



Faut-il avoir peur de l'approche économique de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes ?

L. Tardieu, J.M. Salles, J.P. Chassany

► To cite this version:

L. Tardieu, J.M. Salles, J.P. Chassany. Faut-il avoir peur de l'approche économique de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes ?. Forêt Méditerranéenne, 2012, XXXIII (2), pp.119-128. hal-03573283

HAL Id: hal-03573283

<https://hal.science/hal-03573283>

Submitted on 14 Feb 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Faut-il avoir peur de l'approche économique de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes ?

par Léa TARDIEU, Jean-Michel SALLES et Jean-Paul CHASSANY

Que vaut la biodiversité ? Cette question suscite à la fois des difficultés d'ordre méthodologique et des controverses de nature éthique. Grâce à un tour d'horizon des techniques d'évaluation, l'auteur nous dévoile les enjeux, mais aussi les limites de l'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes. Dans ce contexte, les bonnes questions à se poser seraient plutôt : combien coûte la perte de biodiversité ou encore gagne-t-on à promouvoir une politique de conservation malgré les coûts ?

* (Traduction de la rédaction) Le concept de services écosystémiques a modifié notre perception de la Nature et de son importance pour les sociétés humaines. Au lieu de considérer la préservation de la Nature comme une chose pour laquelle nous devons sacrifier notre bien-être, nous percevons aujourd'hui notre environnement comme un capital naturel, l'un des biens les plus importants pour la société.

*« The concept of ecosystem services has shifted our paradigm of how nature matters to human societies. Instead of viewing the preservation of nature as something for which we have to sacrifice our well-being, we now perceive the environment as natural capital, one of society's important assets. » **

Liu S., Costanza R., Farber S., Troy A. (2010)

Introduction

L'évaluation économique de la biodiversité s'est progressivement développée comme outil d'appui aux décisions publiques. L'une des principales voies de justification des politiques publiques est que leur finalité est de contribuer à améliorer le bien-être du plus grand nombre. Dans ce but, l'économie a développé des analyses permettant de comparer, avant la prise de décision, les avantages (présents et futurs) d'une politique ou d'un projet avec les coûts (présents et futurs) qu'elle engendre. La politique est alors considérée comme légitime si les bénéfices apparaissent au moins équivalents aux coûts. Cependant, si une partie des coûts ou des avantages ne sont pas mesurés en termes monétaires, ils ne pourront entrer en compte dans l'analyse. Ils auront alors une valeur nulle et par conséquent un poids nul dans la décision finale.

Ceci peut être le cas pour un ensemble d'actifs dits non marchands — qui ne sont pas échangés sur un marché — et n'ont par conséquent pas de prix. On peut citer par exemple les nuisances sonores, l'amélioration du niveau d'éducation, ou encore la dégradation de l'environnement naturel comme l'artificialisation d'un écosystème. Ces actifs n'ayant pas de prix, une logique purement financière conduit à agir comme s'ils n'avaient pas de valeur, aboutissant à une mauvaise allocation des ressources. Dans ce

cas, comment peut-on par exemple justifier une politique de conservation d'un actif naturel, si elle n'implique que peu d'avantages, ou comment mettre en balance les avantages d'une politique de développement avec les coûts qu'elle engendre par la destruction d'actifs naturels ?

L'évaluation des actifs non marchands vise donc à faire entrer l'intérêt de ces actifs dans la décision, en les intégrant dans l'analyse coût-avantage. Outre l'intégration de la biodiversité dans les évaluations de politiques publiques pour une parité avec d'autres enjeux de société, l'évaluation peut également être faite dans le but de :

- définir la forme des stratégies de conservation et en éclairer les priorités. C'est le rôle de l'analyse coût-efficacité qui vise à répondre à la question : où un euro investi dans la conservation serait-il le mieux employé ?

- fixer le niveau d'effort consenti pour la conservation, notamment du point de vue de ce qu'il implique de sacrifier. Est-il plus pertinent de détruire tels écosystèmes ou de renoncer à tel projet qui les menace ?

- communiquer, en amont, sur un ordre de grandeur des enjeux globaux dans des termes susceptibles de favoriser la prise de conscience de leur importance et motiver des stratégies plus ambitieuses.

De façon générale donc, les évaluations sont mises en œuvre pour motiver, justifier et raisonner l'action collective (notamment des administrations publiques). L'objectif premier de l'évaluation économique de la biodiversité est donc d'apporter des éléments d'information, les plus proches de la réalité, dans le but d'appuyer les décisions publiques ou privées impliquant l'environnement (BRAHIC et TERREAUX, 2009). L'évaluation est fondamentalement reliée au changement, puisque l'on évalue toujours dans le cadre d'un choix.

Malgré l'importance des travaux actuels sur le sujet, la définition et la quantification des services rendus par la nature restent des sujets de controverses. Une question récurrente est de savoir s'il vaut mieux des évaluations, certes imparfaites, que pas d'évaluation du tout ? Cela dépend a priori des situations et des contextes institutionnels. Mais cette interrogation implique d'envisager les alternatives, car s'appuyer uniquement sur l'idée d'un futur changement des mentalités paraît être une approche trop faible conduisant inévitablement à des décisions injustifiées. L'absence d'évaluation explicite ne peut que favoriser des pratiques consistant à décider en fonction des préférences du pouvoir ou des

positions défendues par le lobby le plus efficace. L'évaluation économique propose un cadre cohérent d'analyse susceptible d'aider à identifier des potentiels d'amélioration de l'efficacité sociale ou de permettre une délibération collective sur ce sujet. Dans un contexte marqué par des pressions croissantes sur les écosystèmes, par exemple les écosystèmes forestiers méditerranéens, on comprend aisément l'importance des enjeux et, donc, l'intérêt suscité par cette approche, même si elle comporte un certain nombre de limites.

La suite de cet article est organisée comme suit : dans le paragraphe qui suit, nous définissons le concept de services rendus par les écosystèmes et exposons le contexte d'émergence de ce concept. Puis nous décrivons (non exhaustivement) l'approche économique des services rendus par les écosystèmes, son utilité et ses limites. Enfin les remarques conclusives sont données dans le dernier paragraphe.

Biodiversité et services écosystémiques

Un changement de paradigme et l'émergence du concept

Même si la nature était présente dans la pensée économique depuis l'Antiquité, notamment à travers sa contribution à la production agricole, elle fut largement marginalisée par l'analyse économique du XX^e siècle. La plupart des macro-économistes considèrent alors que la nature n'est utile que par sa contribution à la production de richesses (agriculture, forêts, pêches...). Les micro-économistes la réduisent le plus souvent à un effet externe à intégrer dans l'évaluation économique pour améliorer l'analyse coûts-avantages des projets, mais sans réelle réflexion sur les enjeux spécifiques.

Ce n'est que suite au constat d'un certain nombre de pressions de nature socio-économique sur la diversité biologique, notamment à travers la destruction et la dégradation d'habitats naturels¹, la pollution, le changement climatique, la surexploitation des ressources biologiques, ou encore l'introduction d'espèces envahissantes, qu'un changement de paradigme s'est opéré. Tous ces effets ayant un impact sur le bien être humain (entre autres la baisse de la productivité, une pression accrue sur l'eau, des impacts sur la santé humaine), et notamment sur celui des

1 - Générée par l'agriculture (intensification agricole, abandon des terres, drainage, irrigation), la sylviculture (exploitation intensive, reboisements mono spécifiques), la pêche industrielle et l'aquaculture, la construction d'infrastructures, l'urbanisation, les aménagements touristiques, industriels, l'exploitation minière, etc.

populations les plus fragiles (petits agriculteurs, petits pêcheurs, pauvres des zones rurales ou sociétés traditionnelles), les sociétés et l'économie ont commencé à percevoir la nature comme une ressource rare, contribuant au bien être nécessitant d'être gérée. La question de l'approche économique de l'environnement est ainsi apparue dans les années 1960 comme une question nouvelle et importante.

La prise de conscience, deux siècles après les débuts de la révolution industrielle, de la dépendance de nos sociétés et de nos économies actuelles vis-à-vis du fonctionnement des écosystèmes, a conduit à une focalisation sur la notion de "services écosystémiques", introduit en 1981 par Ehrlich PR et Ehrlich AH. Cette notion se définit par les avantages que les populations retirent du fonctionnement des écosystèmes. Le concept est dès lors perçu comme un moyen de communiquer sur la dépendance sociale au système de support écologique (GOMEZ-BAGGETHUN *et al*, 2010). Le Millenium Ecosystem Assessment² (MEA) a largement contribué à populariser la notion de services écosystémiques. Le principal résultat a été de mettre en évidence qu'une large proportion des écosystèmes a subi de graves dégradations qui affectent leur capacité à fournir les services dont bénéficient les populations, alors même que la demande pour ces services est en augmentation.

La définition et la typologie des services sont restées très variables selon l'objet d'étude et le choix des auteurs (COSTANZA, 2008). Afin de clarifier un débat souvent embrouillé, le MEA (2005) a proposé en suivant de GROOT *et al*. (2002) de les classer en quatre grandes catégories (Cf. Fig. 1) :

- les services d'auto entretien, non directement utilisés par l'homme mais nécessaire à la durabilité du système (formation des sols, développement du cycle nutritionnel, maintien de la biodiversité...);
- les services de prélèvement, qui conduisent à des biens appropriables comme nourriture, matériaux et fibres, eau douce, bois de feu;
- les services de régulation, c'est-à-dire les bénéfices issus de la régulation des processus d'écosystèmes voisins de l'espace naturel considéré (maintien de l'humidité relative de l'air, de la qualité de l'eau, contrôle des maladies des plantes);
- et, enfin, les services culturels tels que les bénéfices d'agrément, les bénéfices d'ordre spirituel, religieux et autres avantages non matériels.

Tous ces services procurés par les écosystèmes sont des éléments constitutifs de bien-être humain (MEA, 2005). En termes, tout d'abord, de sécurité puisqu'ils nous offrent la capacité d'habiter dans un environnement sain. Puis, en termes d'éléments essentiels à une vie agréable puisqu'ils nous permettent d'accéder aux ressources procurant des revenus. Mais aussi, en termes de santé par le biais de l'alimentation, de l'eau potable, de matières premières nécessaires à l'élaboration de médicaments. Et enfin, ils nous offrent l'opportunité d'entretenir de bonnes relations sociales à travers la récréation de plein air ou à travers les valeurs culturelles.

Par exemple dans le cas spécifique de la forêt méditerranéenne, les principaux services rendus sont : la production de bois, la production de nourriture (produits carnés issus d'élevages domestiques ou d'activités de chasse, produits végétaux comme les champignons et asperges sauvages, des produits médicinaux et aromatiques), le maintien d'habitats naturels, la production d'eau douce, la régulation du cycle de l'eau, le stockage et la séquestration du carbone atmosphérique et enfin la récréation.

Les relations biodiversité-fonctions-services-bénéfices

La provision de services écosystémiques dépend d'un certain nombre de paramètres résultant d'un système « socio-écologique » (HAINES-YOUNG et POTSCHIN, 2010), dans lequel la sphère écologique et la sphère sociale co-évoluent (Cf. Fig. 2).

A la base de la fourniture des services écosystémiques, du côté de la sphère écologique et donc de « l'offre » de services, se trouve la diversité biologique. Bien que la relation entre biodiversité et fonctions écologiques ne soit pas encore parfaitement définie, on peut s'accorder à dire que la biodiversité encourage

2 - Le Millenium Ecosystem Assessment est une expertise collective initiée par les Nations-Unies qui, entre 2001 et 2005, a mobilisé les compétences de plus de 1300 scientifiques pour faire un bilan de l'état des écosystèmes de la planète et de leur capacité à fournir un ensemble de services qui contribuent au bien-être des populations.

Fig. 1 :
Classification des services écosystémiques selon le MEA (2005)

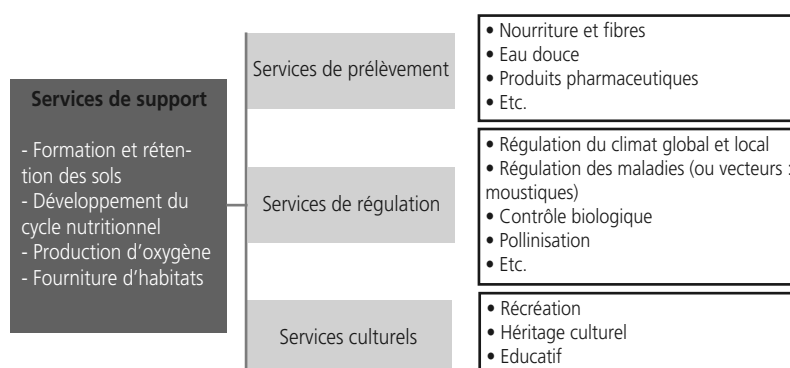
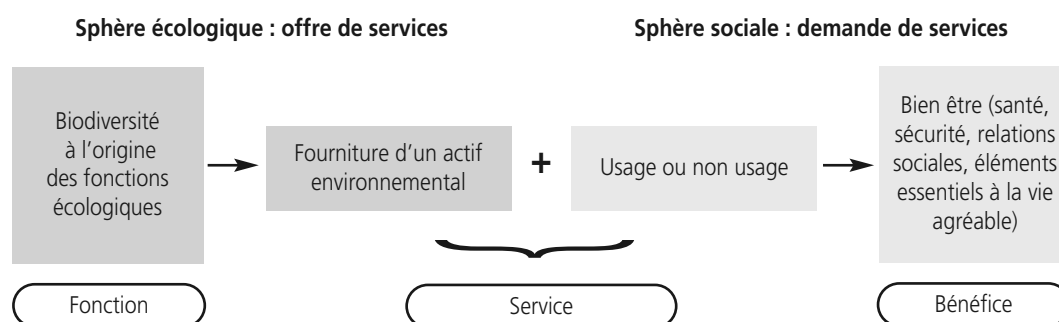


Fig. 2 :
Le Système "socio-écologique" et les services écosystémiques



globalement le fonctionnement des écosystèmes et donc la production de services. Les fonctions écologiques, ensuite, sont décrites comme la capacité des écosystèmes à fournir un ou plusieurs services potentiellement utiles pour l'homme.

Du côté de la sphère sociale, et donc de la "demande" de services, ne peut être considéré comme service, un actif environnemental dont personne ne bénéficie par son usage ou non usage. Un service ne peut donc pas exister s'il ne répond pas à des besoins humains (HAINE-YOUNG et POTSCHEIN, 2010). Le service émerge donc de la conjonction entre la fourniture d'un service par un écosystème et l'usage ou le non-usage par des bénéficiaires. Le bénéfice retiré du service aura un impact direct sur le bien être humain comme la fourniture d'aliments, de combustibles et de matériaux ; la purification de l'air et de l'eau ; la régulation des climats ; la modération des inondations, des sécheresses, des températures extrêmes ; la production et le renouvellement de la fertilité des sols, le stockage du carbone, etc.

Services écosystémiques et économie

L'évaluation économique des services écosystémiques

Les services écosystémiques peuvent être pris en compte par l'analyse économique en s'appuyant sur la notion d'externalité.

L'externalité (PIGOU, 1920), est décrite comme l'effet positif ou négatif engendré par l'action d'un agent économique, sur d'autres agents économiques ne l'ayant pas choisi, sans qu'il n'y ait de compensation monétaire en contrepartie. Par exemple, le boisement de fortes pentes permet de réguler le ruissellement hydrique et de limiter les processus d'érosion. A l'inverse le déboisement portera

préjudice aux habitants en aval. En présence d'externalités dans l'économie, les décisions individuelles ne peuvent conduire à l'optimum social, puisqu'elles reposent sur un calcul ne prenant en compte que les coûts privés et non l'intégralité des coûts que la société devra supporter. Les aménités environnementales ne sont pas efficacement allouées par le marché, puisqu'il n'y a pas d'incitations individuelles à les préserver (KRUTILLA, 1967). Le marché, dans son libre exercice n'est pas en mesure de corriger le dysfonctionnement causé par l'externalité, ni de réguler le phénomène de dégradation (GÉNIAUX, 1999). Si aucune incitation n'est intégrée, les usages marchands dominent l'utilisation des ressources naturelles, sans prise en compte des usages non marchands, ce qui généralement et globalement peut conduire à une surexploitation des ressources.

L'évaluation permet d'appréhender dans quelle mesure la nature est importante pour nos sociétés humaines. Et ce, en révélant et en quantifiant la perte de service qu'engendre certaines politiques dégradant l'environnement, ou inversement le gain que peuvent engendrer des politiques de conservation. Donner des valeurs monétaires aux actifs environnementaux peut permettre de corriger un certain nombre de défaillances de marché et de créer des instruments incitatifs pour la conservation. Les défaillances de marché étant que (SUKHDEV TEEB, 2010) :

- le marché n'accorde pas de valeur à la conservation des écosystèmes. La nature et les services qu'elle nous procure ont une valeur zéro. Néanmoins le marché en accorde aux activités susceptibles de les dégrader ;
- les décideurs ne sont pas incités à protéger l'environnement car ils manquent d'informations et d'arguments suffisants concernant l'offre et la demande de services écosystémiques. En effet, il est difficile de gérer ce qui n'a pas de valeur. Le fait d'ignorer ou de sous-évaluer le capital naturel dans les estima-

tions, la modélisation et les prévisions économiques est susceptible de mener à des politiques publiques et des décisions d'investissements de la part de décideurs politiques qui exacerbent la dégradation des sols, de l'air, de l'eau et des ressources biologiques, engendrant ainsi des répercussions négatives sur tout un éventail d'objectifs économiques et sociaux.

L'environnement est dès lors perçu comme un capital naturel et l'évaluation des services écosystémiques apparaît comme le moyen de conduire la société à apprécier la valeur de ce capital naturel (LIU *et al.*, 2010).

La valeur en économie

En économie, le terme "valeur" est utilisé pour désigner la contribution d'un bien ou d'une action à la satisfaction d'un objectif pour un individu (COSTANZA, 2000). La valeur économique d'un bien peut se traduire par son utilité sociale, c'est-à-dire sa contribution au bien-être des agents. L'évaluation économique vise donc à traduire la contribution des actifs naturels, et des choix qui les affectent, au bien-être collectif.

On évalue la biodiversité dans un cadre utilitariste. On suppose que les individus ont différentes catégories de désirs et de souhaits (nourriture, logement, habits...), qu'ils sont capables de hiérarchiser selon l'importance qu'ils leur accordent (fonctions de préférence). Les individus sont les meilleurs juges de leurs préférences et sont rationnels, ils cherchent donc un bien être maximal sous contrainte de leur revenu en recherchant le maximum de satisfaction et le minimum de souffrance (maximisation de l'utilité). On suppose, par ailleurs, que pour chaque catégorie de bien les individus sont en mesure de classer leurs désirs pour une unité supplémentaire de ces mêmes biens et que l'intensité du désir pour l'unité additionnelle décline au fur et à mesure que les unités se succèdent (utilité marginale décroissante). Le premier verre d'eau lorsque l'on a soif est très utile, le second l'est moins, etc. Au final, un bien a de la valeur s'il est utile et rare, comme c'est le cas pour les actifs environnementaux³.

Mesurer la valeur économique sert à refléter la variation de ce qu'une action induit sur les préférences des agents (ce que l'on perd, ce que l'on gagne). Si quelque chose ne peut être approché que par les coûts, alors la variation qu'il entraîne pour satisfaire la préférence est la différence entre l'utilité et le coût pour l'atteindre. On suppose dès lors que les valeurs

basées sur l'utilité des biens et services peuvent être reflétées par le Consentement à Payer (CAP) pour continuer à en bénéficier ou le Consentement à Recevoir (CAR) compensant le fait de ne plus en bénéficier⁴.

La valeur sociale des actifs environnementaux est au final la somme des utilités marginales de chaque unité pour l'ensemble de ses usagers. L'utilité marginale représentant donc la contribution au bien-être de chaque unité d'un bien. Si on classe ces CAP en ordre décroissant, on peut tracer une courbe telle que la surface comprise sous cette courbe est la valeur totale du bien (CHEVASSUS-AU-LOUIS *et al.*, 2009). 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).

La notion de valeur économique est par conséquent (CHEVASSUS-AU-LOUIS *et al.*, 2009) :

- anthropocentrée, puisque seule la contribution au bien-être humain est prise en compte ;
- instrumentale, car elle repose sur l'analyse "utilitariste" des conséquences des choix et des actions et non sur des valeurs intrinsèques ou "déontologiques" ;
- subjective, car, a priori, ne peut avoir de la valeur que ce à quoi les humains portent un intérêt (la valeur dépend donc de leur compréhension des enjeux).

L'évaluation dans le cadre des services écosystémiques vise à mesurer la variation induite par une perturbation ou si l'on veut un changement provoqué par une politique ou un projet sur le bien-être, et donc la perte ou le gain social engendré par le projet (Cf. Fig. 3). On peut décrire le changement selon une relation en cascade, décrite en 2010 par Haines-Young et Potschin, affectant successivement chacun des facteurs de production d'un service jusqu'à atteindre une perte ou un gain social que l'on peut mesurer. Les relations sont ici schématisées : même si elles ne décrivent pas la réelle complexité de ces processus, l'idée de relation en chaîne y est bien décrite.

Les individus accordent, par le biais de ces services écosystémiques, différentes valeurs aux actifs environnementaux, composant la Valeur Economique Totale (VET) (PEARCE et MORAN, 1994)⁵. Cette dernière se décompose classiquement entre les valeurs d'usage, qui

3 - En économie, on raisonne en termes de rareté relative (offre comparée à la demande) et non en termes de rareté absolue. L'eau douce, par exemple, est relativement rare par rapport à la demande qui en est faite.

4 - Il faut cependant s'attendre à une différence entre le CAP et le CAR car les agents tendent à survaloriser les pertes par rapport aux gains (Hicks, 1939)

5 - Pour voir une étude portant directement sur la VET de la forêt méditerranéenne cf. MERLO et CROITORU (2005), ouvrage commenté dans la revue *Forêt Méditerranéenne* T. XXIX, n°4, déc. 2008, pp. 536-538, N° spécial "Trente ans de forêt méditerranéenne".

comprennent les avantages retirés par l'agent de la consommation des actifs et des pratiques liées aux actifs mais n'entraînant pas leur consommation, et les valeurs de non usage, qui traduisent les avantages retirés par d'autres, pour autant que la fonction d'utilité de l'agent intègre des préférences éthiques ou altruistes.

Dans le cas précis des forêts méditerranéennes, la valeur d'usage directe peut être liée soit à des prestations directement consommables comme l'alimentation, les plantes médicinales, ou à des usages productifs comme les matériaux de construction, les sources d'énergies, les produits de la chasse ou de la cueillette, soit à des prestations n'impliquant pas la consommation et donc pas de destruction comme les usages récréatifs, le tourisme, les sciences et l'éducation. La valeur d'usage peut également être indirecte, liée aux avantages fonctionnels de l'actif naturel comme ses fonctions écologiques, et ses fonctions de protection, ou être une valeur d'option liée à une valeur d'usage potentiel futur (conservation des habitats, du paysage et production de la diversité biologique).

La valeur de non usage correspond au fait que les individus peuvent également attribuer une valeur aux éléments naturels, même s'ils n'en font aucun usage présent ou futur. Cette valeur est directement liée à l'altruisme dont peut faire preuve l'agent, envers ses contemporains, les générations futures et les espèces non humaines. Elle se décompose entre trois différentes valeurs. Tout d'abord, la valeur d'usage par procuration, liée au fait que nous valorisons la préservation d'écosystèmes au motif que d'autres en tirent un bénéfice. Puis, la valeur d'héritage, liée au fait que nous espérons léguer aux générations futures des écosystèmes fonctionnels et utilisables. Enfin, la valeur d'existence des espèces non humaines, auxquelles nous pouvons reconnaître une certaine forme de droit moral à exister.

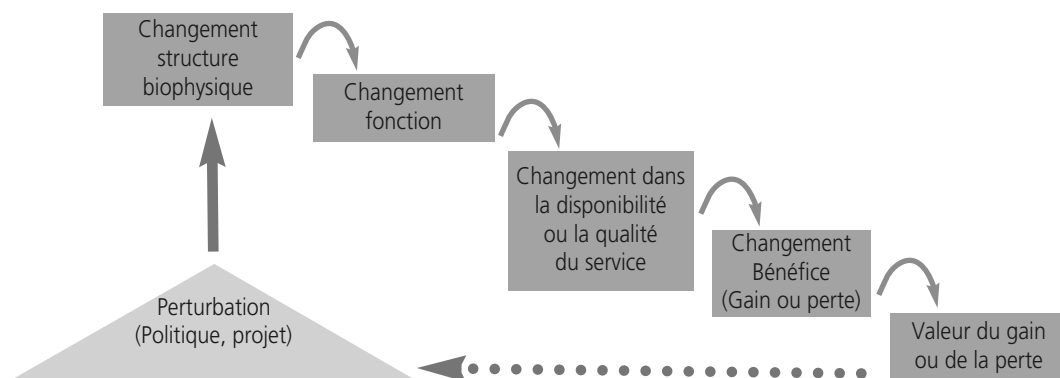
Les différentes méthodes d'évaluation

Différentes méthodes de valorisation ont été développées par l'économie, permettant de donner une valeur monétaire aux bénéfices environnementaux de telle sorte à comparer coûts et bénéfices à l'aune d'une même unité de mesure monétaire (Cf. Fig. 4). Le choix de l'unité monétaire 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 d'autres biens marchands.

Les méthodes peuvent être directes, c'est à dire qu'elles estiment le coût nécessaire au maintien de la biodiversité, ou indirectes. Les premières permettent d'obtenir directement des indications de valeur, les secondes permettent de les déduire indirectement à partir d'informations qui leur sont corrélées. Elles sont également basées soit sur les préférences révélées des individus à travers un marché de substitution (prix hédonistes, méthode des coûts de transport engagés pour aller bénéficier de ces services), soit sur les préférences déclarées de ceux-ci, à travers un marché hypothétique (méthode d'évaluation contingente et analyse conjointe), sur des coûts directement observables (coût de restauration, de remplacement, effet de productivité), ou enfin par les méthodes dites de transferts visant à utiliser des valeurs établies pour des services supposés comparables ou équivalents dans d'autres contextes.

– Dans les méthodes basées sur les coûts (coût de restauration, effet de productivité, coût de remplacement), on obtient la valeur des actifs naturels à partir de l'estimation de coûts qui permettraient de maintenir les services rendus par les écosystèmes. Elles proposent donc un ensemble de techniques indirectes qui fournissent une estimation à partir des coûts engagés pour produire des substituts ou pour éviter les pertes. Elles ont l'avant-

Fig. 3 :
Relation en cascade d'une perturbation (adapté de Haines-Young et Potschin, 2010)



tage de reposer sur des données directement observables, donc d'une plus grande robustesse et d'une meilleure appropriation des parties. Cependant, elles ne peuvent traduire qu'une valeur partielle des écosystèmes et donc a priori inférieure à la valeur réelle des écosystèmes.

– Les méthodes basées sur les préférences révélées (prix hédoniques, méthode des coûts de transport) exploitent l'information de marchés existants, des “marchés de substitution”, sur lesquels les préférences des consommateurs sont reflétées, à partir desquels on peut observer le CAP des individus. L'évaluation se base donc sur la mesure des dépenses que les agents engagent, sur ces marchés de substitution, telles que les dépenses de prévention ; les prix hédonistes déduits du marché immobilier dopé par l'existence de services écosystémiques recherchés, par exemple la proximité d'une forêt avec des essences rares ou nobles ou l'existence d'un massif forestier riche en faune sauvage ou simplement bien intégré dans le paysage... ; les coûts de déplacement engagés pour accéder à certains services. Cependant, ces méthodes ne prennent pas en compte les valeurs de non-usage (par définition) et ne permettent pas d'analyser, de façon pertinente, les attitudes par rapport au risque.

– Les méthodes basées sur les préférences déclarées (évaluation contingente et analyse conjointe) sont les seules qui permettent d'obtenir les valeurs de non usage, ce sont également les plus discutées et critiquées car elles peuvent entraîner de nombreux biais. Ces méthodes créent un “marché fictif” (contingent), sur lequel les individus sont amenés à se positionner en tant que consommateurs. On obtient alors des CAP déclarés, qui mesurent la variation individuelle de bien-être obtenue à partir des réponses recueillies auprès d'un certain nombre de consommateurs de “nature” à l'aide d'un questionnaire hypothétique adapté. La robustesse de ce type de méthode a souvent été remise en question pour plusieurs raisons. Tout d'abord, les réponses aux questionnaires sont généralement surestimées par rapport aux comportements réels, elles peuvent être irréalistes, ne pas respecter de contrainte budgétaire (le niveau de revenu réel de l'individu enquêté ou la somme maximale d'argent public que les citoyens sont prêts à accorder sinon à supporter). La forme de l'enquête et la façon dont des informations sur le service à évaluer et sur les modalités de paiements sont apportées aux sujets peuvent influencer les résultats,

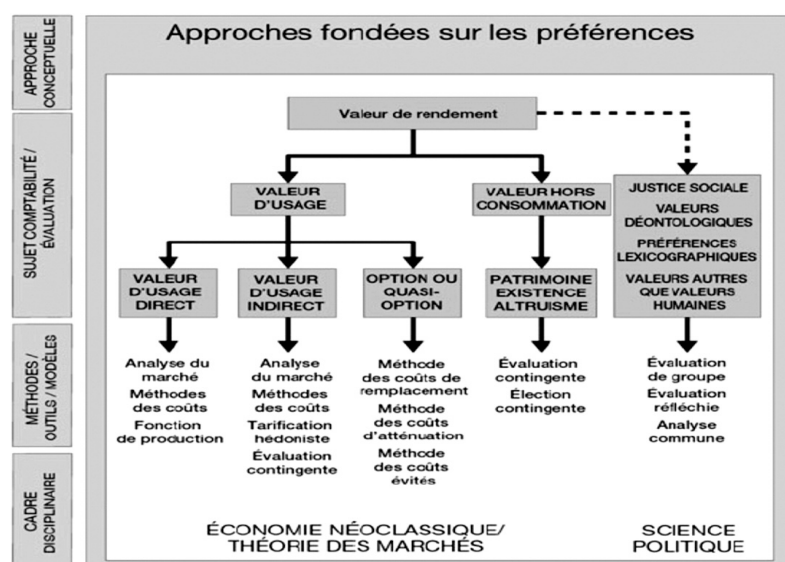
introduisant des biais dans les analyses et les résultats susceptibles de résister aux techniques visant à les corriger ou à les limiter. Enfin, des méta-analyses (regroupement de plusieurs études statistiques permettant de tirer des conclusions générales et de procéder à l'étude des études) ont montré des différences très importantes entre les valeurs obtenues (BRANDER *et al.* 2007).

Toutes les méthodes sont imparfaites car, par définition, elles sont basées sur des individus (qui peuvent être mal informés), des indicateurs qui peuvent mal révéler leurs comportements, ou sur des marchés dans lesquels les prix peuvent être de mauvais indicateurs de valeurs.

Les principales limites

Le calcul de la VET (valeur économique totale) se heurte à un certain nombre de difficultés conceptuelles ou éthiques. La première est qu'elle est évaluée en économie selon la valeur qu'elle représente pour l'homme, l'anthropocentrisme peut donc causer une gêne éthique. La seconde difficulté concerne l'hétérogénéité des différentes composantes de cette VET, ce qui pose un problème concernant leur agrégation. Par ailleurs, la plupart des usages qui sont recensés ne sont pas effectifs et concernent des usages futurs qui doivent être actualisés sur la période d'évaluation. La question de la substituabilité du capital naturel (son remplacement par du capital, monétaire ou tout autre forme de capital) peut également être posée. Enfin, la littérature sur l'évaluation a souvent écarté la dimension spatiale de la fourniture des services écosystémiques, qui peut avoir pourtant un impact significatif sur les résultats.

Fig. 4 :
Rapport d'étape TEEB
2010



L'anthropocentrisme et l'évaluation. 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 ; différence de natures 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, etc.

En ce qui concerne *l'agrégation des valeurs*, l'une des principales difficultés est liée à l'hétérogénéité des méthodes pour arriver à des résultats, qui peuvent être considérés comme non directement comparables. L'agrégation, par exemple, de valeurs d'usage mesurées par des préférences révélées et de non-usage par des préférences déclarées est assez délicate (CHEVASSUS-AU-LOUIS *et al.*, 2009). A ces difficultés s'ajoutent des difficultés techniques telles que les risques de doubles-comptes ou la valorisation simultanée d'usages ou de services socialement ou techniquement incompatibles (comme par exemple le service d'approvisionnement en bois de feu et le service de séquestration et de stockage de carbone qui peuvent être mutuellement exclusifs).

Prendre en compte le temps. Il existe une incertitude en matière de choix lorsque l'on veut prendre en compte le temps. Et ceci est particulièrement vrai en matière d'environnement, puisque les choix peuvent avoir des conséquences très éloignées dans le futur. Cette évidence a une double conséquence sur l'évaluation (CHEVASSUS-AU-LOUIS *et al.*, 2009), (i) d'une part, les coûts et les avantages liés à ces conséquences lointaines tendent à voir leur poids minoré dans les décisions ; (ii) d'autre part, il existe une incertitude sur les conséquences futures (leur réalisation, leur ampleur...) et sur le comportement et les attentes des générations futures pour certains actifs naturels. Ceci pose le problème du choix d'un facteur d'actualisation.

L'actualisation est un outil 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" 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.

Il existe deux raisons principales pour justifier l'actualisation (MARTINEZ-ALLIER, 2008) : la préférence pure pour le présent et la décroissance de l'utilité marginale de la consommation due à la croissance économique. La préférence pour le présent fait référence à la tendance des individus à préférer consommer 100 euros aujourd'hui plutôt que 105 euros l'année suivante. Ceci en raison de la crainte de ne pas être en mesure de pouvoir en profiter l'année suivante (horizon de temps limité : maladie, décès). La seconde raison proposée par les théoriciens de la croissance (RAMSEY, 1928), préférée par les économistes, est que les changements techniques et les investissements permettront une croissance économique. Les générations futures disposeront donc d'un revenu plus élevé et donc auront une utilité marginale qui baissera au fur et à mesure que leurs possessions augmenteront.

L'actualisation peut être 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. Dans le cas de la biodiversité, la question se pose de savoir si elle sera plus ou moins disponible dans le futur. L'actualisation peut donc poser le problème d'équité intergénérationnelle. En effet, appliquer un taux d'actualisation à 4% sur 50 ans implique que nous évaluons le bénéfice d'un écosystème pour nos petits-enfants à un septième de la valeur que nous en retirons aujourd'hui (TEEB, 2008). Ne pas actualiser éviterait de favoriser une période par rapport aux autres, mais rendrait plus difficile la comparaison des différentes options ayant différents horizons temporels.

Le problème de la résilience et la substituable du capital naturel. En donnant un équivalent prix aux services écosystémiques, on les met en équivalence avec d'autres types de biens et services ayant eux-mêmes un prix. On teste donc leur caractère compensable et substituable. On considère que la biodiversité et les services écosystémiques sont substituables, mais qu'il existe un "capital naturel critique", soit un seuil de dégradation des actifs environnementaux au-delà duquel les biens perdent leur caractère substituable et deviennent des biens complémentaires. Lorsque la question de l'équité intergénérationnelle apparaît, deux solutions sont mises en avant : une condition limite, l'approche de durabilité faible néoclassique (Solow), qui correspond à une situation dans laquelle le capital total,

naturel-humain-manufacturé, n'est pas diminué. Les formes de capitaux sont donc considérées comme substituables : avec du capital monétaire on peut reconstituer du capital naturel détruit, une forêt brûlée par exemple même s'il faut des millénaires pour retrouver un équilibre écosystémique comparable... La seconde, l'approche de durabilité forte qui soutient que le capital naturel et le capital manufacturé n'ont pas une relation substituable mais complémentaire. Elle impose qu'aucune diminution nette du capital naturel ne doit intervenir. Il faut donc modifier les modèles de croissance économique puisque le capital ne peut être reproduit sans *inputs* naturel.

Enfin, la dimension spatiale a souvent été écartée des évaluations, ce qui peut amener à des résultats très éloignés de la réalité. Prendre en compte la dimension spatiale des services implique de mesurer les services selon leur contexte spatial, et ceci est vrai pour l'offre comme pour la demande. L'offre de services, soit la capacité des écosystèmes à rendre un service, est nécessairement influencée par un certain nombre des variables spatiales tel que le climat, la topographie, le type d'écosystème et son utilisation, le type de sol, les conditions hydrologiques, etc. (NELSON *et al*, 2009). Parallèlement, la demande d'un service varie selon la localisation de l'écosystème fournissant le service et celle des potentiels bénéficiaires, de leurs usages, du nombre de substituts ou de compléments alentours, et enfin de leur accessibilité (BRANDER *et al*, 2010). Au final donc, la valeur accordée aux services sera influencée par trois variables : l'offre (quantité, qualité), la demande (nombre de bénéficiaires, usages, et caractéristiques socio-économiques de ceux-ci), et enfin le contexte spatial de l'écosystème (présence de compléments ou de substituts).

Une littérature grandissante traite de la spatialisation des services, mais l'attention a été particulièrement portée sur l'offre dans la littérature écologique et beaucoup moins sur la demande et les valeurs associées. La monétarisation des services est en effet majoritairement a-spatiale, puisque l'on calcule essentiellement des valeurs totales ou moyennes par hectare étendues sur l'ensemble de l'aire d'étude. Un certain nombre de difficultés restent donc à analyser afin d'être en mesure d'évaluer tout en prenant en compte la dimension spatiale des services et les cartographier pertinemment.

Conclusion

Cet article vise à rappeler les enjeux liés à la notion de services rendus par les écosystèmes et présenter la manière dont l'économie l'appréhende. Cette revue n'est évidemment pas exhaustive, mais s'est efforcée de donner une vue d'ensemble sur cette approche, le contexte de son émergence et son utilité pour les choix collectifs.

Le caractère anthropocentrique de l'approche économique lui est fréquemment opposé. Cependant il se justifie par le but de l'évaluation qui, en révélant la dépendance de nos sociétés industrielles vis-à-vis des écosystèmes naturels, fournit une estimation utile de l'importance à leur accorder dans des décisions qui impliquent des enjeux sociaux. On peut penser que derrière les critiques, il y a une certaine incompréhension de ce que l'évaluation économique signifie en réalité. La question n'est pas de mettre une valeur économique sur la Nature, qui serait d'ailleurs inutile, mais de traduire la valeur des pertes liées à la destruction de certains écosystèmes dans des termes qui permettent de comparer avec d'autres problèmes de société. L'évaluation économique des services écosystémiques ne répond donc pas à la question : que vaut la biodiversité, ou quel est le prix de la nature ? Puisqu'elle a un caractère inestimable. La question que l'on pose est plutôt : combien nous coûte le fait d'en perdre un peu plus pour la réalisation de tel ou tel projet, et est-ce que cette perte est justifiée ? Ou encore : gagne-t-on à promouvoir une politique de conservation restaurant des écosystèmes dégradés ou maintenant ceux existants malgré les coûts que cela engendre ?

Références

- Brahic E, Terreaux J.P. *Evaluation économique de la biodiversité*, Versailles, QUAE éditions, 2009, 151-160.
- Brander LM, Van Beukering P, Cesar HSJ. The recreational value of coral reefs: A meta-analysis. *Ecological Economics* 2007; 63(1): 209-218.
- Brander, L. M., Ghermandi, A., Kuik, O., Markandya, A., Nunes, P. A. L. D., Schaafsma, M., Wagtendonk, A. Scaling Up Ecosystem Services Values: Methodology, Applicability and a Case Study. FEEM Working Paper No. 41. 2010.
- Chevassus-Au-Louis B, Salles JM, Pujol JL, Bielsa S, Martin G, Richard D. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique*. Paris (FRA) : Documentation française ; 2009.

Léa TARDIEU
Montpellier SupAgro,
UMR1135 LAMETA
2 Place Viala, bât 26
34060 Montpellier
France
Tel: +334 99 61 27 23
Mél : lea.tardieu@supagro.inra.fr
EGIS Structures et Environnement,
78286 Guyancourt, France

Jean-Michel SALLES
CNRS, UMR5474
LAMETA, 2 Place
Viala, bâtiment 26
34060 Montpellier
France
Tel: +33 4 99 61 26 68
Mél : sallesjm@supagro.inra.fr

Jean-Paul CHASSANY
INRA
Forêt
Méditerranéenne
Mél : chassany@supagro.inra.fr

- Costanza R. Social goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 2000 ; 3 : 4-10.
- Costanza R., Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biol. Cons.* 141; 2008: 350-352.
- De Groot R.S., M.A. Wilson, R.M.J. Boumans. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41 ; 2002 : 393-408.
- Ehrlich PR, Ehrlich AH. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. New York: Random House 1981.
- Géniaux G. (Thèse) Evaluation et régulation des impacts environnementaux. Marseille: GREQAM ; 1999.
- Gómez-Baggethun E, de Groot R, Lomas PL, Montes C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69(6). 2010; 1209-1218.
- Haines-Young R, Potschin M. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli D, C. F, editors. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series. Cambridge : Cambridge University Press; 2010. p. 110-139.
- Krutilla JV. Conservation Reconsidered. *The American Economic Review* 57(4). 1967; 777-786.
- Liu S, Costanza R, Farber S, Troy A. Valuing ecosystem services. *Annals of the New York Academy of Sciences* 2010; 1185:54-78.
- Martinez-Alier J. Discounting and the optimist's paradox. In: TEEB, editor. Universidad Autónoma; 2008.
- MEA. *Ecosystem and well being : A framework for assessment*. Washington DC: Island Press Blurb; 2005.
- Merlo M., Croitoru L. (Eds.). *Valuing Mediterranean forests: Towards total economic value*. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, 2005, 406 p.
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J, et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1). 2009; 4-11.
- Pearce D, Moran D. *Economic value of biodiversity*. IUCN and Earthscan. 1994
- Sukhdev P. L'économie des écosystèmes et de la biodiversité. Rapport d'étape TEEB 2008:1-70.
- Sukhdev P. L'économie des écosystèmes et de la biodiversité. Rapport Final TEEB 2010:1-49.

Résumé

Cet article vise, après d'autres, à préciser les enjeux de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques pour en clarifier les intérêts, les limites et le contexte dans lequel elle peut être utilisée. Pour cela, nous rappelons succinctement ce qui fonde l'importance sociale de la biodiversité, afin de préciser les enjeux d'une évaluation à partir des services écosystémiques. Nous rappelons la prise de conscience ayant eu lieu dès la fin du XX^e siècle, d'une Nature jouant un rôle majeur dans notre bien-être, mais également d'une pression croissante exercée sur elle favorisant son érosion. Ceci incite l'économie à la considérer comme un « capital naturel » non infini nécessitant d'être géré au même titre que d'autres ressources. Nous précisons ensuite la signification de l'évaluation économique et les enjeux de son élargissement aux actifs non marchands dans le cadre de la valeur économique totale. Enfin, avant d'exposer les limites de l'approche, nous revenons sur les techniques d'évaluation pour mieux comprendre pourquoi elles restent controversées.

Summary

Is there reason to fear an economic approach to biodiversity and the services rendered by ecosystems?

Following on other work, this paper aims at clarifying the principal issues involved in the economic evaluation of biodiversity and ecosystem services in order to clarify interests, limitations and the context in which it can be used. To this end, we briefly discuss the importance of biodiversity to society as a whole in order to clarify the importance of an assessment based on ecosystem services. We refer to the emergence at the end of the twentieth century of a general awareness that Nature plays a major role in our well-being but, also, about the growing pressures leading to its deterioration. This has given rise to the view that Nature is "non-infinite capital" needing to be managed as other resources. We then illustrate the significance of economic evaluation and issues of extending it to non-market assets as part of the total economic value. Finally, before indicating the limits of the approach, we review evaluation methodology to better understand why it remains controversial.

Resumen

Este artículo intenta, como ya lo han hecho otros anteriormente, analizar los retos que lleva asociados la evaluación económica de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos, con el objeto de clarificar los intereses, los límites, y el contexto en el cual puede ser utilizada. Para ello, comenzamos recordando sucintamente los fundamentos de la importancia social de la biodiversidad, con el fin de precisar los desafíos de una evaluación a partir de los servicios ecosistémicos. Recordamos el proceso de concentración que se ha llevado a cabo desde finales del siglo XX respecto a una Naturaleza que desempeña un papel crucial en nuestro bienestar, y, por otro lado, la presión creciente que se ejerce sobre ella y que favorece su erosión, lo que, en el ámbito económico, incitó a considerarla como un "capital natural" no infinito necesitando ser administrado como cualquier otro recurso. A continuación, precisamos el significado de la evaluación económica, y la importancia de su ampliación a los servicios no mercantiles. Para terminar, y antes de exponer los límites del enfoque, volvemos sobre los diferentes métodos de valoración para entender mejor porque pueden ser controvertidos.