

# CONCLUSION

## Les services écosystémiques, entre controverses et certitudes

Philippe Méral, Alexandre Péresse, Denis Pesche

L'histoire moderne de la notion de service écosystémique commence au début des années 1970, au même moment, et par les mêmes acteurs, que l'alerte donnée sur les pressions sur l'environnement exercées par la croissance démographique et économique. Les chapitres 1 et 3 ont montré le rôle des acteurs conservacionnistes nord-américains et des chercheurs dans l'émergence de la notion de service écosystémique durant les années 1990. La médiatisation des services écosystémiques a franchi un palier avec l'initiative du Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Les questions liées à la biodiversité étaient alors peu prises en compte par les instances internationales et souvent de façon fragmentée<sup>124</sup>. La Convention sur la diversité biologique avait été initialement conçue comme un cadre global sur ces questions mais elle s'est surtout consacrée aux questions de régulation de l'accès aux ressources génétiques. Dans un contexte institutionnel morcelé, la promotion des services écosystémiques pouvait alors être comprise comme une volonté de proposer une position claire et partagée autour des enjeux de la biodiversité, pour les rendre plus visibles internationalement.

Tout comme la création du néologisme biodiversité, les services écosystémiques ont été promus pour sensibiliser les décideurs à des messages reliant les préoccupations environnementales avec, en premier lieu, l'érosion de la biodiversité, et également les mécanismes de décision. C'est ce passage à l'aide à la décision qui est en question aujourd'hui avec de nombreuses

---

124. Cette fragmentation résulte pour partie du fait que la biodiversité est traitée dans de nombreuses conventions : Convention sur la diversité biologique (1992), Convention de Ramsar sur les zones humides (1971), celle sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (Cites, 1973) et sur les espèces sauvages migratoires (CMS, 1979).

expérimentations à différentes échelles. En France, les services écosystémiques sont encore peu utilisés par les gestionnaires et les acteurs des politiques publiques. Habitué à recourir au terme de biodiversité, les acteurs peu connectés aux sphères internationales ont un usage du terme de services écosystémiques limité et souvent récent. Une partie des milieux scientifiques français a été et reste particulièrement rétive à l'usage de cette notion, la considérant comme trop anthropocentrée, trop réductrice de la complexité inhérente au fonctionnement des écosystèmes. La loi sur la biodiversité en cours de discussion au moment de la parution de cet ouvrage témoigne de l'intégration des services écosystémiques dans les raisonnements politiques.

Dans les pays du Sud, les perceptions sont très variées entre pays et à l'intérieur de chaque pays. Généralement, les acteurs qui utilisent la notion de service écosystémique le font dans un sens plus opérationnel (service environnemental, *serviços ambientais*, *servicios ambientales*, etc.) qu'académique. Sa diffusion paraît étroitement liée à celle des instruments de type paiement pour services environnementaux (PSE), largement promus depuis la fin des années 2000 (chapitres 4, 5 et 8). C'est à travers les PSE que les acteurs des politiques environnementales et forestières ont pris connaissance de la notion. Pour autant, le modèle des transferts de politiques, généralement pensé des pays du Nord vers ceux du Sud a été questionné face à l'importance de certains pays du Sud, comme le Costa Rica, dans la dynamique de diffusion des PSE.

Les travaux sur les programmes de PSE menés au Costa Rica et à Madagascar, complétés par d'autres analyses au Cambodge et au Brésil, ont permis de montrer l'intérêt d'une approche articulant la longue période et l'analyse institutionnelle (chapitres 4, 5 et 7). Si tous s'accordent désormais sur l'importance de la mesure de l'efficacité environnementale et l'efficacité économique de ces contrats, les PSE à succès restent ceux qui viennent en appui ou s'inscrivent dans des dispositifs et des politiques préexistantes. Les acteurs de la gestion et des politiques environnementales ont construit une culture commune autour de la problématique (sensibilisation, langage commun, règles d'usage partagées, etc.) et de l'utilisation d'outils diversifiés comme la gestion communautaire, la foresterie sociale, etc. Les PSE, dans une logique contractuelle, apportent une dimension économique (le paiement) qui manquait. Dans d'autres contextes, moins riches d'expériences et moins institutionnalisés, les PSE ne réussissent pas, ou peu, à inverser une tendance déjà négative, voire ils l'accroissent. De ce constat, deux éléments ressortent : d'une part, l'idée souvent répandue que les PSE sont des outils innovants et efficaces par nature est largement surestimée et, d'autre part, les évaluations *ex ante* devraient occuper une place importante pour tirer les leçons des expériences de gestion passées plutôt que de les disqualifier en bloc au profit du modèle des PSE.

Les analyses menées sur d'autres instruments d'action publique ont confirmé l'usage encore partiel des services écosystémiques. Par exemple,

en dépit d'une proximité conceptuelle entre les PSE et la certification environnementale, les acteurs des filières certifiées ne mobilisent que très peu la notion (chapitre 10). C'est aussi le cas pour les aires protégées, notamment dans les parcs naturels régionaux français (métropolitains et outre-mer), où une utilisation plus importante de cette notion était attendue des différents acteurs en faveur de la protection. Ceci est moins vrai dans les aires protégées des pays en développement où l'utilisation de la notion de service écosystémique est manifeste, à Madagascar et au Cambodge notamment (chapitres 5 et 11). Dans les pays du Sud, c'est d'ailleurs autour et dans des aires protégées que les PSE se développent le plus : il est alors utile de souligner la complémentarité de ces deux instruments de politique (PSE et aires protégées) plutôt que de les opposer du fait de leur logique réglementaire ou économique.

En France, les recherches ont aussi porté sur l'analyse des mesures agri-environnementales. Le chapitre 9 montre bien en quoi elles mettent en avant l'idée de services rendus et, en cela, elles s'approchent du modèle des PSE. Les mesures agri-environnementales sont néanmoins basées sur des compensations pour des surcoûts liés à des changements de pratiques et non pas sur des contrats adossés à des résultats attendus (les services effectivement rendus). Dans le contexte de la réforme récurrente de la politique agricole commune, l'argumentaire en faveur des PSE est écouté attentivement par ceux qui souhaiteraient maintenir ce système d'aides environnementales dans un contexte international marqué par une forte hostilité à l'égard des subventions sectorielles.

Au final, la diffusion rapide des services écosystémiques à l'échelle internationale produit deux effets. Cela laisse croire qu'il existe un consensus scientifique sur cette notion. Or, c'est loin d'être le cas. Par ailleurs, la notion de service a accentué le caractère anthropocentré et positif de la représentation des relations entre nature et société ; le terme de « disservice » étant encore peu utilisé. C'est la combinaison de ces deux éléments qui cristallise une partie des critiques et des controverses autour de la notion et qui, à l'inverse, contribue à son succès auprès d'une part importante des institutions internationales et des décideurs publics comme privés. Ce qui est perçu d'un côté comme une perspective biaisée, réductrice et porteuse de valeurs néo-libérales, est perçu, par d'autres, comme une perspective claire et utile pour le décideur.

Plusieurs auteurs identifient les principales controverses autour de la notion de service écosystémique en les regroupant en trois grands types : les critiques de nature éthique, visant principalement le caractère anthropocentré de la notion qui privilégierait une vision de l'exploitation de la nature, celles portant sur les stratégies de conservation et d'usage durable des écosystèmes, et enfin celles questionnant le caractère scientifique de la notion considérée comme trop vague et trop normative (Schröter *et al.*, 2014). Un autre travail de synthèse identifie cinq domaines de controverses :

les incertitudes scientifiques sur la fourniture des services, la diversité des perceptions sur les relations entre l'homme et la nature, la valeur des services, l'incertitude sur les bénéficiaires et les échelles concernées, les instruments de politique dérivés des services écosystémiques (Barnaud et Antona, 2014). Les lignes ci-dessous présentent les paysages de la critique autour de la notion de service écosystémique en trois domaines : celui de la valeur et des représentations de la nature et de la société que véhicule cette notion, celui des instruments et des politiques, notamment la question des PSE, et enfin celui de sa capacité à représenter la complexité de la biodiversité.

## LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE IMPLIQUE-T-ELLE UNE MARCHANDISATION DE LA NATURE ?

### Une représentation anthropocentrée de la nature : réductionnisme ou pragmatisme ?

La notion de service écosystémique reflète une représentation spécifique des relations entre l'homme et la nature qui est loin d'être consensuelle et partagée, et la diversité des acteurs pouvant l'utiliser a des interprétations très différentes à l'esprit, en fonction de leur représentation de ses relations (Maris, 2014). D'une manière schématique, on peut évoquer ces représentations selon une dualité entre la critique des services écosystémiques comme étant trop anthropocentrée et, à l'opposé, une perspective qui estime que cette notion facilite une meilleure connexion des humains à la nature. L'enjeu des débats est alors de savoir si oui ou non ce concept permet une perception mieux (ou trop) intégrée des dynamiques écologiques et sociales.

Pour certains auteurs, l'accent mis sur les bénéfices rendus par les écosystèmes pour notre bien-être a un caractère essentiellement anthropocentrique et exclut de fait la valeur intrinsèque de la nature, ainsi que la valeur que représentent ces écosystèmes pour les autres êtres vivants (Chan *et al.*, 2012). La métaphore économique, représentant les écosystèmes comme un capital naturel, et les fonctions des écosystèmes comme des services, véhicule une relation entre l'homme et la nature à l'image d'une relation d'échange économique (Opdam *et al.*, 2015). Plusieurs auteurs soulignent alors que cette conception des services écosystémiques peut conduire à une représentation de la relation entre l'homme et la nature accentuant l'exploitation économique de la nature (Fairhead, Leach et Scoones, 2012 ; Raymond *et al.*, 2013) avec le risque de nous transformer en consommateur de services écosystémiques et de nous dissocier encore plus de la nature (Robertson, 2012). Cette critique est surtout portée par des chercheurs en sciences sociales qui mettent l'accent sur des arguments d'ordre éthique et politique (Schröter *et al.*, 2014), mais aussi par des réseaux d'organisations non gouvernementales (Kill, 2014) et quelques gouvernements latino-américains sensibles à ces questions (Plurinational State of Bolivia, 2013).

Face à ces critiques sur le caractère anthropocentrique de la notion de service écosystémique, d'autres auteurs soulignent au contraire son utilité pour inverser la tendance à la déconnexion croissante de nos sociétés à l'égard de la nature (Schröter *et al.*, 2014). En mettant fin à l'exploitation gratuite de la nature, la notion de service écosystémique offrirait la possibilité de construire des ponts entre nos systèmes économiques et les écosystèmes (Raymond *et al.*, 2013). De plus, ces auteurs contestent la critique portant sur l'exclusion des valeurs intrinsèques des écosystèmes ; pour eux, celles-ci peuvent parfaitement être capturées par la prise en compte des services culturels.

Ces débats autour de la relation entre l'homme et la nature sont apparus très tôt dans la littérature, notamment après la parution de l'article de Costanza (Costanza *et al.*, 1997 ; chapitre 3). Ils perdurent encore aujourd'hui en raison de la place croissante prise par l'évaluation monétaire au niveau international.

### L'évaluation monétaire des services écosystémiques facilite-t-elle la prise de conscience ?

Une des spécificités du terme de service écosystémique est de placer l'évaluation de ces services au cœur de la problématique. Tels étaient l'objectif du MEA, puis celui de The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Pour autant, cette question de l'attribution d'une valeur à la nature est parmi les plus controversées. Doit-on évaluer les services écosystémiques ? Sur la base de quelles valeurs ? En termes monétaires ou non ? Au-delà des débats liés à l'évaluation physique des services écosystémiques (voir le chapitre 5), c'est surtout la place prise par l'évaluation monétaire qui fait débat. Trois types de positionnement vis-à-vis de cette question peuvent être identifiés : une opposition radicale à l'exercice d'évaluation monétaire des services écosystémiques, considérée comme une étape supplémentaire dans le processus de marchandisation de la nature ; une adhésion à l'évaluation monétaire considérée comme un exercice nécessaire pour améliorer la prise en compte de ces services dans les processus de décision ; et une position visant la recherche de propositions alternatives à l'évaluation monétaire des services écosystémiques en prenant en compte une plus grande diversité des systèmes de valeurs associés à la nature.

La critique la plus radicale exprimée à l'encontre de l'évaluation des services écosystémiques provient généralement d'auteurs qui analysent les politiques de conservation de la biodiversité actuelles comme relevant de politiques néolibérales (Castree, 2008 ; Kull, De Sartre et Castro-Larrañaga, 2015 ; MacDonald et Corson, 2012 ; Melathopoulos et Stoner, 2015). Le terme de services écosystémiques serait un nouvel exemple de la néo-libéralisation de nos sociétés, au même titre que les termes de développement durable, de valorisation de la biodiversité ou encore de croissance verte. L'argumentaire principal est que les problèmes d'érosion de la biodiversité

sont le résultat des dynamiques capitalistes actuellement en cours. Concevoir et mettre en place des politiques basées sur une représentation économique du problème revient à accentuer le problème plutôt qu'à le résoudre. Les tendances à réduire toutes formes de valeurs en une valeur d'échange monétaire et à élargir la sphère marchande à de nouveaux domaines régis jusqu'alors par d'autres modes de gouvernance sont interprétées comme une logique propre du capitalisme visant à surmonter temporairement ses crises (Kallis, Gómez-Baggethun et Zografos, 2013). L'évaluation monétaire des services écosystémiques est alors perçue comme une étape supplémentaire dans le processus de marchandisation des écosystèmes. Les techniques d'évaluation monétaire encadrent la relation entre la société et la nature dans une logique basée sur la valeur d'utilité et la valeur d'échange, préfigurant ainsi le processus de marchandisation comme une réponse raisonnable et rationnelle aux problèmes de gestion des services écosystémiques. On retrouve ici le prolongement du débat précédant sur la conception de la relation entre l'homme et la nature à l'œuvre dans la notion de service écosystémique. Toutefois, plusieurs auteurs reconnaissent que ce processus de marchandisation des écosystèmes est loin d'être achevé et reste encore très contesté (Boisvert, Méral et Froger, 2013).

Face à ces critiques, les défenseurs de l'utilisation de l'évaluation monétaire mettent en avant des arguments pragmatiques. Pour eux, en pratique, nous évaluons déjà implicitement les écosystèmes et leurs services chaque fois que nous prenons une décision impliquant des compromis qui les concernent. Tout en reconnaissant les limites de ce type d'exercice, plusieurs auteurs estiment que l'évaluation monétaire permet d'améliorer la transparence des évaluations et facilite le processus de prise de décision (Costanza *et al.*, 2014). Ces auteurs justifient également le recours à l'évaluation monétaire pour les services écosystémiques en expliquant que ceux-ci sont des éléments soumis à la rareté économique, contrairement à d'autres éléments naturels tels que le vent, le soleil ou la gravité, et qu'à ce titre on doit réaliser des choix concernant leur utilisation et leur disponibilité. Pour ces auteurs, l'évaluation monétaire, malgré ses lacunes méthodologiques, permettrait d'estimer la valeur de différents services écosystémiques en une même unité de mesure, facilitant ainsi les comparaisons entre ces différents services, et donc les arbitrages possible dans les processus de décision (Anton *et al.*, 2010 ; Atkinson, Bateman et Mourato, 2012 ; Bateman *et al.*, 2010). L'évaluation monétaire permettrait aussi de mettre en évidence la sous-évaluation actuelle des externalités positives et négatives, fournissant ainsi des arguments supplémentaires pour améliorer les processus de prise de décision concernant les services écosystémiques, sans pour autant se substituer à d'autres types d'arguments d'ordres éthiques, écologiques ou autres (De Groot *et al.*, 2012b).

Pour autant, le lien entre évaluation monétaire des services écosystémiques et prise de décision est remis en question dans des études récentes

(Laurans *et al.*, 2013 ; Ruckelshaus *et al.*, 2015), ce qui met dos à dos l'argument pragmatique (l'évaluation monétaire est utile pour la décision) évoqué par ce courant et celui de la néolibéralisation (l'évaluation monétaire conduit à la marchandisation) mobilisé par le courant critique. Ce faisant, les travaux autour de la valeur et de l'évaluation prennent une autre orientation. Ils visent à insérer l'évaluation monétaire dans des processus d'évaluation plus large dont l'objectif est d'être plus utile pour la prise de décision. Tel est l'objectif du troisième courant identifié.

L'argument principal de ce courant est qu'il existe de nombreux systèmes de valeurs pertinents pour l'évaluation des services écosystémiques, différents de ceux qui sont exprimés en termes monétaires (Kallis, Gómez-Baggethun et Zografos, 2013). Le raisonnement amène alors à défendre la prise en compte d'une plus grande diversité des systèmes de valeurs dans les évaluations. Certains suggèrent d'utiliser des cadres méthodologiques multidimensionnels capables d'intégrer une pluralité de valeurs et de métriques (Busch *et al.*, 2012 ; Martín-López *et al.*, 2014). L'évaluation des services écosystémiques devrait intégrer plusieurs types de valeurs et de connaissances (écologie, sociologie, économie, mais aussi savoirs indigènes et locaux) afin d'être en mesure d'améliorer la transparence dans le processus de prise de décision (Chan *et al.*, 2012). Ces recherches trouvent un écho favorable dans les sphères de décisions comme en témoignent les travaux de l'Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) qui analysent actuellement les différentes méthodologies et conceptualisations d'évaluation des différentes valeurs des services écosystémiques<sup>125</sup>.

## LES PAIEMENTS POUR SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES : UN CHANGEMENT RADICAL ?

Au-delà de ces débats autour de la valeur des services écosystémiques, la question de leur expression dans des instruments et des politiques est également sujette à controverses. Comme nous l'avons montré tout au long de cet ouvrage, ils se sont cristallisés autour des incitations économiques et plus particulièrement autour des PSE. Ces controverses, qui ont été vives depuis, entre autres, la définition de Wunder en 2005, perdurent. Malgré des avancées significatives sur les modes de gouvernance des PSE faisant notamment apparaître de nouvelles définitions (Muradian et Rival, 2013 ; Wunder, 2015), la question du risque de marchandisation induite par le développement des PSE demeure centrale (Turnhout *et al.*, 2013). Cela

125. Voir IPBES/4/9 ([http://ipbes.net/images/documents/plenary/fourth/working/4\\_9/IPBES-4-9\\_FR.pdf](http://ipbes.net/images/documents/plenary/fourth/working/4_9/IPBES-4-9_FR.pdf)) pour une vision synthétique et IPBES/4/INF/13 pour plus de détail sur ce travail en cours ([http://ipbes.net/images/documents/plenary/fourth/information/IPBES-4-INF-13\\_EN.pdf](http://ipbes.net/images/documents/plenary/fourth/information/IPBES-4-INF-13_EN.pdf)).

s'explique principalement par la permanence de son succès dans les arènes internationales (Hrabanski, 2015) et plus particulièrement par son insertion dans d'autres catégories tels que les instruments de marché (*market-based instruments*) (Pirard et Lapeyre, 2012), voire plus récemment les mécanismes de financement innovants (*innovative financing mechanisms*) (Hein, Miller et De Groot, 2013).

Pour d'autres, l'amalgame entre services écosystémiques, PSE et marchandisation de l'environnement est souvent abusif. Les promoteurs de l'utilisation des PSE font valoir que cet instrument utilise rarement l'évaluation économique des services écosystémiques, pas plus qu'il ne repose sur un fonctionnement de type marchand (Froger *et al.*, 2015 ; Karsenty, 2013). Le concept de service écosystémique ne serait pas rattaché à un type de gouvernance donné et pourrait servir de base à différents instruments politiques, les PSE étant juste une option parmi d'autres (Schröter *et al.*, 2014). Une dimension du débat se focalise sur les caractéristiques économiques intrinsèques des écosystèmes et de leurs services. Les services écosystémiques pourraient se distinguer selon leur caractère rival ou exclusif et il n'est pas évident qu'une gestion politique par le marché soit la plus appropriée (Fisher, Turner et Morling, 2009). Robert Costanza et ses collègues, considérés parmi les principaux promoteurs des évaluations économiques des services écosystémiques, soulignent que, compte tenu du caractère de bien commun ou de bien public de nombreux services écosystémiques, les instruments fondés sur le marché ne sont pas nécessairement les plus appropriées pour les gérer (Costanza *et al.*, 2014).

D'autres auteurs considèrent que, même si les programmes de PSE n'adoptent pas strictement un mode de gestion marchand pour le moment, ils constituent une étape supplémentaire dans le processus de marchandisation de l'environnement (Dempsey et Robertson, 2013 ; Shapiro-Garza, 2013). En effet, la plupart des incitations à préserver les services écosystémiques, quelles que soient leurs appellations (paiements, récompenses, compensations, etc.), sont monétisées et contribuent ainsi à ancrer l'idée que la valeur de ces écosystèmes doit être considérée en termes monétaires. Ce qui entraîne le risque d'une homogénéisation des relations entre l'homme et la nature et donc, à terme, d'une marchandisation de l'environnement (Sullivan, 2013).

L'apparition récente de l'instrument « compensation écologique », qu'il s'agisse de bourses d'actifs environnementaux ou de la mise en place des banques de compensation, renforce ces débats et ces controverses. On retrouve les mêmes argumentaires que pour les PSE : écart entre théorie et pratique, rôle des institutions et de l'État, grande diversité des mécanismes observés, absence de relations directes entre services écosystémiques et compensation sont les arguments mobilisés pour limiter la crainte de la marchandisation de la nature.



## UNE APPROCHE SIMPLIFIÉE OU SIMPLISTE DE LA BIODIVERSITÉ ?

Selon certains, la notion de service écosystémique, en voulant simplifier le message à destination des décideurs et du public, propose une vision simpliste de la biodiversité (chapitre 3). Les problèmes de mesures biophysiques, d'échelles, d'interactions entre composantes de la biodiversité, le passage entre fonctions et services, etc., constituent des problèmes qui sont vus soit comme des contraintes fortes qui condamnent le concept, soit comme des problèmes que plus de recherche doit permettre de surmonter. Parmi ces controverses, nous en retenons deux qui nous paraissent les plus significatives : la question des arbitrages entre services (*tradeoffs*) et disservices.

### Comment arbitrer entre les services écosystémiques ?

Un arbitrage, ou compromis<sup>126</sup>, reflète une situation où l'on observe une diminution dans la fourniture d'un ou plusieurs services écosystémiques du fait de l'augmentation de la fourniture d'un autre service (Kovács *et al.*, 2015). Cette question des arbitrages entre services écosystémiques n'est pas nouvelle et le MEA l'avait déjà identifiée dès 2005 en soulignant que la demande croissante en service d'approvisionnement se faisait souvent au détriment d'une baisse des services de régulation. Cette question ne s'est véritablement posée qu'à partir du moment où le cadre d'analyse des services écosystémiques fut proposé comme outil possible d'aide à la décision (Reed *et al.*, 2013).

Malgré la reconnaissance des arbitrages à réaliser dans la gestion des écosystèmes et la production de modèles scientifiques pour leur évaluation (Cavender-Bares *et al.*, 2015 ; Hauck *et al.*, 2013 ; Lester *et al.*, 2013), plusieurs difficultés persistent. La première est l'incertitude scientifique sur les interactions entre différents services écosystémiques, accentuée du fait de la variabilité des conditions des milieux écologiques. Ces incertitudes rendent délicate l'élaboration de modèles généraux (Mach, Martone et Chan, 2015). Par ailleurs, les bénéfices retirés des écosystèmes peuvent différer d'un acteur à un autre, si bien que certains arbitrages ou compromis ne sont pas consensuels ou légitimes si certains acteurs sont marginalisés ou absents des processus de prise de décision (Daw *et al.*, 2015).

L'enjeu est d'ouvrir l'analyse de ces questions à d'autres disciplines que l'écologie et l'économie. Les sciences sociales apparaissent toutes indiquées

126. La traduction du terme *tradeoffs* lorsqu'il est appliqué aux services écosystémiques évoque à la fois les nécessaires arbitrages à trouver (l'accent étant mis sur l'existence d'un problème), mais aussi les compromis qui peuvent être réalisés (l'accent étant mis sur l'existence de solutions). Les deux termes français d'arbitrage et de compromis sont employés dans la littérature

pour étudier comment peut s'opérer la prise de décision dans un contexte d'incertitude, ou encore pour analyser la prise en compte des groupes marginaux dans les processus de décision, introduisant la dimension politique des logiques de gouvernance.

### Quelle prise en compte des disservices ?

L'utilité de la notion de disservice et la nécessité de le rattacher au cadre des services écosystémiques suscitent la controverse. Certains auteurs estiment que les disservices sont déjà pris en compte dans les processus de prise de décision du fait des coûts économiques qu'ils engendrent (par exemple les maladies sur les cultures nécessitent l'application de pesticides) (Shapiro et Baldi, 2014). Ceci justifierait de mettre l'accent sur les services positifs, qui eux procurent le plus souvent des bénéfices invisibles. Pour d'autres, la notion de disservice constitue un risque pour les efforts de conservation de la biodiversité car le fait d'attirer l'attention sur ces « mauvais » services peut conduire à justifier économiquement l'élimination de certaines espèces ou écosystèmes perçus comme « nocifs », ce qui pourrait avoir des conséquences inattendues et graves sur la biodiversité (Villa *et al.*, 2014).

Cette crainte est minimisée par d'autres auteurs qui estiment que comparer les services positifs et les services négatifs dans un même cadre permettrait de donner des preuves encore plus convaincantes sur les effets nets positifs des écosystèmes sur notre bien-être (Lyytimäki, 2015 ; Sandbrook et Burgess, 2015).

## LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LES ESPACES RURAUX : NOUVEAUX ENJEUX

La notion de service écosystémique est aujourd'hui mobilisée pour répondre à des initiatives politiques et scientifiques récentes autour de mots-clés tels que compensation, restauration, séquestration, etc. qui font chacun référence à des enjeux précis (forêt, agriculture, climat) mais pour lesquelles la notion de service écosystémique crée des passerelles entre ces différentes thématiques. L'efficacité des mesures de restauration écologique devient alors un axe de recherche important au sein duquel la question de la mesure de la biodiversité et des services écosystémiques est centrale (Turner *et al.*, 2016). L'initiative The Economics of Land Degradation qui en découle peut ainsi être considérée comme une déclinaison de la démarche TEEB au niveau spécifique de la dégradation des terres. L'accent mis sur l'évaluation économique des terres s'appuie en grande partie sur l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques (Mirzabaev, Nkonya et von Braun, 2015). Les instruments économiques sont également évoqués et les PSE sont considérés comme des outils permettant de lutter contre la dégradation des terres (Requier-Desjardins, Adhikari et Sperlich, 2011 ; Stavi et Lal, 2015).

La restauration écologique est reliée en partie à la problématique agricole, et plus particulièrement à celle des agroécosystèmes. Une des principales questions de recherche est de savoir si le maintien ou la fourniture de services écosystémiques est davantage garanti lorsque la restauration implique un partage entre terres agricoles et terres protégées (ce que l'on nomme en anglais le *land sparing*) ou par une combinaison sur un même espace d'activités agricoles productrices de services écosystémiques (ou *land sharing*) (Barral *et al.*, 2015). Là encore, la question des compromis entre services écosystémiques est centrale. Si la restauration écologique associée à des pratiques agricoles permet de fournir davantage de services écosystémiques de régulation, les effets sur les rendements agricoles (et donc sur les services écosystémiques d'approvisionnement) sont discutés et discutables.

La relation entre agriculture et services écosystémiques est un axe de recherche qui va bien au-delà de la thématique de la restauration. Comme nous l'avons mentionné dans l'ouvrage, les travaux sur les liens entre pratiques agricoles et biodiversité mettant les services écosystémiques au cœur de l'analyse existent depuis plusieurs années. Les travaux de recherche relatifs aux services écosystémiques dans ce domaine continuent de susciter une dynamique significative, qu'il s'agisse des pratiques agropastorales telles que les prairies (Amiaud et Carrère, 2012) ou l'élevage (Rodríguez-Ortega *et al.*, 2014), d'agroécologie (Duru *et al.*, 2015) ou d'agriculture de conservation (Palm *et al.*, 2014), de maintenir ou d'accroître la fertilité des sols, de maintenir le service de pollinisation, de lutter contre l'érosion ou de séquestrer du carbone. Sur ce dernier point, on peut signaler l'engouement croissant pour l'exploration de voies permettant d'améliorer la capacité des sols agricoles à séquestrer le carbone : certains décideurs politiques et des centres de recherche tentent de mieux intégrer les enjeux du changement climatique dans la gestion du secteur agricole<sup>127</sup>.

Par ailleurs, cette thématique de la séquestration du carbone ne concerne pas uniquement les activités agricoles ou pastorales. Elles sont également présentes, et ce depuis longtemps, dans les travaux relatifs aux forêts. La capacité du couvert forestier, en foresterie traditionnelle ou en agroforesterie, à maintenir la biodiversité, voire à séquestrer le carbone est ainsi au cœur de la problématique de la compensation à l'interface des questions du changement climatique et de la biodiversité, l'exemple du mécanisme REDD+ en étant une manifestation évidente. Une autre nouveauté est l'apparition de la compensation en Europe, et notamment en France. La compensation biodiversité, telle qu'elle se présente dans le projet de loi française sur la biodiversité,

---

127. Comme en atteste l'initiative « 4 pour mille » (4PM) qui vise à renforcer les connaissances sur le stockage du carbone dans les sols agricoles en vue d'en augmenter les capacités par de meilleures pratiques et des innovations. En augmentant de 4 pour mille la capacité de stockage de carbone des sols à l'échelle de la planète, on pourrait, selon les promoteurs de cette initiative, absorber l'ensemble du CO<sub>2</sub> actuellement dégagé par les activités humaines.

ouvre des perspectives nouvelles de recherche sur la mesure et le *monitoring* des dispositifs de compensation dans la séquence « éviter – réduire – compenser » (Levrel *et al.*, 2015). Cela concerne d'ailleurs tout type d'écosystème, des forêts aux zones humides... Ces initiatives relancent encore une fois les débats sur la marchandisation de la nature (Douai et Doussan, 2015), débat qui dépasse d'ailleurs le simple cas français (Lapeyre, Froger et Hrabanski, 2015).

La question de savoir si le concept de service écosystémique sera utilisé comme une notion permettant la « mesure » de la biodiversité dans les espaces ruraux reste encore ouverte. Pour de nombreux auteurs, d'autres notions, tels que les traits fonctionnels (Wood *et al.*, 2015) ou tout simplement les fonctions écologiques, sont plus appropriées que la notion de service écosystémique. Dans ce cas, celle-ci serait utilisée uniquement pour mettre en contexte les recherches menées dans un contexte politique qui combine de plus en plus les mots-clés évoqués (restauration, compensation, sols, forêts et agroécosystèmes) ou d'autres. Mais pour d'autres spécialistes, le concept de service écosystémique est structurant par rapport aux travaux engagés sur les milieux ruraux. On retrouve alors les trois dimensions évoquées plus haut et de manière transversale dans l'ouvrage, à savoir la question de l'évaluation (biophysique et économique), celle de la cartographie et de l'aménagement du territoire, et enfin celle des instruments et des politiques dédiés.

Notons enfin que, si nous avons souligné l'importance de ce concept comme lanceur d'alerte quant à l'érosion de la biodiversité, on constate aujourd'hui que son succès est dorénavant lié à sa capacité à servir de passerelle entre les différentes questions traitées au niveau international (biodiversité, climat, désertification, agriculture, forêt).

## LES NOUVEAUX DOMAINES D'APPLICATION

### Les écosystèmes marins et côtiers

La recherche sur les services écosystémiques s'est concentrée sur l'analyse des écosystèmes terrestres jusqu'ici, et beaucoup moins sur les écosystèmes marins et côtiers (Liquete *et al.*, 2013). Si on applique le cadre d'analyse des services écosystémiques, on peut considérer que ces écosystèmes fournissent un nombre important de services écosystémiques pour l'homme comme par exemple la fourniture de poissons, de fruits de mer, le stockage de carbone, etc. (Borger *et al.*, 2014). Or, ces services écosystémiques marins et côtiers sont soumis à une forte dégradation liée à des pressions anthropiques (surpêche, pollution, dégradation des habitats, etc.). Appliquer l'approche par les services écosystémiques dans ce contexte est promu pour améliorer les politiques de planification et de gestion des espaces marins et côtiers (Borger *et al.*, 2014 ; Liquete *et al.*, 2013 ; Marre *et al.*, 2015 ; Potts *et al.*, 2014). Pour ces auteurs, l'évaluation des services écosystémiques marins et côtiers pourrait par exemple permettre d'améliorer

la compréhension des arbitrages économiques entre différentes politiques de planification marine et côtière (Borger *et al.*, 2014). Il existe de nombreuses difficultés méthodologiques spécifiques pour leur évaluation, notamment du fait du manque de données disponibles et exploitables pour de nombreux services marins et de la grande mobilité de certaines ressources marines. Enfin, le manque de familiarité du grand public avec le milieu marin, tout particulièrement avec la haute mer, rend difficile l'utilisation de la méthode des préférences déclarées car ce milieu est perçu comme très éloigné pour la majorité des individus (Jobstvogt *et al.*, 2014). Le cadre d'analyse des services écosystémiques est par contre assez bien mobilisé dans une logique de légitimation des aires marines protégées. En effet si, historiquement, l'objectif des aires marines protégées est la conservation, les services rendus par les écosystèmes sont désormais reconnus comme un élément à part entière de ces dispositifs. Pour certains, l'approche par les services écosystémiques représenterait un double avantage en permettant de mieux justifier économiquement la création de nouvelles aires marines protégées auprès des décideurs publics (Potts *et al.*, 2014 ; Marre *et al.*, 2015) et en améliorant l'acceptabilité de celles-ci auprès de l'ensemble des parties prenantes par la mise en place de cadres de concertation (Carcamo *et al.*, 2014).

## Les services écosystémiques dans les villes

Dans le contexte d'un monde en urbanisation rapide, la compréhension de la complexité et de la gestion des interactions entre l'homme et l'environnement dans les zones urbaines devient une préoccupation croissante (Luederitz *et al.*, 2015). L'approche par les services écosystémiques en milieu urbain peut avoir des impacts importants sur la qualité de vie des habitants (qualité de l'air, espace de récréation, etc.). Dans ce contexte, certains travaux appellent à reconnaître le rôle fondamental que joue la biodiversité en ville et le cadre d'analyse des services écosystémiques est ici clairement identifié comme un outil permettant de construire une meilleure résilience des villes (Haase *et al.*, 2014 ; Jansson, 2013). Pour certains, le concept de services écosystémiques devrait ainsi être plus explicitement intégré dans les politiques de planification urbaine afin d'améliorer la qualité de vie et la résilience des villes (Gómez-Baggethun et Barton, 2013 ; Elmqvist *et al.*, 2013).

Toutefois, les études portant explicitement sur l'analyse des services écosystémiques en milieu urbain restent encore rares (Haase *et al.*, 2014). L'étude du TEEB (2011) a fait l'une des premières tentatives réussies pour évaluer explicitement les écosystèmes urbains avec le *TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. Une revue de la littérature sur les études portant sur les services écosystémiques en milieu urbain montre que la plupart de ces travaux sont concentrés géographiquement sur l'Europe, l'Amérique du Nord et la Chine. Les méthodes d'évaluation utilisées comprennent des modèles biophysiques, des systèmes d'information

géographique et des méthodes d'évaluation économique. En ce qui concerne les types de services écosystémiques étudiés, les services de régulation (qualité de l'air, etc.) et culturels (espace récréatif, etc.) sont particulièrement analysés, avec également, à un degré moindre, les services d'approvisionnement (agriculture urbaine) (Haase *et al.*, 2014).

Ces auteurs identifient deux principales limites à ces études : même lorsque les études portent sur plusieurs services écosystémiques, les synergies possibles et les arbitrages à réaliser entre ces services ne sont pas explorés ; et la très grande majorité des études sont statiques et visent à évaluer un ou plusieurs services écosystémiques à un moment donné, il y a un manque d'études fondées sur une compréhension approfondie de la dynamique des écosystèmes urbains à un niveau plus détaillé. Malgré ces limites, les approches actuelles s'intéressant à l'analyse des services écosystémiques en milieu urbain offrent déjà un riche éventail d'approches méthodologiques et démontrent comment une approche par les services écosystémiques peut contribuer à la prise de décision en matière de planification urbaine.

## L'USAGE DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LES PROCESSUS DE DÉCISION

Malgré le foisonnement de travaux sur l'évaluation des services écosystémiques, un défi important reste de savoir comment passer de la connaissance scientifique ou plus appliquée à la prise de décision (Daily *et al.*, 2009 ; Ruckelshaus *et al.*, 2015). L'hypothèse de base sous-jacente à la notion de service écosystémique est que renforcer les connaissances sur ces services permettra d'améliorer considérablement leur prise en compte dans les processus de décision (public et privé), et ainsi de réduire la dégradation des écosystèmes. La littérature en science politique montre que les idées et les connaissances ont leur rôle à jouer dans le processus de changement, mais qu'elles sont loin d'être les seules variables et rarement les facteurs prédominants (Jordan et Russel, 2014 ; Palier et Surel, 2005 ; Sabatier, 2007). Dans quelle mesure le cadre des services écosystémiques s'est-il articulé aux processus de décision ? Cela a-t-il véritablement permis une meilleure prise en compte des écosystèmes ? Dix ans après la publication du Millennium Ecosystem Assessment (2005), plusieurs travaux s'intéressent à ces questions (Dunlop, 2014 ; Guerry *et al.*, 2015 ; Jordan et Russel, 2014 ; Laurans *et al.*, 2013 ; Turmpenny, Russel et Jordan, 2014).

Il est convenu de constater qu'un nombre croissant de gouvernements nationaux, d'organisations internationales, d'entreprises et d'organisations non gouvernementales ont commencé à intégrer la notion de service écosystémique et la prise en compte des écosystèmes dans leur processus de prise de décision (Abson *et al.*, 2014 ; Guerry *et al.*, 2015). Une synthèse récente recense plus de vingt exemples d'approches, que ce soit dans les sphères privées ou publiques, utilisant le cadre d'analyse des services écosystémiques

pour éclairer les décisions en matière de planification spatiale, de restauration des écosystèmes, de mise en place de PSE, de politique d'adaptation au changement climatique, de gestion des risques d'entreprise, d'évaluation de projet d'infrastructure, etc. (Ruckelshaus *et al.*, 2015).

Un autre constat est le fait que le cadre des services écosystémiques est mobilisé à des échelles différentes. Il est par exemple mobilisé au sein des institutions internationales sur les questions de biodiversité et de conservation (Convention sur la diversité biologique, IPBES), mais aussi sur celles concernant les politiques de développement (objectifs de développement durable de l'Organisation des Nations unies) (Lucas *et al.*, 2014). Au niveau national, des programmes nationaux d'évaluation des services écosystémiques sont développés (National Ecosystem Assessment au Royaume-Uni, Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques en France, etc.) et certaines politiques sectorielles commencent à y faire référence (politique agricole commune, politique de l'eau) (Jordan et Russel, 2014). Enfin, plusieurs travaux montrent comment le cadre des services écosystémiques peut être intégré dans des outils d'aide à la décision déjà existants et très largement utilisés tels que les études d'impacts environnementales (Partidario et Gomes, 2013), l'analyse multicritères (Fontana *et al.*, 2013), l'analyse de risque d'entreprise (Winn et Pogutz, 2013), ou encore la planification spatiale (Bateman *et al.*, 2013).

Ce mouvement de diffusion de la notion et du cadre d'analyse qu'elle véhicule ne s'accompagne pas toujours de changements spectaculaires et tangibles dans les processus de décisions (Guerry *et al.*, 2015). Le cadre des services écosystémiques n'a pas toujours été en mesure de répondre aux promesses qu'il avait pu susciter quant à sa capacité à influencer les processus de décisions en faveur d'une meilleure gestion des écosystèmes (Laurans *et al.*, 2013). La mise en œuvre opérationnelle de la notion de service écosystémique est même présentée par certains auteurs comme un échec (Koschke *et al.*, 2014). Si le terme d'échec peut sembler excessif, il est vrai que l'approche par les services écosystémiques reste encore un concept largement mobilisé par des scientifiques pour la recherche, et encore peu en pratique par les gestionnaires ou les décideurs politiques (Laurans *et al.*, 2013 ; Abson *et al.*, 2014).

## VERS UNE NORMALISATION EUROPÉENNE ?

Il nous paraît opportun pour terminer cette conclusion de souligner l'importance prise par les services écosystémiques dans la programmation de la recherche. En effet, une des tendances observées dans l'évolution des publications scientifiques est que celles-ci sont la plupart du temps liées à des programmes de recherche, plus particulièrement européens. L'importance prise par la thématique des services écosystémiques dans les recherches actuelles sur la biodiversité est en grande partie alimentée par l'Union

européenne à travers ses mécanismes de financement de la recherche (6<sup>e</sup> et 7<sup>e</sup> Programmes cadres de recherche et développement, puis Horizon 2020). Intégrer le cadre d'analyse des services écosystémiques dans la prise de décision tout en continuant à produire des données sur les liens entre services écosystémiques et fonctionnement des écosystèmes ont été les deux axes de recherche de projets financés par l'Union européenne<sup>128</sup>.

Au final, depuis 2008, c'est environ 125 millions d'euros qui auront été utilisés pour le financement de plus de trente projets européens qui positionnent la thématique des services écosystémiques au cœur de leur problématique<sup>129</sup>. L'Union européenne joue incontestablement un rôle moteur dans la diffusion et la promotion de cette notion à travers des réseaux et des équipes de recherche. Dans ce contexte, peu de place est laissée à des approches critiques ou distanciées. L'obligation de se fondre dans les objectifs des appels d'offres pour pouvoir bénéficier de financements contribue à marginaliser les projets qui iraient à l'encontre des idées et des concepts promus par les institutions clés.

Désormais, la notion de service écosystémique s'utilise de manière croissante dans le champ scientifique, souvent à la demande des institutions internationales et nationales. Ce n'est donc pas qu'un objet scientifique, c'est aussi un objet politique. C'est en ce sens qu'il faut comprendre les débats, les controverses et les pistes nouvelles qui sont apparues ces dernières années.

À l'heure où les crédits pour la recherche sont de plus en plus reliés à leur caractère opérationnel, utile pour le décideur, à l'heure où la médiatisation des résultats scientifiques est rapide et globale, la faible prise en compte de recherches critiques ou portant un regard attentif sur les conflits et les tensions générés par la notion de service écosystémique et ses usages pose question. Faut-il requalifier à l'aune des services écosystémiques toutes les recherches ayant un lien avec la biodiversité sous prétexte de leur donner de la visibilité et des chances d'être financées ? Comment faciliter la conduite de recherches prenant du recul sur une notion qui ne semble plus beaucoup discutée aujourd'hui ? L'analyse des conflits et des tensions dans les usages locaux des dispositifs d'action publique intégrant la notion de service écosystémique reste un champ de recherche ouvert à une période où expérimentations et tâtonnements opérationnels caractérisent l'essentiel des pratiques en termes de gestion de la biodiversité et d'articulation entre biodiversité et divers secteurs économiques.

128. L'ensemble des données qui suivent sont issues de la base de données de l'Union européenne consultable à l'adresse suivante : [http://cordis.europa.eu/home\\_fr.html](http://cordis.europa.eu/home_fr.html)

129. Ce chiffre atteint les 135 millions d'euros si on tient compte de l'appel d'offres Biodiversa 3 financé en partie par l'Union européenne mais dont le résultat des appels d'offres nationaux (et par conséquent la part de ce budget directement dédié à la thématique des services écosystémiques) n'est pas encore connu. Ce montant est probablement sous-estimé puisqu'il ne tient pas compte des projets finançant des chercheurs individuels (Marie Curie, European Research Council, etc.).



Méral Philippe, Péresse A., Pesche D. (2016)

Les services écosystémiques, entre controverses et certitudes : conclusion

In : Méral Philippe (ed.), Pesche D. (ed.). *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*

Versailles : Quae, p. 249-264. (Nature et Société)

ISBN 978-2-7592-2469-2