation du sol (couverture CORINE Land Cover) 109

Figure 4-8 Cartographie de l'ISC (moyenne entre 2001 et 2007, à partir de 10 000 points d'observation) 110

Figure 4-9 Indicateurs des différentes catégories DPSIR 112

Figure 4-10 Thèmes et enjeux sélectionnés par la France, inspiré du travail européen dans le cadre du programme SEBI 2010 (Streamlining European Biodiversity Indicators toward 2010) 113

Figure 4-11 Cadre alternatif pour l'identification d'indicateurs d'interactions 121

Figure 4-12 Typologie des services écosystémiques selon le MEA 122

Figure 4-13 Lien entre la biodiversité et la production des services par les écosystèmes 123

Figure 4-14 Variation du potentiel écologique paysager net (nLEP) de l'Europe, 1990-2000 124

Figure 4-15 Les différents types de liens possibles entre variation de la biodiversité et variation des services écosystémiques 127

Figure 4-16 Exemples d'indicateurs de services écosystémiques pouvant être calculés à partir d'un indicateur de biodiversité, l'indice STOC d'abondance des oiseaux communs 129

Figure 5-1 Le surplus comme approche de la valeur sociale des biens 149

Figure 5-2 Consentement à payer ou à recevoir pour une dégradation de la biodiversité 150

Figure 5-3 Valeur des écosystèmes et coûts de la conservation 154

Figure 5-4 Les coûts et avantages de la conservation de la biodiversité 171

Figure 5-5 Le référentiel carbone retenu 174

Figure 5-6 Les valeurs des services écosystémiques 229

Figure 7-1 Cartographie des 14 biomes retenus par le MEA 291

Figure 7-2 Évolution des différents usages des terres en France depuis 1950 336

Figure 7-3 Évolution du revenu annuel par hectare pour différents types de production (résultat courant avant impôts, en euros courants par hectare) 337

Figure 7-4 Évolution du revenu annuel par actif non salarié pour différents types de production (résultat courant avant impôts, subventions incluses, en milliers d'euros courants par actif à temps plein) 338

Figure 7-5 Représentation schématique du champ de la monétarisation par rapport à l'ensemble des services écosystémiques 342

Figure 7-6 Représentation schématique de la contribution des différents capitaux à la production de services écosystémiques 345

Figure 7-7 Production totale de services écosystémiques dans des écosystèmes gérés de manière durable ou convertis à la production plus intensive de biens marchands (en USD/ha/an) 346

TABLE DES MATIÈRES

Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes

Contribution à la décision publique

Résumé 5

Synthèse opérationnelle concernant l'élaboration de valeurs de référence 7

Résumé analytique des chapitres 11

Chapitre 1
Problématique générale 25

1. Les termes de la saisine 25

2. Une préoccupation émergente 26

2.1. La CDB et ses prolongements 26
2.2. Les directives européennes sur l'environnement 27
2.3. Les travaux méthodologiques 29

3. Les deux niveaux d'approche et le cadrage du rapport 31

4. Les grandes étapes du rapport 32

Chapitre 2
Les enjeux socioéconomiques et politiques de la biodiversité 34

1. Pourquoi la biodiversité est-elle si importante pour la société ? 34

1.1. La biodiversité, fruit d'interrelations du monde vivant 34
1.2. La biodiversité, un support à des services écosystémiques 35
1.3. La biodiversité comme support des agricultures durables 39
1.4. La biodiversité comme support d'une nouvelle « biotechnologie » 41

2. Quel est l'état de la biodiversité ? Quels sont les risques et les menaces qui pèsent sur elle ? 42

2.1. La France : un pays méga-divers qui s'ignore 42
2.2. Une érosion accélérée de la biodiversité… 44
2.3. …sous l'effet de pressions croissantes 45
2.4. Connaissances lacunaires et réponses incertaines face aux risques et menaces 46

A

3. La biodiversité au cœur des décisions politiques et stratégiques 48
3.1. Une grande variété d'acteurs socioéconomiques pour la biodiversité 48
3.2. La biodiversité au cœur des enjeux éthiques et géoéconomiques 48
3.3. La biodiversité sur l'agenda politique international 49
3.4. Traduire les engagements en outils opérationnels de conservation de la biodiversité 51

4. L'intégration de la dimension économique dans l'approche à la biodiversité 53
4.1. Évaluer le coût de l'inaction 53
4.2. Réexaminer les incitations publiques à la dégradation de la biodiversité 55
4.3. Proposer un basculement fiscal 58
4.4. Revoir la Comptabilité nationale pour une intégration de la valeur des écosystèmes 62
4.5. Intégrer la biodiversité dans la comptabilité et la stratégie des entreprises 64
4.6. L'« Initiative pour une économie verte » 64

Conclusions 65

Références bibliographiques 66

Chapitre 3
L'approche juridique 71

1. La question de la valeur de la biodiversité dans le contentieux de la réparation et à la lumière ambiguë des textes répressifs 73
1.1. La réparation du préjudice écologique et son évaluation par les tribunaux 73
1.2. La répression des atteintes à la biodiversité : une traduction monétaire de la réaction sociale 77

2. De la réparation à la compensation 78
2.1. La directive 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale et la loi de transposition n° 2008-757 du 1er août 2008 78
2.2. La redécouverte de la compensation dans les textes nationaux et communautaires 80
2.3. Un changement de paradigme 80

3. De la compensation à la régulation 82
3.1. Les projets en cours 82
3.2. Plaidoyer pour une régulation des mécanismes de compensation et d'échange 83

Références bibliographiques 87

Chapitre 4
État des connaissances : concepts et indicateurs biologiques 88

1. Les concepts de la biodiversité 88

1.1. Les prémisses : inventorier l'arche de Noé 89
1.2. La nouvelle frontière : l'inaccessible grand inventaire 89
1.3. La vision évolutive et ses conséquences 90
1.4. Les apports de l'écologie fonctionnelle 91
1.5. De la description des entités à la mesure de la diversité : la perception de la fragilité 93
1.6. Conclusions sur les concepts de la biodiversité 94

2. Les possibilités de quantification de la biodiversité 95

2.1. Que mesure-t-on ? 95
2.2. Quel indicateur idéal ? 97
2.3. Les difficultés de construction d'un indice synthétique de la biodiversité 99

3. Les principaux types d'indicateurs de la biodiversité 101

3.1. Les indicateurs d'état : abondance *versus* diversité spécifique 101
3.2. Les indicateurs d'état et le fonctionnement de l'écosystème : pondération des indicateurs d'espèces par leurs traits biologiques 103
3.3. Les indicateurs de pression 108
3.4. Les indicateurs de préoccupations sociétales 110
3.5. Les perspectives de développement des indicateurs 118

4. Biodiversité et services écosystémiques 121

4.1. Le concept de services écosystémiques 121
4.2. Fonction *versus* service écosystémique 123
4.3. Les indicateurs de services écosystémiques 124
4.4. Quelles relations entre biodiversité et services écosystémiques ? 126

5. Options pour l'approche économique 130

Conclusion 133

Références bibliographiques 134

Chapitre 5
L'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques : bilan des connaissances scientifiques 137

1. Ce que signifie l'évaluation économique 138

1.1. L'évaluation économique et les valeurs éthiques 139
1.2. Rationalité et efficacité économique 143
1.3. Valeur, prix, monnaie 149
1.4. Évaluer pour mieux décider ? 153

1.5. Des approches alternatives à l'évaluation économique et à la monétarisation 157
1.6. Pour conclure 161

2. Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques implique un élargissement de la perspective 163

2.1. Pourquoi la biodiversité a-t-elle de la valeur ? 163
2.2. La notion de valeur économique totale 172
2.3. Les valeurs d'usage certain : la biodiversité comme source de biens et services 175
2.4. Les valeurs d'usage en incertitude : la biodiversité comme assurance 177
2.5. Les valeurs de non-usage : la biodiversité comme patrimoine 179
2.6. La prise en compte du temps et de l'incertitude 181
2.7. Pour conclure 186

3. Les méthodes de monétarisation 187

3.1. Méthodes basées sur des coûts 188
3.2. Méthodes indirectes basées sur les préférences révélées 191
3.3. Méthodes basées sur des préférences déclarées 193
3.4. La question des transferts de valeurs 197
3.5. Pour conclure 201

4. Synthèse des principaux résultats publiés 203

4.1. Évaluer la diversité de la biodiversité ? 204
4.2. Évaluer des gènes : cas de la bioprospection 205
4.3. Évaluer des espèces 207
4.4. Évaluer des écosystèmes ou des habitats 211
4.5. Évaluer la diversité fonctionnelle 213
4.6. Évaluer des services 214
4.7. Le cas des paysages 217
4.8. Pour conclure 219

5. Une multiplication récente d'initiatives institutionnelles 220

5.1. La fabrication des référentiels des coûts environnementaux du secteur des transports : le travail réalisé au Commissariat général du Plan par la commission Boiteux 220
5.2. La fabrication de la valeur tutélaire du carbone : le travail réalisé au Centre d'analyse stratégique par la commission Quinet 226
5.3. La démarche d'analyse coût/avantages pour les projets de conservation par le MEEDDAT 230
5.4. Le manuel OCDE d'évaluation de la biodiversité 232
5.5. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) 233

Conclusions 236

Références bibliographiques 239

Chapitre 6
Synthèse des besoins de recherche 259

1. Renforcer les liens avec les programmes internationaux 261

2. Renforcer la production des données à la base des valeurs de référence 262

2.1. Renforcer les références françaises et intéresser les responsables administratifs et les scientifiques français à ces domaines 262
2.2. Développer la capacité française de mobilisation aux fins d'évaluation des données issues de la connaissance et de l'observation des phénomènes écologiques 263
2.3. Incorporer très largement les données d'observations socioéconomiques, les indicateurs de services écologiques et d'impacts des activités humaines dans les dispositifs d'observation de long terme 264
2.4. Compléter les types de situations évaluées 266

3. Développer la prise en compte des facteurs de pression humaine dans les modèles de biodiversité 268

3.1. Profiter du développement de modèles quantitatifs 268
3.2. Renforcer la capacité de modélisation économique pour générer des scénarios utiles à la décision publique 270
3.3. Caractériser les mécanismes insidieux pour les intégrer dans les scénarios 272
3.4. Approfondir les conditions de transferts de valeur entre sites 272
3.5. Déterminer les limites spatiales du transfert des valeurs moyennes et des mécanismes de calcul, en établissant un référentiel socioéconomique et biogéographique sur le territoire 273
3.6. Développer des méthodologies de prise en compte de l'organisation spatiale des pressions et des éléments de biodiversité 273
3.7. Baliser les limites de validité des effets supposés 274

4. Sciences économiques et sociales : approfondir les relations entre l'économie et les politiques concernant la biodiversité 274

4.1. Approfondir l'analyse du lien entre les objectifs politiques sur la biodiversité, l'analyse économique et le calcul socioéconomique 274
4.2. Analyser les valeurs économiques de la biodiversité révélées par les politiques publiques 276
4.3. Développer l'analyse de procédures pour la prise en compte et la gestion durable de la biodiversité 278
4.4. Étudier le fonctionnement de nouvelles formes de gouvernance incorporant la biodiversité 279

Références bibliographiques 280

Chapitre 7
Vers des valeurs de référence 281

1. Valeurs de référence et valeurs tutélaires 282
1.1. Définition et cahier des charges 282
1.2. La nécessité d'un objectif précis 282
1.3. Les limites des prix du marché et des évaluations basées sur les préférences 284
1.4. Les deux options pour la fixation des valeurs de référence 285

2. Gaz à effet de serre et biodiversité : une comparaison 287

3. Les questions méthodologiques 290
3.1. La dispersion des valeurs 290
3.2. La prise en compte de la dynamique des écosystèmes 293
3.3. Le problème de la sommation des valeurs 295
3.4. La standardisation des valeurs par unité de surface 297

4. Le cas de la biodiversité remarquable 300
4.1. Difficultés de l'évaluation économique de la biodiversité remarquable 300
4.2. Quelques éléments spécifiques 301

5. Analyse socioéconomique de quelques écosystèmes nationaux 303
5.1. Options méthodologiques 304
5.2. Les massifs coralliens 305
5.3. Les zones humides 307
5.4. Le cas des services des forêts tempérées 310
5.5. Quelques éléments sur les prairies permanentes 332

6. Éléments pour une approche coût/efficacité 335
6.1. Les valeurs de référence proposées sont-elles incitatives ? 335
6.2. Que peut-on dire des coûts de restauration ? 340

7. Les questions procédurales 341
7.1. L'estimation : la nécessité d'une procédure reconnue 343
7.2. L'utilisation des valeurs de référence 344

8. Les approches non monétaires : la compensation 347
8.1. L'approche des États-Unis 347
8.2. Le cas de la France 348
8.3. Monétarisation et compensation 349
8.4. Un marché à réguler 350

Conclusions 351

Références bibliographiques 352

Chapitre 8
Conclusions générales 358

1. Les enjeux socioéconomiques de la diversité biologique en France 358

2. Le bilan des connaissances scientifiques 359

3. Les besoins de recherche 361

4. L'estimation de valeurs de référence 363

5. Recommandations 365

Annexes

Annexe 1 – Saisine 369

Annexe 2 – Composition du groupe 371

Annexe 3 – Les indicateurs 373

Annexe 4 – Exemples d'estimation socioéconomique *ex-post* 376

1. Élaboration du bilan socioéconomique d'un projet d'infrastructure 376
2. Précautions de lecture 376
3. Le bénéfice actualisé total - BAT 377
4. Extraction d'informations 378

Annexe 5 – Mesures d'aides à la forêt 380

1. Les subventions 380
2. Les aides fiscales 382

Annexe 6 – Recommandations de recherche EPBRS 385

Annexe 7 – Liste des tableaux et figures 387