

Décembre
2010

Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire

Fondamentaux et méthodologie

Cas d'application

*Les limites, les manques, les
approfondissements*

Ressources, territoires, habitats et logement
Énergies et climat
Prévention des risques
Développement durable
Infrastructures, transports et mer

**Présent
pour
l'avenir**



Ministère
de l'Écologie,
du Développement
durable,
des Transports
et du Logement

Collection « La Revue » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)

Titre du document : « Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire »

Directeur de la publication : Michèle PAPPALARDO

Rédaction en chef et
Coordination éditoriale : Laurence DEMEULENAERE

Mise en page : Daniel CANARDON

Date de publication : Décembre 2010

Ce document n'engage que ses auteurs et non les institutions auxquelles ils appartiennent.
L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.

Sommaire

Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire

L'édito p 3

Accompagner le passage à l'économie verte

Michèle Pappalardo, CGDD

Avant propos

La monétarisation de l'environnement, un cheminement de la pensée économique qui se poursuit p 5

Patrick Point, CNRS, Université Bordeaux IV

Introduction p 9

Sous direction de l'économie des ressources naturelles et des risques, CGDD/SEEIDD

Fondamentaux et méthodologie

Pourquoi et comment monétariser l'environnement p 13

Julien Hardelin, Arthur Katosky, François Marical, CGDD/SEEIDD

Apports et limites des consentements à payer pour l'évaluation des services environnementaux : l'exemple des marais du Cotentin et du Bessin p 27

Arthur Katosky, François Marical, CGDD/SEEIDD

Cas d'application dans les transports et les déchets

Analyse et pistes de révision des valeurs tutélaires environnementales utilisées dans les bilans socio-économiques de projets d'infrastructures de transport p 41

Damien Grangeon, Sétra

Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage - Le cas de l'aluminium, du verre, des plastiques et des papiers/cartons p 53

Doris Nicklaus, CGDD/SEEIDD

Les limites, les manques, les approfondissements

L'évaluation de la biodiversité, un exercice difficile mais indispensable à sa préservation p 67

Le point de vue de ... *Jean-Philippe Terreaux, Cemagref*

Des méthodes de monétarisation à compléter mais opérationnelles p 75

Olivier Bommelaer, Vincent Marcus, Elen Curri-Lemaître, CGDD/SEEIDD

Principales références bibliographiques p 79

L'édito

Michèle Pappalardo

Commissaire générale au développement durable
Déléguée interministérielle au développement durable

Nombre de biens et services environnementaux ne font pas l'objet d'échanges et n'ont donc pas de prix. L'environnement a pourtant une valeur : sa qualité est en effet une composante essentielle du bien-être des générations présentes et futures. La monétarisation est une technique d'analyse qui vise à révéler cette valeur, pour mieux prendre en compte les enjeux environnementaux dans les décisions publiques et les choix privés.

L'intérêt de l'exercice de monétarisation fait débat ...

Certains craignent que la monétarisation ne soit qu'un préalable au développement de marchés sur des biens inestimables, démarche qui pourrait mettre en péril les principes de préservation de notre patrimoine commun.

D'autres expriment des critiques, non pas sur le principe de la monétarisation lui-même, mais sur les limites qu'il rencontre dans la pratique. Tel est par exemple le cas pour la biodiversité, bien dont les fonctions et services sont encore en cours d'exploration.

... mais son utilisation est démontrée

L'expérience montre toutefois qu'une meilleure prise en compte de la valeur de l'environnement permet de mieux le protéger. Ainsi, des analyses économiques évaluant le coût de l'impact des déchets stockés ou incinérés ont justifié l'adoption de mesures fiscales visant à réduire ces impacts et à privilégier le recyclage.

Les travaux récents démontrent tout l'apport d'une monétarisation même incomplète pour les décideurs publics et les entreprises. Ainsi, l'étude internationale des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB) menée par Pavan Sukhdev chiffre les coûts pour la société de la perte cumulée de bien-être liée à la dégradation des écosystèmes et de la biodiversité. Elle permet de mieux appréhender les différentes composantes du bien-être, tel que le recommande le rapport de la Commission Stiglitz sur la mesure des performances économiques et du progrès social, et incite à poursuivre les travaux sur la monétarisation.

Accompagner le passage à une économie verte

Notre ambition est bien de mettre en place des politiques d'accompagnement des changements de modes de production et de consommation qui sont au cœur de l'économie verte, à la fois sobre en ressources naturelles et décarbonée.

Ce nouveau numéro de la Revue du CGDD s'inscrit dans la continuité des travaux ci-dessus. Je souhaite qu'il contribue à faire avancer les débats sur la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux, en participant au processus de réflexion.

Il s'inscrit dans le contexte d'une prise de conscience croissante des interactions entre environnement, santé, économie et bien-être, dans lequel les experts cherchent à élaborer des méthodologies, les affiner, les rendre plus robustes. Il sera complété par les conclusions du séminaire organisé par le CGDD le 15 décembre 2010. Ces réflexions visent un large public intéressé par l'économie de l'environnement, quel que soit le domaine - biodiversité, eau, déchets, risques. Je crois indispensable en effet de contribuer à établir des ponts entre les spécialistes, économistes ou scientifiques, et le grand public.

Ces travaux de monétarisation contribuent à mettre les bénéfices environnementaux en regard des coûts des politiques. Je souhaite qu'ils soient poursuivis pour élaborer un diagnostic partagé, identifier les enjeux clés en matière environnementale et les hiérarchiser, en favorisant le dialogue entre les acteurs économiques.

Avant propos

Patrick Point

CNRS GREThA UMR 5113, Université Montesquieu Bordeaux IV

Le constat d'une raréfaction des ressources, la prise de conscience d'une dégradation de la qualité de l'environnement, la révélation d'atteintes de plus en plus marquées aux écosystèmes, convergent pour justifier la prise en compte explicite des coûts et des bénéfices environnementaux dans les processus de décision.

Les travaux économiques nécessaires à la révélation des valeurs non marchandes ont souvent précédés la perception par la puissance publique de l'utilité, sinon de la nécessité, de la démarche. Aujourd'hui, le recours à la monétarisation tend à se répandre.

Si l'utilité de l'exercice apparaît clairement, sa mise en œuvre reste complexe. Sur certains aspects, on se situe encore sur le front de la recherche et pour d'autres c'est la maîtrise des praticiens qui est déficiente. Il faut donc considérer avec prudence les synthèses et les calculs de valeurs moyennes issus de résultats obtenus dans des contextes divers et selon des protocoles parfois difficiles à apprécier.

Le mouvement qui se déploie trouve ses racines dans le concept d'externalité qui marque, non pas la défaillance du marché, mais l'absence des conditions permettant à un marché de se mettre spontanément en place. La création de certificats d'émission pour le carbone témoigne du fait que la puissance publique peut assurer, à des coûts qui n'ont pas encore toujours été évalués, la mise en route et le fonctionnement d'un marché pour des composantes d'environnement initialement non marchandes. A l'approche en termes d'externalités, succède celle en termes de services délivrés par les écosystèmes, avec au cœur de cette dernière approche, la question de la mesure économique de l'altération ou du renforcement de ces services. Cette avancée permet de réfléchir à la rémunération des services environnementaux¹ et ouvre la voie à une prise en considération plus cohérente du coût complet des biens et services produits pour l'homme. Chacune de ces étapes apporte des éclairages sur les apports et les limites de la démarche de monétarisation.

Du constat de l'existence d'une externalité à la mesure des bénéfices ou des coûts de l'externalité.

C'est après A. Marshall (1920), A.C. Pigou (1925) qui historiquement apporte le message le plus clair en faisant apparaître l'externalité comme un élément de divergence entre le coût privé et le coût social et qui préconise de les faire converger au moyen d'une taxe égale au coût marginal externe. L'approche est centrée sur les interactions entre agents : l'agent A exerce un impact sur l'agent B.

Cette démarche attire l'attention sur le caractère sociétal de la délimitation de l'externalité. Celle-ci dépend de l'état des connaissances à un moment donné et de ce que la société apprécie comme étant un dommage significatif². Aujourd'hui par exemple, la question du dommage écologique pur relève au moins pour partie de cette réflexion. Les travaux de Meade (1952) attirent l'attention sur le caractère réciproque des externalités³. R. Coase (1960) viendra apporter des précisions sur les conditions d'internalisation par marchandage.

Les approches centrées sur les interactions entre agents ont l'inconvénient de laisser de côté le milieu lui-même. Dès 1924 F.H. Knight attire l'attention sur l'intérêt d'une approche des externalités en termes de gestion d'actif et notamment des biens supports naturels (terre, eau, air). On peut qualifier cette approche d'externalités médiatisées. Cela ouvre la voie à une réflexion sur les services livrés par les actifs naturels.

¹ Nous utiliserons ici indifféremment les termes de services environnementaux et de services écosystémiques.

² Le choix désastreux de cravates de mon voisin me soumet à une externalité négative. Il est douteux qu'un tribunal m'en accorde réparation !

³ On connaît l'illustration qui met en scène un pomiculteur et un apiculteur. Le premier bénéficie de la fructification apportée par l'action des abeilles et le second du miel produit à partir du nectar collecté par les abeilles sur les fleurs de pommiers.

De l'évaluation de l'externalité à la valeur des services écosystémiques

On ne focalise plus ici sur les impacts de l'agent A sur l'agent B, mais sur l'impact de l'agent A sur l'actif naturel ou l'écosystème E, cet impact pouvant avoir des effets positifs ou négatifs non marchands sur l'agent B. L'attention se porte sur les actifs naturels et leur gestion en présence de services non marchands. Ceci conduit, par extension à considérer le patrimoine naturel comme un générateur de services. Ces services sont des combinaisons de caractéristiques physiques, chimiques et biologiques qui rencontrent une demande (actuelle ou anticipée).

Cette approche a le mérite de rappeler quels sont les services écosystémiques et d'attirer l'attention sur le fait qu'ordinairement, on ne découvre la valeur de ces services que lorsqu'ils régressent. C'est lorsque la qualité de l'eau qui entrait dans un processus de production industriel se dégrade que l'on découvre la valeur antérieure de cette qualité. Les systèmes de traitement qu'il faut maintenant mettre en place donnent une indication de cette perte de valeur.

Un enjeu essentiel est donc de rompre le cercle vicieux qui ne révèle la valeur que lorsqu'il y a régression. La solution réside dans une identification suffisamment précoce de la valeur du service pour l'intégrer dans le processus de décision.

De l'évaluation à la rémunération des services écosystémiques

La question de l'évaluation monétaire soulève des questions éthiques qui vont au delà de simples considérations morales selon lesquelles il ne faudrait pas marchandiser la nature. Ce type de slogan méconnaît la notion de prix implicite et ne nous indique en rien comment se comporter. Plus sérieuses sont les limites qu'introduit le principe de souveraineté du consommateur qui est associé à toute simulation du marché. L'idée selon laquelle chaque individu est le meilleur juge de ses propres intérêts, si elle a démontré sa pertinence lorsque des sociétés totalitaires voulaient l'ignorer, révèle néanmoins des faiblesses dans un domaine comme celui de l'environnement. Chaque individu n'a pas nécessairement l'information lui permettant de faire les meilleurs choix et la puissance publique peut trouver une justification à une intervention tutélaire. Ceci conduit non pas à écarter le recours à la simulation du marché, mais à une prudence dans l'interprétation des résultats qui s'en dégagent.

Des utilisations imprudentes, hors des limites assignées par la théorie économique elle-même peuvent jeter le doute sur l'exercice même de la monétarisation. C'est par exemple le cas avec les travaux si souvent cités de Costanza *et al.* (1997) sur la valeur des écosystèmes mondiaux et du capital naturel. Leur estimation à 33 000 milliards de dollars a fait dire à M. Toman (1998) que ce n'était « qu'une sérieuse sous-estimation de l'infini ». Seules des mesures de variation de bien-être peuvent être significatives et certainement pas des mesures de valeur totale du moins à cette échelle.

De l'évaluation à la rémunération des services écosystémiques, le pas supplémentaire n'est pas si vite franchi. Au delà de la question épineuse de la stricte définition des droits des uns et des autres, rappelons les 5 conditions posées par Wunder (2005). Le paiement pour service écosystémique doit être : a) une transaction volontaire, b) pour un service clairement défini, c) avec au minimum un acheteur, d) et au minimum un vendeur, e) le vendeur doit pouvoir garantir la fourniture du service. La présence simultanée de ces cinq conditions écarte nombre d'opérations qui relèvent plus de ce qu'il est convenu d'appeler des projets de conservation et de développement intégré (PCDI).

La question de la rémunération des services écosystémiques apparaît sous deux formes. La première est portée par le constat que certaines activités (notamment agricoles) peuvent contribuer sous une forme jointe à la production de services écosystémiques (paysage, séquestration du carbone, ...). La deuxième plus large s'identifie au coût d'opportunité de la conservation. La conservation impose le renoncement à l'exploitation de certaines ressources, au développement d'activités. Ce renoncement génère des coûts pour ceux qui assurent la conservation et des bénéfices pour ceux qui profitent des effets positifs de la conservation.

De la monétarisation des services environnementaux à la mesure du coût complet des biens et services mis sur le marché

Le coût externe lié à certaines activités, types de production ou type de produit, peut être de type chronique ou accidentel. Ce dernier aspect renvoie à la notion de précaution. Il ne peut y avoir de fixation d'un niveau optimal de précaution, si l'ensemble des coûts marchands et non marchands n'est pas établi et imputé au responsable⁴. La transposition de la directive cadre 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale ne prendra son plein effet qu'à cette condition. Les marées noires

⁴ Ceci se traduira *in fine* par des signaux prix en direction des consommateurs qui refléteront le « vrai » coût des biens et services mis sur le marché.

échappent à ce dispositif, cependant, comme en témoigne l'affaire de l'Erika, le recours juridique permet de dépasser en partie les inconvénients résultant du plafonnement fixé par le FIPOLE.

S'agissant des coûts externes chroniques liés à certaines activités, types de production ou type de produit, ils ne sont pas toujours clairement identifiables. Il existe notamment une partie cachée à travers les intrants qui sont eux-mêmes source d'impacts non marchands pour l'environnement. Les méthodes de calcul du cycle de vie des produits apportent des éléments précieux pour le calcul du coût complet des produits mis sur le marché.

Les approfondissements nécessaires

La question de la valeur des services écosystémiques n'est pas encore totalement stabilisée scientifiquement. Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2003, 2005) qui a eu un rôle pédagogique de premier plan en la matière a fait l'objet de critiques quant au concept même de services écologique. Des auteurs tels que Wallace (2007) et Boyd et Banzafh (2007) ont attiré l'attention sur les faiblesses du système MEA dans une perspective de mesure de la valeur des services. Il est de ce point de vue essentiel de distinguer les services directs et les services indirects liés à une variation de bien-être. Ignorer ce point conduit à des doubles comptes, la valeur des services indirects étant incluse dans la valeur des services directs. La fixation de valeurs de référence qui suscite légitimement beaucoup d'intérêt, se révèle encore assez peu fiable, voire parfois même, réellement trompeuse.

En effet, la valeur de tout service environnemental dépend de la sollicitation effective (actuelle ou anticipée) du service. Cette sollicitation peut être extrêmement variable d'un site à un autre. De plus, les services sont le plus souvent délivrés par des actifs naturels multi-services. Cela signifie que le niveau de disponibilité d'un type de service peut être influencé par la mobilisation d'un autre service (cf. capacité d'épuration et potentiel piscicole...). Le mode de gestion de l'actif naturel (cf. accès régulé ou accès libre) n'est évidemment pas neutre. Pour un site donné, il n'y a en général pas d'additivité directe des services délivrés. Certaines relations de complémentarité peuvent conduire à une sur-additivité, alors que des relations de substituabilité déterminent une sous-additivité. Le recours quasi systématique à des coûts moyens en lieu et place de coûts marginaux et à des unités de surface alors que celles-ci ne sont pas toujours les plus pertinentes (cf. effet de lisière...) peut donner une image très déformée de la valeur effective de tel ou tel ensemble écosystémique.

Il reste donc du travail à faire pour lever ces facteurs d'indétermination. C'est, à ce stade, la rencontre des travaux des chercheurs et des interrogations des gestionnaires qui permettra de progresser. Ce numéro de revue est un témoignage de l'attention portée par les responsables gestionnaires à la question de la monétarisation de l'environnement à travers des essais de mise en œuvre de la démarche d'évaluation appuyée sur l'actuel état de l'art.

Bibliographie

- Boyd, J. and S. Banzhaf (2007). "What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units." *Ecological Economics* 63(2-3), 616-626.
- Coase R. H. (1960), The problem of social cost, *Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, M. Van Den Belt (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387, 253-60.
- Knight F. H. (1924), Some Fallacies in the Interpretation of Social Cost, *The Quarterly Journal of Economics*, 38, 582-606.
- Marshall A. 1920 *Principes d'économie politique* (8^{ième} édition), Gordon and Breach, London, 1971.
- Meade J. E., (1952) "External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation", *The Economic Journal*, Vol. 62, No. 245, 54-67.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2003). *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, Washington DC.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington DC.
- Toman, M. (1998). Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25(1), 57-60.
- Wallace, K. J. (2007). "Classification of ecosystem services: Problems and solutions." *Biological Conservation* 139(3-4), 235-246.
- Wunder, S. (2005). *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Boots*, CIFOR Occasional Paper n°42.
- Wunder, S., Engel S., et al. (2008). "Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries." *Ecological Economics* 65(4), 834-852.

Introduction

Sous direction de l'économie des ressources naturelles et des risques

Commissariat Général au Développement Durable
Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

L'environnement joue un rôle économique essentiel en fournissant de nombreux services à la société. Selon le Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique¹, 25 à 50 % des médicaments, qui représentent un marché de 640 milliards de dollars, sont dérivés des ressources génétiques. Le Nobel de chimie vient d'être attribué à des chercheurs qui ont mis au point un processus dont l'intérêt serait notamment de synthétiser des molécules naturelles à fort potentiel médical. Le Comité du Nobel cite ainsi le cas de molécules découvertes sur une éponge, qui, synthétisées, pourraient devenir un précieux agent en chimiothérapie (encadré).

La biorémédiation, technique mettant à contribution des microorganismes ou des plantes pour dépolluer des sols ou des eaux, commence à être largement utilisée notamment pour la purification de l'eau, et pourrait représenter 10 milliards d'euros dans le monde d'ici quelques années et aider à dépolluer plus de 20 000 sites en France².

Une forêt de montagne permet de limiter l'érosion, de contenir les avalanches, de réguler le régime hydrique, évitant ainsi les écoulements torrentiels lors de fortes précipitations.

La biodiversité accroît le rendement des exploitations agricoles (insectes pollinisateurs, microfaune et microflore du sol par exemple) et contribue à la purification de l'eau.

L'environnement fournit également de nombreuses ressources matérielles (ressources énergétiques fossiles, ressources minérales, ressources biotiques) qui constitue la base même de notre bien être.

Tous les services rendus par l'environnement ne sont pas identifiés. La plupart ne s'échangent sur aucun marché et n'ont donc pas de prix ; certains s'échangent sur un marché et ont un prix, mais leur prix n'intègrent pas forcément toutes les externalités liés à leur usage. Tous ont cependant une valeur. La valorisation de ces services et biens est nécessaire pour parvenir à une « valeur économique totale ».

Au fil du temps se sont donc développées des méthodes pour approcher la valeur de biens et services qui ne font pas l'objet d'un marché, donc pour lesquels il n'existe pas de référence de prix ou pour internaliser dans les prix les impacts environnementaux. Si l'intuition fait sentir toute l'importance à accorder à un paysage ou à une zone riche en biodiversité, approcher la valeur « objective » de ce bien nécessite la mise au point de démarches rigoureuses, reproductibles et multi-acteurs, reposant sur la connaissance la plus complète possible du bien ou service évalué.

Le Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer cherche à promouvoir l'analyse économique à l'appui des politiques de l'environnement qu'il met en place. Elle est effectivement utile dans trois enceintes :

- dans les négociations internationales tout d'abord, que ce soit sur la biodiversité, le climat, les matières ou l'eau ;
- pour évaluer les impacts des politiques publiques sur l'environnement, y compris les politiques environnementales comme la gestion des déchets ;
- comme aide à la décision préalable à la mise en œuvre de projets, plans ou programmes d'aménagements (ce que l'on va appeler l'évaluation environnementale) ou d'espaces de protection de l'environnement.

¹ Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2008) *Access and Benefit-Sharing in Practice : Trends in Partnerships Across Sectors*. Technical Series No. 38, 140 pages, Montreal.

² MEEDDM, CSPNB, La biodiversité à travers des exemples, 2007.

Une présentation des méthodes existantes, leurs apports, leurs limites et leurs développements attendus

C'est tout l'objet de ce numéro de la revue du CGDD que de présenter les méthodes qui existent à ce jour, les résultats que l'on peut en attendre, leurs limites actuelles, les développements souhaitables pour l'avenir.

Ainsi, dans « Pourquoi et comment monétariser l'environnement ? », François MARICAL, Julien HARDELIN et Arthur KATOSKY (comme dans la documentation française ; les noms dans le même ordre que dans l'article) dressent le panorama des méthodes disponibles en précisant leur domaine d'application. Les bases théoriques y sont expliquées de manière simple, et permettent de comprendre les études de cas développées dans les articles suivants.

A travers l'utilisation de la méthode du consentement à payer, l'enquête présentée dans l'article d'Arthur KATOSKY et François MARICAL, menée auprès des habitants de six villes de Basse-Normandie et Bretagne, montre comment approcher la valeur des marais du Cotentin et du Bessin. On y découvre que la valeur ainsi « révélée » dépend beaucoup du niveau d'étude ainsi que de la sensibilité environnementale préexistante des personnes interrogées.

Ensuite, deux articles illustrent l'usage de ces méthodes pour l'évaluation de politiques publiques :

- une politique de transport : Damien GRANGEON présente une évaluation des impacts de l'activité humaine sur l'environnement, avec l'analyse du poids relatif des gains et nuisances lors de la conception d'une infrastructure de transport, en l'occurrence le contournement autoroutier d'Arles.

- une politique de recyclage des déchets : Doris NICKLAUS dresse le bilan de deux études qui, après avoir proposé une méthode pour monétariser les impacts environnementaux du recyclage, l'appliquent à quatre matériaux : l'aluminium, le verre, les plastiques et les papiers et cartons. Chaque filière possédant ses propres caractéristiques, les bénéfices environnementaux engendrés par le recyclage sont assez contrastées d'un cas à l'autre.

Pour « fermer la marche », l'article de Jean-Philippe TERREAUX (CEMAGREF) recense les limites de l'exercice de monétarisation, non pour en dénoncer l'usage mais au contraire pour inciter à approfondir les recherches dans ce domaine. Il offre ainsi de nombreuses pistes de réflexions, reprises dans la conclusion livrée par l'équipe qui a dirigé le présent numéro.

Encadré : Comment une bactérie du Parc national de Yellowstone, aux Etats-Unis, a pris une valeur considérable

Un chercheur de l'Université de l'Indiana a découvert, en 1966, la bactérie *Thermus aquaticus* dans un geyser du parc de Yellowstone. Il en a déposé un échantillon vivant à l'*American Type Culture Collection*. Vingt ans après sa découverte, cet échantillon a servi au développement d'une méthode universellement utilisée pour l'analyse de l'ADN, dans les enquêtes criminelles notamment. Le processus a été breveté et le brevet vendu en 1991 à une multinationale pour un montant de 300 millions de dollars, avec un revenu annuel de commercialisation estimé à 100 millions de dollars.

Aucun bénéfice n'est revenu au Parc de Yellowstone. Les chercheurs qui travaillent dans les Parcs nationaux des Etats-Unis doivent désormais signer un accord de partage des bénéfices qui prévoit qu'une partie des bénéfices potentiels des travaux revienne au Service des Parcs. Plus largement, une négociation internationale est en cours sur l'accès aux ressources génétiques et le partage des avantages issus de leur utilisation.

Fondamentaux et méthodologie

Pourquoi et comment monétariser l'Environnement ?

Julien Hardelin, Arthur Katosky et François Marical

Commissariat Général au Développement Durable
Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

La préoccupation de donner une valeur monétaire à l'environnement a émergé récemment avec la raréfaction des ressources naturelles. Cette valorisation vise à prendre en compte la valeur de l'environnement dans les décisions ou actions pouvant lui porter atteinte (plan d'urbanisation, utilisation d'un véhicule automobile, artificialisation des espaces agricoles...), afin de limiter ou de réparer cette atteinte.

La théorie économique propose des moyens pour évaluer les services rendus à l'homme par l'environnement. Plusieurs méthodes, présentant chacune ses avantages et ses limites, ont ainsi été développées selon le type de service concerné. La monétarisation d'un ensemble complexe de services environnementaux nécessite généralement d'en utiliser plusieurs.

Une prise de conscience récente

L'économie a pour objet l'allocation des biens rares et désirables (ou « utiles »). Or ce n'est que récemment que les biens d'Environnement ont acquis aux yeux des hommes cette double qualification. Peu de ressources sont rares avant le XX^e siècle, soit que cette rareté ne soit pas encore suffisamment contraignante (cas des ressources énergétiques et minérales), soit que cette rareté ne soit pas consciente (cas de la sixième extinction¹). D'un autre côté, les connaissances manquent, avant le XX^e siècle, pour rendre compte de l'importance des phénomènes biologiques dans la régulation de l'économie. Ces phénomènes ne sont donc pas pensés comme « désirables ». De plus, la conception finaliste de la Nature cautionnait alors les prélèvements de l'Homme sur son environnement, qui n'existait que *pour* lui.

Ce n'est que récemment, avec l'augmentation rapide des pressions dues à l'activité humaine et de la fréquence des crises écologiques que l'Environnement trouve une légitimité dans la théorie et la pratique économiques. L'amélioration des connaissances scientifiques, l'élévation du niveau de vie et la prise de conscience médiatique ont relevé le niveau d'exigence publique alors qu'en parallèle l'accroissement de la population mondiale, l'épuisement des stocks de matières et l'accès de nouvelles populations à la consommation de masse ont accru les pressions environnementales. Sur le plan théorique, le concept de soutenabilité faible – un capital technique peut se substituer à un capital naturel (Hartwick, 1977) [11] – fait place à celui de soutenabilité forte, selon lequel cette substitution est difficile voire exclue (Daly, 1990) [7].

¹ Nom donné à l'ensemble des extinctions d'espèces se produisant depuis la dernière glaciation, il y a 10 000 ans. Ces extinctions ont commencé avec les grands mammifères chassés par les premiers hommes (mammouth, rhinocéros laineux, tigre à dents de sabre...) puis se sont accélérées au cours des derniers siècles du fait de l'activité humaine.

Des obstacles éthiques

Monétariser c'est « exprimer une valeur en unité monétaire »². La monétarisation s'efforce d'estimer la valeur économique des services rendus par les écosystèmes, dans le double but de reconnaître ces services (dans un monde dominé par la pensée économique) et de les prendre en compte dans les décisions publiques. L'unité monétaire a l'avantage majeur de rendre possible la comparaison des valeurs obtenues avec les biens marchands, contribuant en cela à rendre plus explicites les arbitrages auxquels la société doit faire face. Cependant, des obstacles éthiques demeurent : la définition de la valeur de l'Environnement est au cœur du débat moral sur l'Homme et la Nature.

La question philosophique de la valeur de l'Environnement reçoit schématiquement deux réponses opposées et peut se résumer en une distinction de vocabulaire entre « Nature » et « Environnement ». La « Nature » est un concept autonome : la Nature existe par elle-même et indépendamment de l'Homme³ [10]. Pour les penseurs de la Nature, tout être vivant, mais de façon plus générale tout phénomène, possède son caractère propre, intrinsèque. Seul une éventuelle entité philosophique supérieure (divinité, nécessité chez Spinoza ...) serait à même de juger de la valeur du phénomène, mais certainement pas l'Homme. Pour l'Homme, cette valeur est donc non-mesurable, littéralement parlant *inestimable*. Au contraire, l'« Environnement » est un concept hétéronome, sa définition réside à l'extérieur : l'Homme. L'Environnement est l'environnement *de l'Homme*. Pour les penseurs de l'Environnement, tout être vivant, mais de façon générale tout phénomène, possède la valeur que les Hommes lui accordent. Si tel être vivant ne procure aucune utilité à aucun homme sur Terre - vivant ou à venir, alors sa valeur est nulle.

Les limites du champ de l'analyse économique

Plus fondamentalement encore, cette position éthique soustrait les biens d'Environnement au marginalisme et au principe de substitution, deux piliers de la science économique moderne. Sans critère de jugement, en effet, deux hommes, deux biens environnementaux, ne peuvent *jamais* être tenus pour équivalents. Chaque changement est inestimable et seule l'entité supérieure est capable d'en évaluer l'importance. Les biens ne sont en aucun cas « substitués ».

L'économie du bien-être se place dans la position d'un Environnement utile, alors que l'éthique contemporaine renvoie encore à une Nature *autonome*. Ainsi, un spécimen d'une espèce inconnue, jamais rencontrée et même jamais envisagée par aucun homme aura une valeur économiquement nulle, alors que sa valeur morale sera conceptuellement inestimable. L'économie de l'environnement tente de réconcilier les deux approches en introduisant la notion de *valeur d'existence* (cf. infra). De façon générale, la pluralité des types de valeurs économiques est aujourd'hui de mieux en mieux prise en compte par l'analyse économique.

Des controverses économiques : mais d'où vient la valeur ?

La notion d'*utilité* sur laquelle repose l'analyse économique recouvre plusieurs aspects : s'agit-il d'utilité individuelle ou d'utilité collective ? La valeur d'un bien se résume-t-elle à l'utilité que ce bien procure à son seul propriétaire ?

Dans une économie composée exclusivement de biens privés et où les externalités environnementales sont absentes, les deux théorèmes fondamentaux du bien-être stipulent qu'à l'équilibre, l'allocation des ressources est un optimum de Pareto⁴ et que tout optimum peut être obtenu comme résultat d'une concurrence pure et parfaite précédée d'une réallocation initiale des ressources. Ces théorèmes ne sont valides que sous des hypothèses simplificatrices, rarement réalisées dans le cas des biens d'Environnement. En particulier, pour que l'échange ait lieu, il faut qu'il y ait bien *échange* et non pas simplement prélèvement gratuit, comme dans le cas des biens publics. De même les cas sont nombreux où des agents économiques effectuent des choix ayant des

² Trois verbes correspondent à l'idée de « convertir en monnaie ». On distingue « monnayer » : obtenir un revenu de ..., « monétiser » : émettre de la monnaie par l'achat de ..., et « monétariser » : évaluer ... en unité monétaire.

³ Les exemples de systèmes de pensée incluant la notion de Nature sont nombreux et divers : deep ecology, Gaïa, bouddhisme, christianisme, philosophie de Spinoza...

⁴ Dans un optimum de Pareto, il n'est pas possible d'augmenter le bien être d'un agent sans diminuer celui d'au moins un autre agent.

conséquences, négatives ou positives, sur d'autres agents économiques sans que ces conséquences fassent l'objet d'un échange marchand : on parle alors d'externalités.

L'économie de l'Environnement s'intéresse à intégrer ces aspects dans l'évaluation de l'utilité collective qui résulte des choix privés et publics. Elle se fonde pour cela sur le cadre théorique de l'économie du bien-être.

Une première difficulté est de définir un critère de bien-être social développé à la suite du critère d'amélioration de Pareto : si l'utilité collective est ordinale et transitive des utilités individuelles, alors l'utilité collective ne peut être augmentée dès lors que l'augmentation de l'utilité d'un agent ne peut se faire qu'au détriment de l'utilité d'un autre agent. Mais un échange ou une politique réels impliquant empiriquement toujours des perdants, Hicks et Kaldor proposent un critère alternatif, et définissent le « bien-être » comme mesure cardinale de l'utilité, exprimé en unité monétaire⁵.

Selon Hicks (1939) [11] et Kaldor (1939) [12], une amélioration du bien-être social a lieu dès lors que les gagnants ont un gain suffisant pour compenser, au moins en théorie, les perdants. De là découlent les concepts de consentement à payer (valeur maximale qu'un individu est prêt à payer en faveur d'un changement bénéfique ou pour éviter un changement néfaste) et de consentement à recevoir (valeur minimale qu'un individu exige pour compenser un changement néfaste ou pour renoncer à un changement bénéfique). Ces notions sont au cœur de l'économie de l'Environnement, et supposent que l'on puisse évaluer le montant de ces compensations.

Les limites et critiques théoriques de l'économie du bien-être

Bien qu'étant le critère d'amélioration le plus utilisé, la proposition de Hicks et Kaldor est critiquée. Définir le bien-être collectif comme somme des bien-être individuels offre de nombreux paradoxes⁶. D'un point de vue social, une telle expression du bien-être donne l'avantage aux plus riches puisque, compte-tenu des contraintes de revenu, l'expression monétaire de leur utilité sera toujours plus élevée que celle des plus pauvres. D'autres définitions sont possibles, avec d'autres implications éthiques. Ainsi, le critère « maxi-min » de John Rawls (1971) [13] définit le bien-être collectif comme le bien-être du plus pauvre.

Plus radicalement, certains penseurs de l'économie dite « écologique » dénoncent l'économie classique et parlent de fin de paradigme pour désigner la multiplication des hypothèses *ad hoc* nécessaires pour faire correspondre les modèles théoriques et la réalité. Par exemple, est-il seulement envisageable de prendre en compte toutes les externalités environnementales ? On peut en douter, et c'est pourtant, d'un point de vue théorique, la condition *sine qua non* à l'efficacité du marché. Dans les faits, le champ des externalités pris en compte dans le calcul économique évolue au gré des préoccupations de la société et l'exhaustivité n'est généralement pas le but recherché.

Ainsi l'analyse économique ne peut-elle suffire à elle seule à analyser les questions environnementale, ce qui nécessite de faire appel non seulement aux sciences du vivant mais aussi à des disciplines complémentaires que sont la sociologie, la psychologie, le droit, l'histoire et la géographie. Les tendances récentes de la recherche économique vont en partie dans ce sens (*behavioral economics*, économie et psychologie, phénomènes de comportements moutonniers, intégration de l'altruisme dans les modèles économiques etc.). A la rationalité de l'*homo oeconomicus*, s'oppose celle du citoyen altruiste, les deux modes de raisonnement co-existant, se remplaçant ou se complétant selon les situations.

Une réflexion en cours en France et à l'étranger

Plusieurs travaux d'envergure, en France mais aussi au niveau international, ont été lancés et sont pour certains toujours en cours pour faire progresser la connaissance sur la valorisation économique des services environnementaux (encadré 1).

⁵ Ce bien-être correspond à la notion de « surplus » dans l'économie classique. On peut alors calculer un bien-être collectif en fonction des bien-être individuels, par exemple une somme.

⁶ Un exemple fréquemment cité est le paradoxe d'inversion de Scitovsky, du nom de l'économiste Tibor Scitovsky, qui montre que le passage d'une allocation des ressources A vers une autre allocation B et un mouvement en sens inverse de B vers A, peuvent être simultanément optimaux au sens de Kaldor-Hicks. Dans chaque cas les gagnants pouvant compenser les perdants.

La monétarisation comme synthèse d'un système complexe

Le problème fondamental de l'économiste de l'Environnement se pose donc en termes d'efficacité collective : qu'il s'agisse d'une administration préparant un plan d'aménagement du territoire, d'un particulier méditant l'achat de sa machine à laver ou d'une entreprise renouvelant son parc automobile. Quelle est la meilleure décision compte tenu de tous les impacts directs et indirects sur l'ensemble de la société ? Comment répondre le plus objectivement possible à cette question, compte-tenu de la multiplicité des impacts, de leur incommensurabilité ? La monétarisation offre une solution.

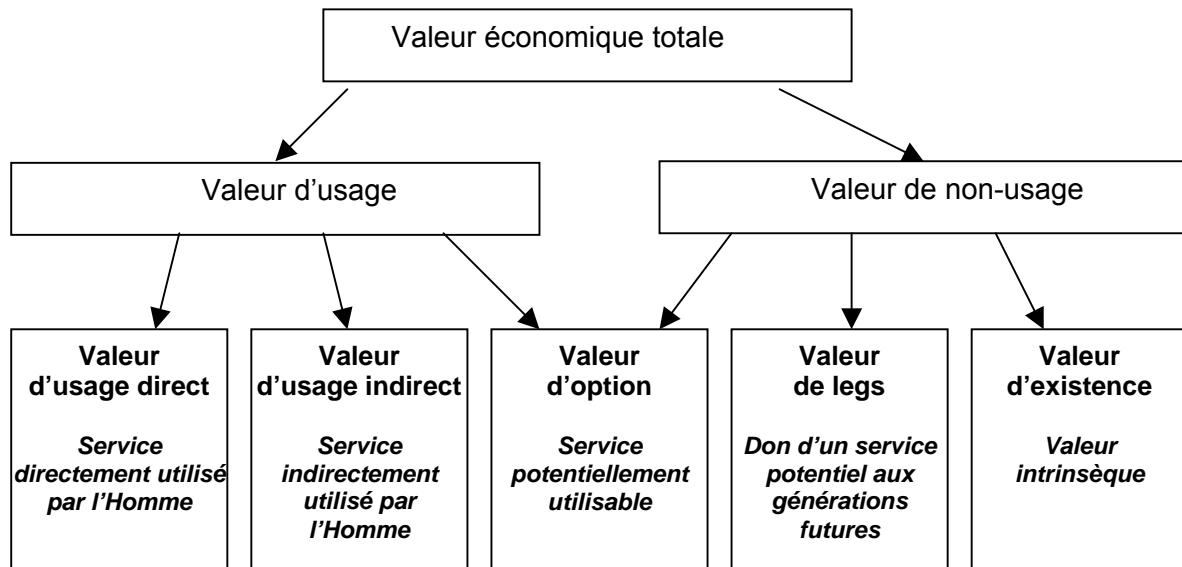
Avant d'être un moyen d'échange, la monnaie est une *unité de compte*. Avec des méthodes relativement aisées, la monétarisation vise à réduire les multiples dimensions d'impacts environnementaux complexes à une seule dimension (monétaire). Ceci reste vrai quel que soit l'objectif de cette monétarisation : optimisation d'une décision publique, information des consommateurs par affichage environnemental, internalisation d'un coût social via une taxe...

Une démarche basée sur la description des services rendus par l'environnement

La première tâche à réaliser dans une démarche de monétarisation des services rendus par un écosystème est de détailler le plus précisément possible les services écologiques rendus. Une autre étape importante est de préciser pour chaque fonction la population qui en bénéficie effectivement et pour qui un service environnemental est donc réellement rendu. Les valeurs correspondant aux services environnementaux sont traditionnellement répartis en cinq groupes. Ces différentes sources de valeurs doivent être additionnées pour obtenir une valeur économique totale (figure 1) :

- Valeur d'usage direct : valeur d'un service qui est utilisé pour lui même (production agricole ou piscicole, chemins de randonnées...);
- Valeur d'usage indirect : service qui entre en compte dans la production d'un bien ou service consommé par l'Homme (régulation des inondations, absorption de carbone...);
- Valeur d'option : cette classe de valeur se situe à la limite des valeurs d'usage et de non usage et renvoie aux services environnementaux non encore utilisés mais qui pourraient l'être dans l'avenir ;
- Valeur de legs : valeur accordée au fait de laisser un environnement préservé aux générations futures ;
- Valeur d'existence : valeur accordée intrinsèquement à l'existence d'un bien ou service environnemental indépendamment de son usage, comme par exemple pour une espèce endémique mais en dehors de sa valorisation économique effective ou potentielle.

Le calcul de telles valeurs peut être délicat et les méthodes de monétarisation ne permettent pas toujours de calculer des valeurs d'options, de legs ou d'existence car elles prennent comme point de départ les utilisations actuelles. Plus généralement, la pertinence de la monétarisation des valeurs de non-usage reste en débat.

Figure 1 : Composition de la valeur économique des services environnementaux

Source : adapté du Millenium Ecosystem Assessment

Des services rendus à différentes dates : comment les agréger ?

Un problème annexe à la monétarisation réside dans l'actualisation des valeurs, de façon à tenir compte des services que l'écosystème considéré rendra dans l'avenir. Pour ce faire, il faut être en mesure de dire quelle valeur donner aujourd'hui à un montant qui sera perçu dans 10, 50 ou 100 ans, les problématiques environnementales nécessitant de travailler sur de longues périodes. La valeur que l'on peut donner à ce taux d'actualisation ainsi que les intuitions qui justifient ces choix sont présentés dans l'encadré 2.

L'actualisation proprement dite, c'est à dire la conversion en valeur monétaire actuelle d'une valeur monétaire future, ne résout en réalité qu'une faible part du problème. En effet, la difficulté ne réside pas tant dans l'actualisation de la valeur monétaire d'un service rendu dans 50 ou 100 ans que dans l'estimation de cette valeur elle-même. En particulier il est raisonnable de penser que les services environnementaux devraient voir leur prix augmenter relativement plus vite que par exemple l'ensemble des biens à la consommation notamment du fait d'une raréfaction de ces services relativement à la taille de la population. De ce fait un même service rendu aujourd'hui ou dans 50 ou 100 ans n'a pas intrinsèquement la même valeur. Dans une analyse coûts bénéfices une solution peut être de faire une hypothèse « raisonnable » sur l'évolution relative des prix des services environnementaux⁷ et de vérifier dans quelle mesure les résultats de l'analyse sont sensibles au choix.

Au delà des problèmes de prix relatifs, les incertitudes qui pèsent sur l'environnement sont une autre source de difficulté, encore plus complexe à appréhender, qui vient affecter les bénéfices futurs des services environnementaux.

Transférer les valeurs

Les méthodes de monétarisation évoquées par la suite peuvent être coûteuses à mettre en oeuvre et il peut être tentant d'effectuer des transferts de valeurs depuis une étude réalisée sur un bien ou un service environnemental plus ou moins proche. Cette solution ne doit pas être écartée mais il semble important pour ce faire de bien détailler les biens et services produits par le bien environnemental considéré et de s'assurer pour chaque bien ou service de la comparabilité avec l'étude de référence choisie. Il semble *a priori* périlleux de raisonner sur des grandeurs agrégées qui synthétiseraient la valeur d'un type de bien environnemental (valeur à l'hectare, au km de rive ou de côte...) à moins de

⁷ Le rapport « Révision du taux d'actualisation des investissements publics » du commissariat général du plan [5] propose par exemple une illustration de cet effet avec une hausse des prix à un rythme de 2 %/an.

s'assurer de la pertinence de telles valeurs sur un grand nombre de cas similaires ou d'utiliser de larges des fourchettes de valeurs

Des méthodes multiples applicables au cas par cas

Les méthodes « directes » : le recours aux prix ou à des valeurs de référence

Pour les services environnementaux qui donnent lieu à des transactions, il peut sembler naturel d'utiliser directement les prix des services considérés pour leur attribuer une valeur. Cela peut être le cas par exemple si un écosystème donne lieu à une activité touristique spécifique (location de kayaks sur une rivière, droits d'entrée sur un site...). L'hypothèse intrinsèque, et discutable, à cette méthode est que les prix reflètent correctement la valeur des services rendus. Cette valorisation par les prix apparaît toutefois devoir être limitée à des cas relativement restreints. Il faut en premier lieu que les biens environnementaux produisent des biens ou services qui donnent lieu à des transactions, ce qui n'est pas le cas le plus courant et il faut ensuite que les prix reflètent effectivement le bénéfice apporté par le bien environnemental aux utilisateurs, ce qui n'est pas garanti sur des marchés de taille très réduite. En outre, même pour un écosystème donnant lieu à des transactions sur une partie des services qu'il fournit à des prix reflétant correctement le gain des utilisateurs, le recours au prix permettrait de valoriser uniquement ces biens et services et pas d'autres biens et services également utilisés par l'homme mais qui ne donneraient pas lieu à des transactions (promenades, utilisation indirectes...).

Une solution qui se rapproche de l'utilisation des prix est de recourir à des valeurs de référence même si cette approche est conceptuellement très différente. On recourt alors à des valeurs tutélaires qui fixent le prix de tel bien ou service environnemental. Par exemple lorsque l'on cherche à monétariser les services environnementaux en terme de stockage du carbone en France, on peut utiliser les valeurs proposés par le Centre d'analyse Stratégique [4]. Une telle valeur n'est pas un prix directement mesuré sur un marché mais un prix modélisé, soit parce qu'il n'y a pas de marché, soit parce que des contraintes futures vont affecter le prix tel qu'il est observé aujourd'hui.

En l'absence de transaction, les coûts évités et coûts de productivité

Les services et biens environnementaux qui ne donnent pas lieu à des transactions peuvent être évalués par la **méthode des coûts évités**. Dans ce cas la valeur est calculée en estimant quel serait le coût de mise en place des dispositifs qui produiraient les mêmes services que ceux rendus par l'environnement. L'idée sous jacente est de considérer que si certains services n'étaient plus rendus par l'environnement, il serait nécessaire de leur constituer des substituts et que la valeur de ces services est équivalente au coût de ce remplacement.

Une approche alternative à la méthode des coûts évités est la **méthode dite des coûts de productivité** qui approche la valeur du service environnemental par le surplus de production marchande qu'il induit (pollinisation dans le cas de la production agricole par exemple).

Si l'approche des coûts évités permet d'estimer des valeurs d'usage direct ou indirect qui ne donnent pas lieu directement à des transactions, elle n'est pas sans limites. En premier lieu elle n'est pas applicable pour des biens ou services pour lesquels aucune activité marchande n'est a priori substituable. Par exemple quel dispositif compenserait la disparition d'un chemin de randonnée ? En second lieu cette méthode repose *a priori* sur une évaluation des services rendus par l'environnement dans son état actuel. Si l'environnement est déjà en partie dégradé la valeur estimée ignorera le niveau de services rendus par l'environnement dans son état initial. Par exemple une rivière déjà saturée en polluants aura des capacités d'épuration amoindries et il n'est pas sûr que la valorisation de la rivière doive s'arrêter aux services qu'elle rend dans son état actuel.

En cas de dommages, les coûts des dommages ou les coûts de restauration

Pour attribuer une valeur non pas au bien environnemental lui-même, mais aux dommages infligés à ce bien, d'autres méthodes basées sur les coûts ont été développées : la méthode des coûts des dommages et la méthode des coûts de restauration. La **méthode des coûts des dommages** consiste à affecter un prix aux dommages observés suite à une détérioration du milieu (dans le cas d'une marée noire par exemple). De la même façon que pour la méthode des coûts évités, il reste néanmoins impossible d'évaluer les coûts de biens ou services qui ne donne lieu à aucune transaction (chemin de randonnée...). La **méthode des coûts de restauration** approche comme l'indique son nom la valeur des dommages par les coûts nécessaires à la restauration du bien environnemental dans son état originel (par exemple coût de dépollution).

L'exemple suivant illustre la différence entre les deux méthodes : si une pollution vient endommager une zone naturelle à usage agricole, les coûts des dommages renvoient à la perte de production agricole; les coûts de restauration renvoient à la remise en état de la zone. Il n'y a pas de raison *a priori* pour que les valeurs obtenues soient les mêmes. Le choix d'une méthode ou l'autre dépend de l'utilisation que l'on souhaite faire du résultat. Lorsque les dommages sont irrémédiables pour le bien environnemental, il est possible d'évaluer des coûts de compensation plutôt que des coûts de restauration *stricto-sensu*. Dans ce cas il faut estimer les coûts de restauration d'autres biens existant et endommagés et qui peuvent, eux, être restaurés, et choisir quel quantité de services environnementaux doivent être restaurés pour compenser la destruction irrémédiable d'autres biens.

Le cas particulier des activités récréatives : le recours aux coûts de déplacement

La méthode des coûts de déplacement s'applique au cas particuliers des activités récréatives. Si elles ne donnent pas lieu à des transactions et qu'elle peuvent difficilement être remplacées par un dispositif artificiel, la méthode des prix et la méthode des coûts évités ne peuvent être utilisées. L'idée est alors d'identifier la valeur des services environnementaux en mesurant les dépenses et le temps de transport des personnes pratiquant ces activités récréatives.

Les présupposés sont, là aussi, importants. Comme pour les méthodes précédemment citées, la valorisation repose en grande partie sur le nombre d'utilisateurs des services. Un nombre plus faible de visiteurs n'est peut-être pas nécessairement le signe d'une valeur intrinsèque moindre des services environnementaux. Les limites de cette méthode sont que deux zones identiques peuvent donner lieu à des volumes d'activités récréatives différents pour des raisons totalement indépendantes de leurs caractéristiques comme par exemple une distance plus ou moins grande des grands centres de populations ou encore un niveau de vie plus ou moins élevé des populations proches.

La part de l'environnement dans le prix des biens marchands : la méthode des prix hédoniques

La méthode des prix hédoniques consiste à isoler dans le prix d'un bien ou d'un service la part imputable à ses différentes caractéristiques. Cette méthode est souvent utilisée sur les prix de l'immobilier : dans ce cas elle permet d'estimer, sur la base des prix observés, la valeur d'un service environnemental. L'idée est donc ici de considérer que la valeur du service est valorisée dans le prix des biens immobiliers. Typiquement un logement au bord d'un lac a en général plus de valeur qu'un logement situé un peu plus loin. Cet écart de prix est alors utilisé pour approcher la valeur du service environnemental. Là encore le problème de la population qui utilise le service environnemental pose question et la valeur d'un service rendu à une grande distance de toute population (un lac d'altitude par exemple), et donc de tout logement sur lequel mesurer des prix, n'est pas mesurable par cette méthode. Ensuite le type exact de service valorisé dans le prix du foncier n'est pas clair. Par exemple est-ce la vue sur un lac ou la proximité des berges qui est valorisée dans le prix du foncier ? La réponse est-elle la même pour une forêt ? La distance à un service environnemental est-elle pertinente dans tous les cas dans la mesure où habiter à 2 km plutôt qu'à 1 km d'un espace naturel n'est par exemple pas fondamentalement différent en termes de facilité d'accès en zone rurale où la très grande majorité des ménages est équipée de véhicules ? Enfin on peut s'interroger sur l'exactitude de la méthode pour des systèmes complexes. Ainsi dans la proximité d'un espace naturel où une espèce rare est présente, l'espèce rare est-elle valorisée dans le prix des logements alentour ou est-ce seulement la proximité de l'espace naturel lui-même ?

Vers une valeur économique totale : l'évaluation contingente et l'analyse conjointe

Les méthodes de monétarisation présentées jusqu'ici permettent plutôt de mesurer des valeurs d'usage, direct ou indirect, des services environnementaux, éventuellement des valeurs d'option, mais en aucun cas des valeurs d'existence ou de legs. Pour approcher une valeur économique totale, une solution réside dans l'utilisation d'enquêtes auprès des utilisateurs d'un espace naturel ou des personnes habitant à proximité. L'idée est alors de demander directement ou indirectement à des individus quelle valeur ils accordent, par exemple, à un écosystème donné. Ces « consentements à payer » des individus sont ensuite additionnées sur l'ensemble de la population pour estimer la valeur de l'écosystème. Ils peuvent théoriquement permettre d'approcher une valeur économique totale car ils portent sur une description complète des services rendus aujourd'hui et éventuellement dans l'avenir sous réserve bien entendu que les enquêtés soient à même d'estimer cette valeur. Les consentements à payer semblent plus à même de révéler la valeur accordée par l'ensemble de la population aux services environnementaux que les prix hédoniques, qui reflètent un équilibre entre une demande des consommateurs, qui ont chacun un consentement à payer, et une offre (encadré 3).

Les méthodes d'enquête

Le consentement à payer peut être estimé par la méthode dite **d'évaluation contingente** qui consiste à demander directement aux enquêtés la somme qu'ils sont prêts à payer pour un scénario fictif d'aménagement de l'environnement consistant, par exemple, à empêcher sa détérioration ou à restaurer certaines parties endommagées. Ces questions peuvent être emboîtées, de telle sorte que l'on demande d'abord à une personne si elle est prête à déboursier le montant A et, si c'est le cas, si elle est prête à déboursier le montant B etc.

Une méthode légèrement différente est celle de l'**analyse conjointe**, également dénommée méthode d'expériences de choix ou méthode des choix multi-attributs. Dans cette approche, on propose aux personnes interrogées de choisir entre plusieurs scénarii qui consistent en différents aménagements de l'environnement. Chaque scénario est proposé avec un prix que devrait acquitter l'enquêté s'il retenait ce scénario d'aménagement. Les prix et les attributs des scénarii sont tirés au sort de façon à pouvoir, après enquête, obtenir la valeur moyenne accordée à chaque attribut. Par rapport à l'évaluation contingente, l'analyse conjointe permet de faire varier dans les scénarii plusieurs attributs en même temps et d'évaluer ensuite la valeur de chaque attribut considéré individuellement, voire de calculer des effets croisés entre plusieurs attributs. Ceci permet également de ne pas mettre au premier plan uniquement le prix des scénarii qui apparaît ici comme un attribut parmi d'autres (voir les exemples d'utilisation de méthode d'analyse contingente présentés dans l'encadré 4).

Choix de l'échantillon et niveau de connaissance des enquêtés

Comme pour les méthodes précédemment exposées, se pose ici le problème du champ. En interrogeant les utilisateurs, qu'il s'agisse d'activités récréatives ou non, la valeur accordée à un service environnemental correspond plutôt à une valeur d'usage tandis que c'est plutôt une valeur de non usage que l'on pourrait mesurer auprès de populations résidant à proximité de la zone considérée, population qui ne compte pas nécessairement un grand nombre d'utilisateurs. Si une enquête auprès des habitants des alentours est retenue, la question se pose de savoir ce qu'on attend par ailleurs, la zone où s'exercent les bienfaits des services environnementaux étant a priori difficile à définir. Or l'étendue de la zone enquêtée, si elle est mal calibrée, peut conduire à des sous-estimations ou des sur-estimations massives.

La valeur qui sera mesurée avec ces outils va ensuite dépendre des connaissances que les personnes enquêtées ont des services environnementaux rendus par la zone étudiée. En effet une personne qui connaît les valeurs d'usage et de non usage rendus par une rivière ou une forêt ne lui accordera pas la même valeur globale qu'une personne moins bien informée qui se limitera plus facilement à une valeur de legs, d'option et d'existence. Une solution pour homogénéiser au mieux les réponses des enquêtés est de joindre à l'enquête une présentation des services rendus afin que les personnes fournissent dans leurs réponses un consentement à payer global qui tienne compte de l'ensemble des attributs de la zone concernée. Il reste tout de même dans ce cas une incertitude sur la capacité des individus à pouvoir évaluer une valeur globale incluant à la fois les valeurs d'usage et les valeurs de non usage.

Les biais propres aux enquêtes

Ces méthodologies d'enquête ont aussi leurs biais propres qui affectent les valeurs mesurées des consentements à payer pour l'ensemble de services environnementaux étudiés :

- *Biais conceptuel* : les personnes peuvent réagir de façons diverses à l'idée de devoir acquitter un montant pour des services environnementaux. Les résultats seront différents selon que les scénarii proposent d'acquitter un droit d'accès, de payer un impôt direct ou d'effectuer un don ;
- *Biais d'ancrage* : les valeurs déclarées dépendent naturellement des valeurs proposées dans les questionnaires ;
- *Biais hypothétique* : ces méthodes consistent à poser aux personnes des questions qu'elles ne se seraient pas posées naturellement ;
- *Biais d'inclusion* : les enquêtés peuvent avoir tendance à attribuer à un ensemble d'attributs la même valeur qu'à un seul attribut qui leur semble à tort ou à raison emblématique, phénomène limitant la pertinence de leurs réponses sur l'ensemble des attributs d'un espace naturel ;
- *Biais stratégique* : les enquêtés répondent en orientant leurs réponses de façon à orienter d'éventuelles décisions qui seraient prises sur la base des résultats de l'enquête ;
- *Biais de l'enquêteur* : les enquêtés révèlent des valeurs supérieures à leur consentement à payer dans le but de satisfaire l'enquêteur ;
- *Biais de perception* : la perception d'un service environnemental rendu peut être perturbée par d'autres services ou nuisances associés par exemple par la même zone, services ou nuisances qui peuvent être mieux connus que l'objet d'étude. Par exemple un marais épure l'eau mais est peut-être plus souvent perçu comme source de prolifération des moustiques et les enquêtés mal informés révéleront de fait un consentement à payer correspondant uniquement aux services environnementaux qu'ils connaissent.

Encadré 1 : Initiatives récentes et en cours sur l'évaluation économique des services écosystémiques

En France, le rapport du Centre d'Analyse Stratégique « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes » [3], établit un bilan des méthodes visant à estimer la valeur économique de la biodiversité et des services écosystémiques, et propose des premières « valeurs de référence » pour les investissements publics sur le territoire national. Le rapport propose des valeurs pour deux écosystèmes français : la forêt tempérée (970 euros par hectare et par an) et les prairies permanentes (600 euros par hectare et par an), et émet un ensemble de recommandations pour des travaux de recherche et d'études ultérieurs.

Sur le plan méthodologique, le rapport retient plusieurs options : une approche en termes d'analyse coûts-avantages (et non coûts-efficacité) ; une évaluation limitée à la biodiversité générale et non à la biodiversité remarquable ; la non prise en compte des valeurs de non-usage eu égard à l'incertitude des valeurs estimées. La mission recommande notamment de poursuivre le travail accompli en complétant et spatialisant les valeurs de référence, de développer les bases de données et les indicateurs sur le territoire français, et d'instaurer des « procédures délibératives » pour fixer des valeurs de référence en « assur(ant) (...) la "légitimité sociale" nécessaire à l'utilisation concrète de telles valeurs. »

« The Economics of Ecosystems and Biodiversity » (TEEB, [17]) est une initiative internationale dirigée par Pavan Sukhdev qui vise à progresser sur la connaissance de la valeur économique de la biodiversité et sa prise en compte par les acteurs publics et privés. La France y apporte une contribution scientifique. L'initiative propose des références et outils méthodologiques aux décideurs publics, aux administrateurs locaux, aux entreprises et aux citoyens. Sa première phase (2007-2008) a évalué le coût cumulé de l'inaction, dans l'esprit du rapport Stern (2007), à 7% de la consommation annuelle d'ici 2050. La seconde phase (2008-2010) propose des politiques et

TEEB ne fait pas l'impasse sur les difficultés de la monétarisation, mais conclut que celle-ci a un rôle clef à jouer et doit au moins servir de point de départ. Aussi le rapport de synthèse recommande-t-il d'« offrir les meilleures estimations de valeurs disponibles dans un contexte et à des fins données, et chercher des façons d'intégrer cette valeur au processus de prise de décision. (...) Tout manquement à ce faire est inacceptable (...)» L'évaluation monétaire sert également d'« outil d'autoréflexion qui nous permet de reformuler notre relation avec l'environnement naturel (...) » Au delà de la monétarisation, TEEB fournit un ensemble de recommandations de politiques publiques. Il préconise notamment d'améliorer la comptabilité environnementale, de progresser dans l'utilisation des instruments économiques, de réformer les subventions dommageables à la biodiversité, de poursuivre la mise en oeuvre de zones protégées, de prendre en compte le lien entre actifs naturels et pauvreté, etc.

Encadré 2 : Actualisation⁸

Une façon naturelle de justifier l'actualisation et d'en déterminer le taux est de raisonner en termes d'arbitrage entre l'investissement envisagé et le même placement qui serait réalisé sur les marchés financiers. Les administrations publiques, les entreprises ou les particuliers investissent, en principe, pour améliorer leur avenir, une dépense réalisée aujourd'hui devant permettre un bénéfice ultérieur. Si les placements à taux fixe et sans risque à la banque rapportent à un taux d'intérêt annuel donné, l'investissement ne sera financièrement intéressant que s'il rapporte au moins autant. Le taux d'actualisation doit donc suivre les taux d'intérêts.

L'approche de l'actualisation par arbitrage avec les rendements des marchés financiers a une limite importante : la courbe des taux d'intérêts ne dépasse pas 30 ans, horizon insuffisant pour juger de la pertinence de certains projets en particulier pour tout ce qui touche à l'environnement. Pour aller plus loin il est nécessaire de décrypter les mécanismes qui sous-tendent les taux d'intérêts.

Les taux d'intérêt traduisent les taux en deçà duquel les ménages refuseraient de placer leur argent. Ils démontrent que les ménages exigent un certain retour sur investissement. Cette attitude peut s'expliquer par plusieurs raisons : la « traditionnelle » préférence pour le présent (les ménages seraient impatients par nature, préférant les plaisirs immédiats au plaisirs futurs, l'impact de cette préférence sur le taux d'intérêt serait aux alentours d'un point de taux) ; les anticipations de croissance (les ménages anticipent sur la croissance de leur consommation dans le futur et faire des économies pour un futur où on disposera de plus de moyens n'est pas tentant, dans les faits, une hausse de la croissance entraîne bien celle des taux d'intérêt et inversement) ; enfin l'incertitude sur la croissance (la croissance est d'autant plus incertaine que l'horizon temporel est lointain, ce phénomène contrebalance l'effet des anticipations de croissance, diminuant sur le long terme le taux d'actualisation avec l'augmentation de l'incertitude).

Les taux d'actualisation actuellement retenus dans les évaluations publiques ont été redéfinis en 2005 par le Commissariat général du plan [5]. Ils sont fixés à 4 % pour les 30 premières années et décroissent ensuite asymptotiquement vers 2 %.

⁸ Pour en savoir plus, voir Gollier (2005) [9] dont cette succincte présentation s'inspire fortement et Stern (2007) [14].

Encadré 3 : Différences entre prix hédoniques et consentements à payer

Un exemple

L'exemple de la vue sur un lac peut être utilisé pour expliquer la différence entre les valeurs qui pourrait être attribuées à un même service environnemental selon que l'on recourt à une mesure des consentements à payer ou à une méthode de prix hédoniques. Cet exemple s'inspire d'une étude de G. Blomquist (1998) [2] réalisée sur la valeur accordée à la vue sur le lac Michigan. L'objectif est de mesurer la valeur de la vue sur le lac auprès de la population. Schématiquement, deux logements identiques à proximité du lac sont considérés avec la seule différence qu'un seul à vue sur le lac. Sur ce « marché » de logement deux ménages sont présents, ils sont de compositions identiques mais diffèrent par leurs revenus. Mettons que le ménage aisé gagne 3 000 euros par mois et que le ménage modeste gagne 1 500 euros par mois.

Considérons que les deux ménages sont prêts à consacrer jusqu'à 1 % de leurs revenus en plus à leur logement pour avoir vue sur le lac. Le consentement à payer pour la vue sur le lac est de 15 € par mois pour le ménage modeste et de 30 € pour le ménage aisé. Le consentement à payer de l'ensemble de la population pour la vue sur le lac est en moyenne de $(30 + 15) / 2 = 22,5$ €.

Compte tenu des différences de consentement à payer la différence de loyer entre les deux logements sera à l'équilibre de 15 € en faveur du logement avec vue sur le lac qui sera occupé par le ménage aisé. Si le ménage modeste proposait une valeur inférieure ou égale à 15 € le ménage aisé aurait toujours la possibilité de proposer plus et donc d'emporter le marché. La valeur de la vue sur le lac est donc de 15 € au sens des prix hédoniques.

Quel lien entre les deux notions ?

Cet exemple montre bien une chose : les prix hédoniques donnent à chaque attribut du logement la valeur maximale du consentement à payer pour cet attribut de la part des personnes qui ne bénéficient pas de cet attribut. En effet si la valeur de l'attribut était plus faible, cet attribut passerait en dessous du consentement à payer maximum d'au moins une personne n'en bénéficiant pas et qui n'aurait alors aucune raison de ne pas payer le montant nécessaire de façon à bénéficier lui aussi de cet attrait supplémentaire pour son logement. Les prix des attributs des logements reflètent en quelque sorte la répartition des consentements à payer dans la population mais pas les consentements à payer eux-mêmes.

De ce fait si l'objet de l'étude est par exemple de connaître la valeur de services environnementaux pour l'ensemble de la population la méthode des consentements à payer semble a priori préférable sous réserve encore une fois que les enquêtés soient en mesure d'estimer correctement la valeur des services. Toutefois, un prix étant la résultante d'un équilibre offre demande, il est possible d'aller en quelque sorte au bout de la démarche des prix hédoniques et de reconstituer des fonctions d'offres et de demande, cette dernière étant l'agrégat des consentements à payer des consommateurs. Cette démarche, exigeante en terme de qualité des données, n'est que rarement réalisée.

Encadré 4 : Exemples de monétarisation d'espaces naturels par analyse conjointe

Evaluation économique du paysages dans les monts d'Arrée (Dachary-Bernard (2004))

Une enquête a été réalisée auprès de 262 touristes choisis aléatoirement sur des sites touristiques et des lieux d'hébergement pour déterminer la valeur accordée par les touristes à différentes caractéristiques du paysage, en vue d'arbitrer entre différents projets d'aménagement. Les scénarii sont constitués à partir de quatre attributs pouvant prendre trois états différents chacun, trois attributs décrivent le paysage, le quatrième étant un prix de l'aménagement matérialisé par une augmentation de la taxe de séjour. Le prix est introduit pour permettre de donner une valeur aux attributs paysagers. Les enquêtés ont à effectuer plusieurs fois un choix parmi trois scénarii dont un est commun à tous les choix et pour lequel aucun aménagement n'est proposé. Une modélisation des réponses des enquêtés permet d'estimer des consentements à payer associées aux différents attributs du paysage.

**Figure 2 : Consentement à payer des ménages pour des aménagements paysagers
(en euros par ménage et par an)**

Attributs	Etats	Prix des attributs
Lande	Très arborée	+ 5,5
	Moyennement arborée	+ 17,1
	Rase	- 22,3
Bocage (espace agricole)	Pas bocager	- 49,4
	Peu bocager	+ 3,2
	Très bocager	+ 46,2
Bâtiments agricoles (non traditionnels)	Non intégrés	- 41,7
	Moyennement intégrés	- 14,7
	Bien intégrés	+ 56,4

Source : Dachary-Bernard (2004) [6]

La valeur des attributs du littoral Girondin (Rulleau, Dehez et Point (2009))

Des scénarii proposant l'amélioration de trois milieux emblématiques du littoral Girondin ont été proposés à 389 personnes enquêtées sur trois plages aménagées en milieu naturel en Gironde. Les trois milieux pour lesquels on propose des améliorations sont l'océan (eau), le sable (plage) et la forêt. Chaque enquêté devait réaliser 7 choix, chaque choix consistait en une alternative entre un scénario de référence (aucune amélioration des milieux naturels) et un projet d'amélioration d'un ou plusieurs milieux. L'unité d'amélioration des espaces est le km de littoral. Hormis l'amélioration de la forêt seule, situation pour laquelle le consentement à payer n'est pas significatif, toutes les améliorations sont valorisées.

Cet exercice fait par ailleurs ressortir que le consentement à payer pour un programme d'amélioration de plusieurs milieux n'est pas la somme des consentements à payer pour plusieurs sous programmes : Les personnes consentent par exemple à payer plus pour l'amélioration conjointe de la situation de l'océan et de la forêt (58 €) que pour l'amélioration de l'océan seul (38 €) et alors qu'ils ne sont pas prêts à payer pour l'amélioration de la situation de la forêt considérée isolément (figure 3).

(par ménage et par an)

Politique d'amélioration	Consentement à payer (euros/km de littoral aménagé/an)
Océan-Sable-Forêt	67,71
Sable-Forêt	57,01
Océan-Forêt	58,92
Océan-Sable	65,97
Forêt	non significatif
Océan	38,54
Sable	26,27

Source : Rulleau, Dehez et Point (2004) [14]

Valeur de restauration de quatre milieux aquatiques voisins en Normandie (Fleuret (2010))

Cette étude porte sur une zone qui borde le littoral normand, de Cabourg à Deauville. Ce territoire a été découpé pour l'étude en quatre parties : le littoral d'une part et d'autre part les zones entourant les trois rivières principales, à savoir la Touques, la Dives et la Vie. Après avoir décrit les quatre cours d'eau et avoir exposé les conséquences d'une remise au bon état de chacun d'eux, différents programmes sont décrits aux ménages interrogés. On en déduit le consentement à payer pour améliorer l'état écologique d'une des quatre zones ou même pour une amélioration « en général ». Ce consentement dépend très nettement de la zone où réside le ménage interrogé ainsi que de la zone pour laquelle on propose une amélioration de l'état écologique (figure 4). Par exemple, les ménages résidants sur le littoral ont un consentement à payer de 24 € pour atteindre le bon état écologique dans n'importe quelle zone de la région. Ils sont prêts à payer 21 € supplémentaires si cette amélioration concerne spécifiquement le littoral.

Figure 4 : Consentement à payer des ménages selon leur localisation et la zone à préserver (en euros par ménage et par an)

		Consentement à payer pour une amélioration « en général »	Consentement à payer additionnel...			
			...pour le littoral	... pour la Touques	... pour la Dives	... pour la Vie
Zone de résidence	littoral	24	21	14	16	10
	Touques	0	30	20	18	14
	Dives	23	17	11	18	9
	Vie	0	23	21	33	17

Source : Fleuret (2010) [8]

Bibliographie

- [1] Shéhérazade Aoubid, Hélène Gaubert - « Evaluation économique des services rendus par les zones humides » - MEEDDM/CGDD Etudes et documents n°23, juin 2010
- [2] Glenn Blomquist (1998) : « Valuing urban lakeview amenities using implicit and contingent markets », *Urban studies* n°25.
- [3] Centre d'Analyse Stratégique (2009) : « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes », Rapport du groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-Au-Louis.
- [4] Centre d'Analyse Stratégique (2009) : « La valeur tutélaire du carbone », Rapport de la commission présidée par Alain Quinet.
- [5] Commissariat Général du Plan (2005) : « Révision du taux d'actualisation des investissements publics », Rapport du groupe d'experts présidé par Daniel Lebègue.
- [6] Jeanne Dachary-Bernard (2004) : « Une évaluation économique du paysage : une application de la méthode des choix multi-attributs aux Monts d'Arrée. » *Economie et statistique* n°373.
- [7] Herman Daly, Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics*, 1990
- [8] Aurore Fleuret (2010) : « Les avantages liés à la restauration de quatre milieux aquatiques voisins : la perception des rivages riverains », MEEDDM/CGDD Etudes et documents n°28, septembre 2010.
- [9] Christian Gollier (2005) « Quel taux d'actualisation pour quel avenir ? », *Revue française d'économie*, Volume 19 n°4.
- [10] John Hartwick (1977). "[Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources](#)," *American Economic Review*, American Economic Association, vol. 67(5), pages 972-74, December
- [11] - John Hicks (1939). "The Foundations of Welfare Economics". *The Economic Journal* Vol. 49, No. 196 (<http://jstor.org/stable/2225023>).
- [12] - Nicholas Kaldor (1939). "Welfare Propositions in Economics and Interpersonal Comparisons of Utility". *The Economic Journal*, Vol. 49, No. 195 (<http://jstor.org/stable/2224835>).
- [13] John Rawls (1971) *Théorie de la justice* (1971), trad. par Catherine Audard, Paris, Seuil, 1987.
- [14] Bénédicte Rulleau, Jeffrey Dehez et Patrick Point (2009) : « Approche multidimensionnelle de la valeur économique des loisirs de nature. » *Economie et statistique* n°421.
- [15] Sylvie Scherrer (2004) : « Comment évaluer les biens et services environnementaux », *Réponses environnement*, La documentation française.
- [16] Nicholas Stern (2007) : « *The Economics of Climate Change: The Stern Review* ». Cambridge, UK, Cambridge University Press
- [17] « *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* » (<http://www.teebweb.org/>)

Apports et limites des consentements à payer pour les services environnementaux

L'exemple des marais du Cotentin et du Bessin

Arthur Katosky et François Marical

Commissariat Général au Développement Durable
Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Une enquête a été réalisée auprès des ménages vivant à proximité des marais du Cotentin et du Bessin afin de déterminer le consentement à payer pour les services environnementaux rendus par la zone humide. Elle a permis des avancées à la fois sur le fond et sur la méthode pour l'évaluation de ces services. Elle révèle que, contrairement à l'intuition, les consentements à payer des enquêtés qui habitent loin des marais ne sont pas plus faibles que ceux des enquêtés qui vivent à proximité. En particulier les habitants des grandes villes apparaissent avoir des consentements à payer plus élevés que ceux des petites communes, principalement pour la biodiversité. Ces écarts s'expliquent en grande partie par un niveau de diplôme plus élevé dans les grandes villes, ce niveau paraissant avoir un lien direct avec les pratiques environnementales. L'enquête fait également apparaître que la valeur accordée ne dépend pas de la surface concernée, excluant ainsi toute généralisation d'une valeur à l'hectare.

Cette enquête¹ s'inscrit dans le cadre plus large d'une étude commanditée par le Commissariat Général au Développement Durable sur l'évaluation économique des services rendus par les zones humides. Au delà d'obtenir des évaluations aussi robustes et globales que possible, cette étude vise également à confronter et à expertiser différentes méthodes d'évaluation parmi lesquelles l'approche par consentement à payer.

Les résultats présentés ici portent sur deux des trois objectifs de l'enquête : estimer certaines valeurs des services écosystémiques qui ne peuvent être approchées que par enquête (valeur d'existence ou valeur de legs) ; tester la fiabilité de telles enquêtes pour l'évaluation de services environnementaux. Le dernier objectif visant à confronter les consentements à payer des ménages avec d'autres méthodes pour certains services environnementaux n'a pas encore été réalisé.

L'enquête a été réalisée dans la rue auprès de 800 personnes habitant plus ou moins près des marais du Cotentin et du Bessin. Cinq villes ont été retenues : Carentan, Isigny, Saint-Lô, Cherbourg, Caen et Rennes. La dernière ville est située à 185 kilomètres du site étudié et hors de la région Basse Normandie mais elle a été retenue précisément afin d'analyser l'évolution du consentement à payer avec l'éloignement du site.

¹ Le questionnaire a été réalisé en collaboration avec Pierre Defrance, Hélène Bouscasse et Harouna Senghor de la société ACTeon.

Une approche par analyse conjointe du consentement à payer

Le consentement à payer² peut être estimé par plusieurs méthodes. La méthode dite d'évaluation contingente consiste à demander directement aux enquêtés la somme qu'ils sont prêts à payer pour un scénario fictif d'aménagement d'un site donnant lieu à une modification de l'intensité des services environnementaux rendus. Un tel scénario peut consister par exemple à empêcher la détérioration du site ou à restaurer certaines parties endommagées. Plusieurs questions de consentements à payer peuvent être emboîtées, de sorte que l'on demande à une personne si elle est prête à déboursier le montant A et, dans l'affirmative, si elle est prête à déboursier le montant B etc. La méthode retenue pour l'enquête, légèrement différente, est celle de l'analyse conjointe (ou méthode d'expérience de choix).

Dans cette approche on propose aux personnes interrogées de choisir entre plusieurs scénarii qui consistent en différents aménagements de l'actif naturel. Chaque scénario est proposé avec un prix que devrait acquitter l'enquêté s'il le retenait. Les prix et les attributs des scénarii sont tirés au sort de façon à pouvoir, après enquête, obtenir une valeur moyenne accordée à chaque attribut. Par rapport à l'évaluation contingente, l'analyse conjointe permet de faire varier, dans les scénarii, plusieurs attributs en même temps et d'évaluer ensuite la valeur de chaque attribut considéré individuellement, voire de calculer des effets croisés entre plusieurs attributs. Ceci permet également de ne pas accorder la prééminence au prix des scénarii, mais de le traiter comme un attribut parmi d'autres.

Le choix d'un scénario de référence

Le choix a été fait de prendre pour scénario de référence une situation où une partie de la zone serait très fortement endommagée. Il a donc été proposé aux enquêtés d'imaginer qu'une catastrophe, dans notre cas un accident de la route touchant un camion transportant des produits très nocifs, détruirait une zone plus ou moins vaste des marais du Cotentin et du Bessin, zone qui était présentée sur une carte. Les enquêtés avaient alors le choix, soit de ne rien faire (la zone resterait alors dégradée), soit de s'acquitter d'une somme destinée à financer une remise en état d'un (ou de plusieurs) service(s) rendu(s) par la zone.

Chaque enquêté était confronté à trois jeux d'expérience sur une surface, puis à trois jeux sur une autre surface. afin d'évaluer la fiabilité de la méthode, plusieurs surfaces de zones endommagées ont été proposées (voir *cartes page suivante*).

Les attributs des scénarii

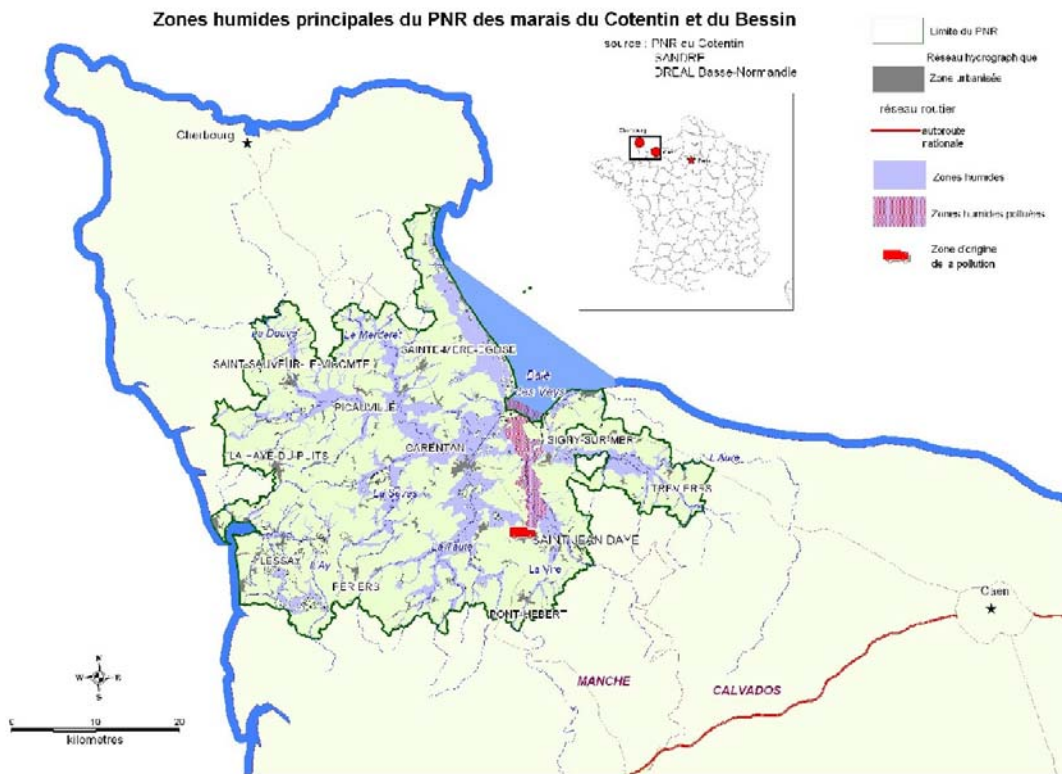
Pour la bonne compréhension des scénarii, mais également par nécessité de circonscrire leur nombre, le nombre des variables a été limité ainsi que le nombre de niveaux pour chacune d'elle dans la description du milieu. Il a été proposé des scénarii s'attachant aux capacités épuratoires de la zone, à l'état des paysages et à leur accessibilité, enfin à la biodiversité³ (tableau 1). dans le même souci de limiter le nombre de scénarii, l'accessibilité au site et l'état des paysages ont été regroupés (ce regroupement n'était pas visible pour les enquêtés auxquels les deux variables avaient été présentées comme distinctes).

² Pour plus de détails sur la notion de consentement à payer et les méthodes permettant de l'évaluer, se reporter à l'article « Pourquoi et comment monétariser l'environnement ? » de ce numéro.

³ Un consentement à payer pour les services épuratoires pourra être directement comparé avec les valeurs obtenues par d'autres méthodes, un consentement à payer pour un bon état de la biodiversité et des paysages permettra d'approcher des valeurs d'existence ou de legs, valeurs qui pourront être isolées de la valeur accordée à l'accessibilité au site.

Cartes des zones supposées endommagées selon les scenarii

Scénario « 3 000 hectares endommagés »



Scénario « 10 000 hectares endommagés »

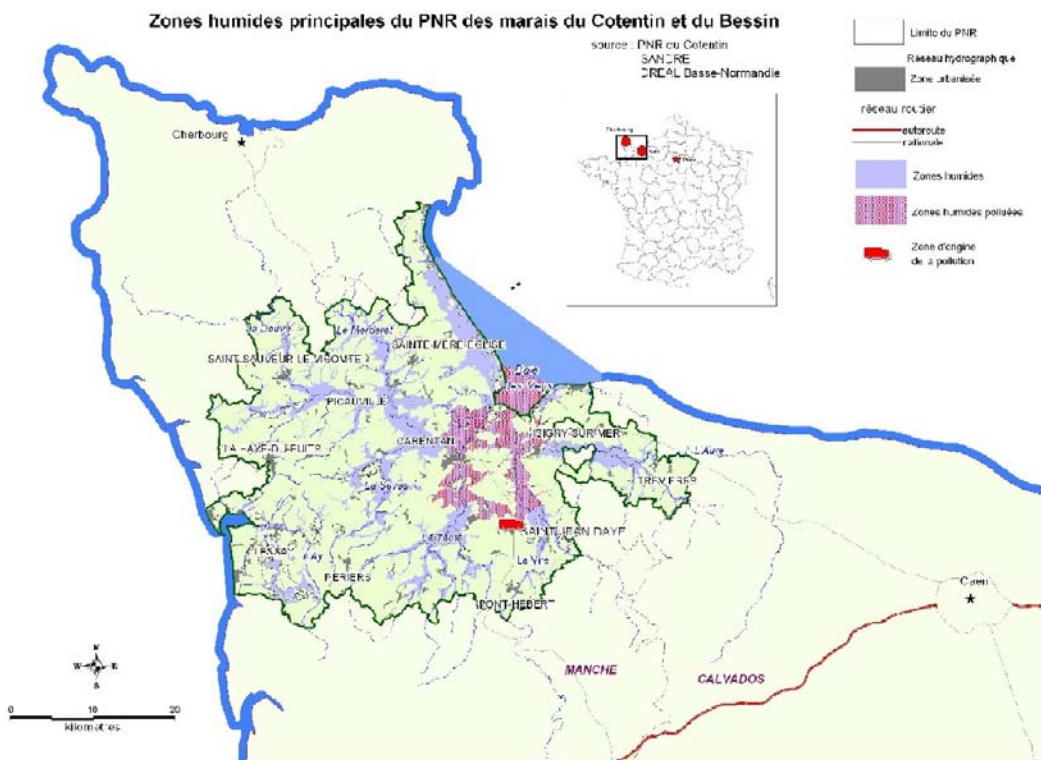


Tableau 1 : Variables descriptives de l'état de la zone

	Biodiversité	Epuration de l'eau	Paysage et accès
Résultat de la catastrophe	Faune très restreinte	Pas d'épuration	Paysage réduit et inaccessible
Restauration intermédiaire	Espèces communes	50 % du niveau d'épuration antérieur	Paysage restauré mais inaccessible
Restauration totale	Espèces communes et espèces rares	100 % du niveau d'épuration antérieur	Paysage restauré et accessible

Source : CGDD, enquête auprès de 800 personnes pour le consentement à payer des marais du Cotentin et du Bessin

Plusieurs versions du questionnaire ont été utilisées pour présenter les différents scénarii et faire varier l'ordre de présentation des surfaces affectées (*exemple de jeu de scénarii présenté en Annexe*). Les prix proposés pour les scénarii avaient été fixés de façon intuitive et confirmés par une pré-enquête (qui avait en outre confirmé la bonne compréhension générale du questionnaire).

Les enquêtés ne tiennent pas compte de la surface de la zone endommagée

L'enquête n'a pas permis de déterminer un consentement à payer par unité de surface car les enquêtés n'ont pas tenu compte de la surface de la zone endommagée dans le choix des scénarii de remise en état. Ce résultat rend difficile le transfert des valeurs observées au cas d'autres sites rendant le même type de services mais dont la surface n'est pas identique.

Plusieurs surfaces de zones endommagées ont été proposées aux enquêtés. La moitié des enquêtés devaient répondre à 3 jeux de choix pour une zone endommagée de 3 000 hectares puis terminaient avec trois autres jeux de scénarii sur 10 000 hectares, tandis que l'autre moitié des enquêtés considérait d'abord les scénarii portant sur 10 000 hectares et terminait avec ceux portant sur 3 000 hectares. Afin de tester la réaction des enquêtés face à la surface de la zone endommagée, l'estimation a été réalisée uniquement sur les trois premiers choix des enquêtés, de cette façon le fait qu'un enquêté puisse changer de valeur entre ses trois premiers choix et ses trois derniers choix en tenant compte de la surface n'influe pas sur les résultats. Ceci revient en conséquence à disposer d'enquêtés qui sont interrogés pour moitié sur 3 000 hectares, pour l'autre moitié sur 10 000 hectares. En notant i l'individu et j le scénario, l'utilité de l'individu i lorsque c'est le scénario j qui est retenu s'écrit sous la forme :

$$\begin{aligned}
 U_{ij} = & a_1 \cdot Bio_{1j} + a_2 \cdot Bio_{2j} + b_1 \cdot Epu_{1j} + b_2 \cdot Epu_{2j} + c_1 \cdot Pay_{1j} + c_2 \cdot Pay_{2j} \\
 & - (\lambda + \eta \cdot 1_{Surface = 3000}) \cdot prix_j \\
 & + ASC_1 + ASC_2 + ASC_1 \cdot Nbp + ASC_2 \cdot Nbp + ASC_1 \cdot Csite + ASC_2 \cdot Csite \\
 & + \varepsilon_i
 \end{aligned}$$

Les variables Bio_{2j} , Epu_{2j} , Pay_{2j} sont des variables qui valent 1 si le scénario j conduit à remettre la zone considérée dans son état initial, 0 si la restauration est partielle et -1 sinon. Les variables Bio_{1j} , Epu_{1j} , Pay_{1j} sont des variables qui valent 1 si le scénario j conduit à une restauration partielle, 0 si la restauration est totale et -1 sinon.

La variable $preis_j$ est le prix proposé pour le scénario de restauration j .

Les variables ASC_1 et ASC_2 sont deux variables indicatrices. La variable ASC_1 prend la valeur 1 pour le premier scénario de réhabilitation proposé et 0 sinon, et la variable ASC_2 prend la valeur 1 pour le deuxième scénario de réhabilitation et 0 sinon. Ces deux variables captent à la fois le fait que les ménages pourraient privilégier, indépendamment du prix qui figure par ailleurs dans la fonction d'utilité, le scénario de référence, c'est à dire l'inaction, ou le premier ou le deuxième scénario

proposé, simplement pour une question d'ordre de présentation. Ces variables sont par ailleurs croisées avec le nombre de personnes du ménage (Nbp) et le fait que la personne interrogée connaisse le site et s'y soit rendu (Csite).

Enfin le terme ϵ_i représente les goûts propres à l'individu i . Nous supposons ici qu'ils sont indépendant de j et également que les coefficients des autres variables ne dépendent pas des caractéristiques de l'individu. Les paramètres sont ensuite estimés grâce à un modèle logit (encadré).

Encadré : modélisation du choix d'un scénario de restauration

La probabilité qu'un enquêté i choisisse par exemple le scénario de restauration n°1 plutôt que le scénario de référence ou le deuxième scénario de restauration s'écrit :

$$P(\text{Scénario 1}) = P(U_{i \text{ Scénario 1}} > U_{i \text{ Scénario de référence}} \text{ et } U_{i \text{ Scénario 1}} > U_{i \text{ Scénario 2}})$$

Sous l'hypothèse que les termes d'erreur sont indépendants et identiquement distribués selon une loi de Gumbel, cette probabilité peut se réécrire :

$$P(\text{Scénario 1}) = \frac{\exp(F(\text{Scénario 1}))}{\exp(F(\text{Scénario de référence})) + \exp(F(\text{Scénario 1})) + \exp(F(\text{Scénario 2}))}$$

avec : $F(\text{Scénario } j) = a_1 \cdot Bio_{1j} + a_2 \cdot Bio_{2j} + b_1 \cdot Epu_{1j} + b_2 \cdot Epu_{2j} + c_1 \cdot Pay_{1j} + c_2 \cdot Pay_{2j} - \lambda \cdot prix_j + ASC_1 + ASC_2 + ASC_1 \cdot Nbp + ASC_2 \cdot Nbp + ASC_1 \cdot Csite + ASC_2 \cdot Csite$

Les paramètres sont estimés par maximisation de la vraisemblance, fonction de ces probabilités.

Une autre hypothèse qui est faite ici, rendue nécessaire par le souhait de présenter un nombre restreint de scénarii aux enquêtés, est que les effets croisés sont nuls. Autrement dit, on suppose que le consentement à payer pour remettre en état, par exemple, la biodiversité et la fonction d'épuration est égal à la somme des consentements à payer pour ces deux actions. En particulier le consentement à payer pour revenir à l'état avant catastrophe, qui est la valeur que nous cherchons à estimer en bout de course, est égal à :

$$\begin{aligned} CAP(\text{retour à l'état initial}) &= \frac{a_2 + b_2 + c_2}{\lambda} \\ &= CAP(\text{retour à l'état initial biodiversité}) \\ &\quad + CAP(\text{retour à l'état initial épuration}) \\ &\quad + CAP(\text{retour à l'état initial paysage}) \end{aligned}$$

La variable indicatrice 1Surface=3000 introduite dans l'expression de la fonction d'utilité vaut 1 si l'enquêté est interrogé sur une zone endommagée de 3 000 hectares et 0 si la zone proposée porte sur 10 000 hectares. Les consentements à payer pour un même scénario j de remise en état selon que la zone est étendue sur 3 000 hectares ou 10 000 hectares s'expriment donc différemment. Un rapide calcul montre que le rapport de ces deux consentements à payer s'écrit :

$$\frac{CAP_j(10000 \text{ hectares})}{CAP_j(3000 \text{ hectares})} = \frac{\lambda + \eta}{\lambda}$$

Ainsi les enquêtés auront parfaitement intégré la surface de la zone dans leurs réponses si $\lambda + \eta = 10\,000 \cdot \lambda / 3\,000$. Après estimation le coefficient η qui est associé au prix uniquement lorsque la surface est de 3 000 hectares n'est pas significatif. Cela signifie que les enquêtés qui sont

interrogés sur la restauration d'une zone endommagée de 10 000 hectares n'ont pas un consentement à payer significativement plus élevé que ceux interrogés sur la restauration d'une zone endommagée de 3 000 hectares. Ce résultat est d'ailleurs corroboré par le fait qu'après avoir répondu aux expériences de choix, la moitié des enquêtés déclarent ne pas être prêts à payer davantage pour la restauration de 10 000 hectares de zone humides dans leur région que pour la restauration de 3 000 hectares.

L'estimation du consentement à payer des enquêtés peut donc être considérée comme correspondant, non pas réellement à la zone endommagée, mais plus globalement à l'ensemble des marais du Cotentin et du Bessin. Le modèle a donc été ré-estimé en supprimant le paramètre η : le consentement à payer moyen des enquêtés pour les marais du Cotentin et du Bessin est alors de 39 euros par an et par personne (*tableau 2*).

**Tableau 2 : Valeur accordée aux marais du Cotentin et du Bessin
(en euros, par personne et par an)**

Service	Consentement à payer
Biodiversité	9
Epuración	15
Paysage et accès au site	15
Total	39

Note : estimation sur les trois premiers jeux de scénarii.

Source : CGDD, enquête auprès de 800 personnes pour le consentement à payer des marais du Cotentin et du Bessin

Habiter plus près de la zone n'implique pas de la valoriser davantage

La prise en compte de la distance des marais par rapport au lieu d'enquête contredit l'intuition selon laquelle plus les personnes résident loin de la zone humide, moins elles devraient avoir un consentement à payer élevé pour la remise en état d'une partie de la zone touchée. Pour approcher l'effet de la distance, l'expression de la fonction d'utilité est modifiée afin d'estimer séparément l'effet des prix selon le lieu d'enquête :

$$\begin{aligned}
 U_{ij} = & a_1 \cdot Bio_{1j} + a_2 \cdot Bio_{2j} + b_1 \cdot Epu_{1j} + b_2 \cdot Epu_{2j} + c_1 \cdot Pay_{1j} + c_2 \cdot Pay_{2j} \\
 & - (\lambda_1 \cdot 1_{\text{Carentan}} + \lambda_2 \cdot 1_{\text{Saint-Lô}} + \lambda_3 \cdot 1_{\text{Isigny}} + \lambda_4 \cdot 1_{\text{Caen}} + \lambda_5 \cdot 1_{\text{Rennes}}) \cdot \text{prix}_j \\
 & + ASC_1 + ASC_2 + ASC_1 \cdot Nbp + ASC_2 \cdot Nbp + ASC_1 \cdot Csite + ASC_2 \cdot Csite \\
 & + \varepsilon_i
 \end{aligned}$$

Il semble que le consentement à payer tienne beaucoup à la taille de la commune ou de l'agglomération, les consentements à payer étant en moyenne plus élevés pour les personnes enquêtées dans les grandes villes. Le consentement associé à la remise en état du site endommagé, assimilé ici à la valeur de l'ensemble du site d'après les considérations précédentes, va de 14 à 26 euros par personne et par an dans les communes de moins de 20 000 habitants et passe ensuite à 44 euros pour Cherbourg pour s'élever à 68 euros à Rennes et à 75 euros à Caen, la différence n'étant pas statistiquement significative entre ces deux villes (*tableau 4*).

Tableau 4 : Valeur accordée aux marais du Cotentin et du Bessin

Lieu d'enquête	Nombre d'habitants	Distance au site (en km)	Consentement à payer (en euros par personne et par an)
Carentan	6 096	0	23
Isigny	2 700	12	14
Saint-Lô	19 320	28	26
Cherbourg	40 288	51	44
Caen	109 630	75	75
Rennes	207 922	185	68

Source : CGDD, enquête auprès de 800 personnes pour le consentement à payer des marais du Cotentin et du Bessin

La biodiversité davantage valorisée dans les grandes villes

Les écarts importants constatés entre les habitants des grandes villes et les autres suggèrent de mettre à l'épreuve cette hypothèse. Il avait été supposé jusque là que les différents attributs des marais du Cotentin et du Bessin étaient valorisés de la même façon par les personnes enquêtées sur les différents sites et que ces personnes se différenciaient uniquement par la valeur qu'elles accordaient globalement à ces attributs. Pour ce faire, les estimations sont effectuées séparément pour les personnes enquêtées dans les grandes villes (Rennes, Caen, Cherbourg) et les autres.

Globalement ces estimations ne modifient pas les observations précédentes : le consentement à payer pour les marais du Cotentin et du Bessin s'élèverait à 30 euros par personne et par an dans les villes les plus petites, contre 62 euros dans les agglomérations plus grandes (tableau 5). En revanche, ces estimations mettent en évidence une différence de valorisation des services principalement due au fait que les enquêtés des villes les plus petites ne valorisent pas la biodiversité dans leurs choix (les coefficients correspondants ne sont pas significatifs), alors que la biodiversité représente la moitié de la valeur accordée à la zone par les enquêtés des grandes villes. Pour les autres services, les consentements à payer sont moins disparates même si les enquêtés des grandes villes semblent disposés à verser des montants plus importants. Il reste que les résultats précédents, qui reposent sur l'hypothèse d'une homogénéité des préférences entre lieux d'enquêtes, sont quelque peu biaisés.

Tableau 5 : Valeur accordée aux marais du Cotentin et du Bessin
(en euros, par personne et par an)

Services \ Zone d'enquête	Carentan – Isigny – Saint-Lô	Cherbourg-Caen-Rennes
Biodiversité	0	21
Epuration	17	27
Paysage	13	15
Valeur de la zone	30	62

Source : CGDD, enquête auprès de 800 personnes pour le consentement à payer des marais du Cotentin et du Bessin

Par ailleurs, quelle que soit la taille des villes, la remise en état du paysage est valorisée uniquement lorsque l'accès à la zone est assuré pour les activités récréatives. L'autre attribut qui était proposé (remise en état mais pas d'accès) n'est pas valorisé voire donne lieu à un consentement à payer négatif. La valeur accordée au paysage renvoie donc ici à une valeur d'usage ou, à la rigueur, à une valeur d'option voire de legs mais en aucun cas à une valeur d'existence, le paysage n'est pas intrinsèquement valorisé.

Niveau d'études et pratiques environnementales : les facteurs clés du consentement à payer

Des estimations ont été réalisées sur plusieurs sous-échantillons d'individus afin de mesurer les effets de plusieurs variables. Elles reposent sur un modèle identique aux précédents mais adapté pour tenir compte du fait que la biodiversité est moins valorisée dans les grandes que dans les petites villes⁴. Concernant les autres variables décrivant le niveau de restauration, l'hypothèse est donc faite ici que les consentements à payer sont globalement homogènes entre grandes et petites villes. Les variables retenues sont le revenu, le niveau de diplôme, l'âge et l'intensité des pratiques environnementales. Cette intensité est quantifiée grâce à quatre questions par lesquelles les enquêtés indiquent s'ils réalisaient souvent, parfois ou jamais les pratiques environnementales suivantes : acheter des produits de l'agriculture biologique ou respectueux de l'environnement, faire un don à une association de protection de la nature, trier les ordures ménagères et enfin acheter la presse traitant de thématiques environnementales. Les réponses à ces questions montrent que 30 % des personnes interrogées réalisent parfois ou souvent trois de ces actions au moins. Il est ici considéré qu'une personne de ce type a une forte intensité de pratiques environnementales, les autres étant considérées comme ayant une faible intensité de ces pratiques.

Tableau 6 : Valeur accordée aux marais du Cotentin et du Bessin

		Petites villes		Grandes villes	
		CAP (en €)	%	CAP (en €)	%
Revenus	<i>25 % les plus modestes</i>	33	36	33	22
	Revenus intermédiaires	27	47	46	46
	<i>25 % les plus aisés</i>	71	17	63	32
Niveau de diplôme	Inférieur au bac	18	66	30	49
	Au moins égal au bac	73	34	71	51
Âge	Moins de 45 ans	36	43	54	44
	Plus de 45 ans	25	57	39	56
Pratiques environnementales	Faibles	21	72	35	67
	Fortes	73	28	77	33

La part des enquêtés des petites ou grandes villes dans chaque catégorie est indiquée en italique

Lecture : En moyenne les personnes enquêtées dans les petites villes qui font partie des 25 % de la population la plus modeste ont un consentement à payer de 33 euros par an et par habitant

Source : CGDD, enquête auprès de 800 personnes pour le consentement à payer des marais du Cotentin et du Bessin

Les résultats (*tableau 6*) doivent être examinés avec précaution, des écarts limités entre deux niveaux ne rendant pas nécessairement compte d'une réalité tangible. Quoi qu'il en soit, il semble bien que les écarts observés précédemment entre petites et grandes villes s'expliquent en grande partie par des différences de composition entre les deux populations. En particulier les individus de niveau de diplôme au moins égal au bac ou à intensité de pratiques environnementales forte semblent valoriser de façon sensiblement équivalente les services environnementaux, qu'ils soient enquêtés dans des petites ou des grandes villes. Ces deux populations, qui du reste, ainsi que détaillé plus bas, se recoupent fortement, ont ainsi des consentements à payer supérieurs à 70 euros par personne et par an. Au contraire, pour les personnes peu diplômées ou qui ont une faible intensité de pratiques environnementales, une différence entre grandes et petites villes semble persister, les enquêtés des petites villes semblant toujours avoir des consentements à payer pour les services environnementaux plus faibles que les habitants des grandes villes. L'âge joue également, les plus jeunes étant disposés à payer davantage, mais l'effet « grandes villes » reste valable pour les plus jeunes comme pour les

⁴ En pratique des variables indicatrices spécifiques ont été introduites dans l'expression de l'utilité individuelle pour autoriser les habitants des grandes villes et des petites villes à valoriser différemment la biodiversité.

plus vieux. L'effet du niveau de vie n'est pas aisément interprétable, les écarts entre grandes villes et petites villes changeant de signe selon le niveau de ressources. Toutefois le consentement à payer augmente bien avec le revenu. Idéalement il serait utile d'estimer les effets croisés de ces différentes variables mais la taille relativement limitée de l'échantillon ne paraît pas suffisante pour mener à bien cet exercice.

Les écarts les plus importants entre catégories sont obtenus pour le diplôme et pour les pratiques environnementales, variables apparaissant donc particulièrement discriminantes. Le fait que ces deux variables semblent avoir des effets semblables sur le consentement à payer n'est pas une surprise dans la mesure où pratiques environnementales et niveau de diplôme ne sont pas indépendants. Tous les individus ou presque déclarent au moins une pratique environnementale quel que soit leur niveau de diplôme. Mais de nets écarts apparaissent si l'on examine les personnes qui déclarent plusieurs pratiques environnementales. Ainsi seules 22 % des personnes les moins diplômées déclarent au moins trois pratiques alors que c'est le cas de 41 % des plus diplômés.

Fatigue des enquêtés face à un deuxième scénario de détérioration du site

Il semble qu'à mesure du déroulement de l'enquête, les réponses traduisent davantage une lassitude des personnes interrogées que l'expression d'un choix. Les dernières réponses ne seraient ainsi pas exploitables pour les résultats de l'enquête, ce qui plaiderait pour une limitation plus grande du nombre de jeux d'expériences proposés.

En prenant en compte l'ensemble des six jeux de scénarii proposés aux enquêtés et non plus uniquement les trois premiers, le consentement à payer moyen pour l'ensemble des marais varie : il passe de 39 euros sur les trois premiers jeux à 26 euros sur les trois derniers (tableau 3).

Tableau 3 : Valeur accordée aux marais du Cotentin et du Bessin selon l'échantillon retenu (en euros, par personne et par an)

Trois premiers jeux de choix	Trois derniers jeux de choix	Tous les jeux
39	26	33

Source : CGDD, enquête auprès de 800 personnes pour le consentement à payer des marais du Cotentin et du Bessin

En outre les coefficients des attributs évoluent fortement entre les premiers jeux et les derniers et certains - notamment ceux relatifs à la biodiversité - ne sont même plus significatifs sur les trois derniers jeux. Ces évolutions des consentements à payer sur la fin de l'expérience de choix pourraient correspondre à une certaine fatigue des enquêtés. à ce stade de l'enquête il leur est proposé une nouvelle hypothèse concernant l'ampleur de la catastrophe touchant les marais et il leur est demandé d'effectuer de nouveaux choix. Ils choisissent alors plus volontiers le statu-quo, c'est à dire aucune remise en état, lors des trois derniers jeux de choix que lors des trois premiers. Il semble que la fatigue aidant et la complexité s'accroissant, les enquêtés ne regardent plus les scénarii dans le détail et évaluent globalement les améliorations qu'ils proposent. L'analyse de l'effet des caractéristiques individuelles sur les consentements à payer a donc été réalisé en utilisant uniquement les réponses aux trois premiers jeux de scénarii.

Malgré ces difficultés, l'étude analyse l'évolution du consentement à payer des enquêtés lorsque leur sont proposés des scénarii concernant une surface plus grande (passage de 3 000 hectares à 10 000 hectares pour la moitié des enquêtés) ou plus petite (passage de 10 000 hectares à 3 000 hectares pour l'autre moitié des enquêtés). Cette question a pour but plus général de permettre, par exemple, d'additionner des consentements à payer pour des sites différents. Pour ce faire, la forme de la fonction d'utilité est modifiée en ajoutant deux termes pour estimer la modification de l'effet du prix des scénarii lorsque la surface change, soit lorsqu'elle passe de 3 000 hectares à 10 000 hectares soit lorsqu'elle passe de 10 000 hectares à 3 000 hectares.

$$\begin{aligned}
 U_{ij} = & a_1 \cdot Bio_{1j} + a_2 \cdot Bio_{2j} + b_1 \cdot Epu_{1j} + b_2 \cdot Epu_{2j} + c_1 \cdot Pay_{1j} + c_2 \cdot Pay_{2j} \\
 & - (\lambda + \phi \cdot 1_{3000 \rightarrow 10000} + \varphi \cdot 1_{10000 \rightarrow 3000}) \cdot prix_j \\
 & + ASC_1 + ASC_2 + ASC_1 \cdot Nbp + ASC_2 \cdot Nbp + ASC_1 \cdot Csite + ASC_2 \cdot Csite \\
 & + \varepsilon_i
 \end{aligned}$$

Après estimation il apparaît bien que les coefficients ϕ et φ ont les signes attendus et que les enquêtés tendraient à augmenter leur consentement à payer lorsque la zone touchée est plus étendue et à le diminuer lorsqu'elle est moins étendue. Mais ces coefficients ne sont pas significatifs. Les enquêtés ne semblent donc définitivement pas en mesure de moduler significativement leur consentement à payer en fonction de la surface touchée.

Limites et précautions

Cette étude soulève plusieurs questions quant à l'utilisation des consentements à payer pour estimer une valeur monétaire de services environnementaux. L'introduction de variantes dans les questionnaires a en effet permis de tester plusieurs hypothèses. En premier lieu la valeur révélée par les enquêtés ne dépend pas de l'étendue de la zone étudiée. De ce fait il ne semble pas opportun d'en déduire une valeur à l'hectare qui pourrait être transférée à d'autres sites. Ensuite le consentement à payer ne semble pas diminuer avec la distance au site étudié mais dépend d'autres caractéristiques des enquêtés. En particulier les personnes enquêtées dans les petites villes n'apparaissent pas accorder une valeur significative à la biodiversité, au contraire des habitants des grandes villes. Examinées de plus près, ces différences semblent, au moins en partie, reposer sur les écarts de niveau de diplôme et de sensibilité aux problématiques environnementales, ces deux caractéristiques n'étant du reste pas indépendantes.









Les difficultés rencontrées ici quand à l'utilisation d'enquêtes auprès des ménages pour attribuer une valeur économique totale à un site donné ne signifient pas qu'il ne faille pas utiliser de telles enquêtes mais elles soulignent les précautions à prendre quand à leur utilisation et à leur conception. En particulier il semble opportun de s'interroger sur la capacité des enquêtés à donner directement une valeur à des services qu'ils connaissent peu ou pas du tout. Il semble a priori plus facile de donner une valeur pour des objets ou des services que l'on a couramment l'occasion d'utiliser voire de payer. La valeur des services environnementaux pourrait alors être déduite des valeurs accordées à différents attributs d'autres biens et services pour lesquels les enquêtés auraient déjà des références personnelles. La question de l'échelle d'étude peut également se poser. Il est possible que le niveau local retenu ici ne soit pas le bon et qu'il faille réserver l'usage de ces enquêtes à l'estimation de consentements à payer pour des services environnementaux plus ou moins généraux, par exemple au niveau national.

Les consentements à payer restent malgré tout un instrument incontournable pour approcher et quantifier les valeurs de non usage (existence, legs). Même s'il est difficile d'obtenir des consentements à payer précis, leur estimation permet de savoir quelles populations sont attachées ou non à l'entretien ou à la remise en état des services environnementaux.

Annexe – Un exemple de jeux de scénarii

Quel scénario de restauration auriez-vous préféré sans en tenant compte de la contribution financière à payer tous les ans ?

Evaluer les scénarios d'aide de votre crèche, en la maintenant à la personne interrogée. Cocher le choix effectué par le répondant.

	Scénario A	Scénario B
Diversité des animaux et végétaux	<p>Faible</p> 	<p>Fort</p> 
Qualité de l'eau	<p>0 %</p> <p>Traitement ARTIFICIEL</p>	<p>50 %</p> <p>Traitement NATUREL</p> <p>Traitement ARTIFICIEL</p>
Paysage	<p>Dégradé</p> 	<p>Dégradé</p>  <p>Paysage de bocage traditionnel</p> 
Accessibilité	<p>Accès interdit</p> 	<p>Accès interdit</p>  <p>Accès autorisé et aménagements</p> 
Contribution financière	<p>0 € / personne / an</p>	<p>15 € / personne / an</p>
Choix	<p>1 <input type="checkbox"/></p>	<p>2 <input type="checkbox"/></p> <p>3 <input type="checkbox"/></p>

Cas d'application dans les transports et les déchets

Analyse et pistes de révision des valeurs tutélaires environnementales utilisées dans les bilans socio-économiques de projets d'infrastructures de transport

Damien Grangeon¹

Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements (Sétra)

Les valeurs tutélaires utilisées en France pour monétariser les nuisances environnementales générées par les transports sont anciennes et reflètent mal le coût réel de ces nuisances. Sur la base du rapport Boiteux de 2001, qui fournit des valeurs de mêmes ordres de grandeurs que les études européennes, la pollution, le bruit et les émissions de gaz à effet de serre représentent à eux trois moins de 10 % de l'« avantage » global d'un projet d'infrastructure. Ces valeurs doivent suivre les nouvelles orientations politiques qui prennent davantage en compte l'environnement. Des évolutions de la connaissance scientifique réalisées au cours de la décennie, permettent de réévaluer le coût de ces nuisances et de donner des valeurs pour certains écosystèmes (forêt tempérée et prairies). Appliquées au cas du contournement autoroutier d'Arles, ces réévaluations ne permettent toutefois pas de modifier substantiellement le poids relatif de ces nuisances qui restent très faible par rapport à celui des gains de temps qui sont toujours prépondérants dans les bilans socio-économiques des projets d'infrastructure de transport.

Deux types d'instruments tarifaires

La décision de réaliser une infrastructure de transport (ou de la faire réaliser dans le cas des concessions) est à la charge de la puissance publique, dont une partie du choix dépend l'évaluation de la balance entre les gains, les coûts et les nuisances pour la collectivité d'un tel investissement. Ce bilan socio-économique nécessite de dépasser les intérêts individuels des usagers (recherche du coût privé de transport minimum) afin de proposer un projet qui soit « durable » pour la société (recherche du coût global minimum). Pour ce faire, le coût des externalités environnementales doit être pris en compte, ce qui est réalisé par l'intermédiaire de valeurs tutélaires (valeurs de référence fixées par l'Etat). En France, ces valeurs ont été fixées en 2001 dans le rapport dit « Boiteux II » [1] et, comme le prévoyait le rapport lui-même, elles doivent aujourd'hui évoluer afin de prendre en compte les progrès scientifiques, l'amélioration des modèles économiques et les nouvelles orientations politiques.

Les pratiques actuelles en France

Les valeurs tutélaires actuellement recommandées pour monétariser les externalités environnementales dans le bilan socio-économique sont fixées par l'annexe I de l'Instruction cadre de 20042 [2], sur la base des propositions du rapport « Boiteux II ». Elles concernent trois types de

¹ Auteur, avec Pascaline Cousin, du rapport « Monétarisation des externalités environnementales », Sétra 2010, disponible sur <http://www.setra.developpement-durable.gouv.fr/Monetarisation-des-externalites.html>.

² L'annexe I de l'Instruction cadre concerne plus généralement l'ensemble des effets non-marchands valorisés dans le bilan socio-économique d'un projet d'infrastructure.

nuisances, qui représentent généralement moins de 10 % de l'avantage global du projet dans le bilan socio-économique³ (dans le cas d'infrastructures routières en milieu interurbain) :

- la pollution atmosphérique (généralement inférieure à 2 % de l'avantage global du projet d'infrastructure) ;
- le bruit (il est actuellement pris en compte lors des débats publics mais est rarement intégré dans le bilan socio-économique des projets, ce qui équivaut à considérer comme nul son poids monétaire au sein de l'avantage global) ;
- l'effet de serre (généralement compris entre 0 et 10 % de l'avantage global du projet d'infrastructure).

Il faut noter que les valeurs tutélaires de l'Instruction cadre concernent uniquement les effets directement liés à la circulation suite à la mise en service de l'infrastructure (elles n'intègrent pas, par exemple, les effets liés à la construction).

Valeurs tutélaires de la pollution atmosphérique

Les valeurs recommandées par le groupe Boiteux pour monétariser les effets de la pollution atmosphérique (figure 1) se basent d'une part sur une étude d'impact sanitaire publiée en 2000 par l'OMS [3] et d'autre part sur une valeur de la vie humaine pondérée via un taux d'actualisation de 8 %⁴. Cette pondération est supposée refléter le fait qu'une victime de la pollution atmosphérique voit son espérance de vie réduite en moyenne de 10 ans (contre 40 ans pour un décès lié à un accident) et décède à 65-70 ans (contre 35-40 ans pour un décès lié à un accident).

Figure 1 : Coûts de pollution atmosphérique selon le type de véhicule et la densité de la zone traversée (€2000ct/km)

Types de véhicules	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne
Véhicules légers	2,9	1,0	0,1
Poids lourds	28,2	9,9	0,6
Train diesel (fret)	457,6	160,4	10,5
Train diesel (voyageurs)	163,8	57,4	3,8
Transport maritime	Coûts de pollution atmosphérique négligeables ⁵ (distance importante entre les émissions de polluants et la population)		

Source : Rapport Boiteux (2001)

Ces coûts de pollution atmosphérique sont considérés par le groupe Boiteux comme étant proportionnels à la réduction des émissions de polluants d'une part (quantification des impacts sanitaires) et à la valeur de la vie humaine d'autre part (monétarisation des impacts sanitaires). Une règle d'évolution des valeurs au cours du temps, prenant en compte ces deux aspects, est préconisée pour le secteur routier (figure 2). Aucune recommandation sur l'évolution des coûts de pollution atmosphérique des secteurs ferroviaire et maritime n'est donnée dans le rapport Boiteux (ni dans l'Instruction cadre).

³ Un avantage correspond à un coût (s'il est négatif) ou à un gain (s'il est positif) engendré par un projet d'infrastructure ou une nouvelle politique de transport, pour les différents agents pouvant être concernés (usagers, puissance publique, collectivité et éventuellement concessionnaire). L'avantage net global correspond à la différence entre la somme actualisée des avantages des différents agents et la somme actualisée des dépenses d'entretien et d'exploitation.

⁴ Il s'agit du taux d'actualisation en vigueur au moment des travaux du groupe Boiteux en 2001.

⁵ Le groupe Boiteux préconise de développer des études spécifiques à ce secteur, notamment pour les émissions de NO_x et de SO_x.

Figure 2 : Evolution annuelle des coûts de pollution atmosphérique au cours du temps

Evolutions	2000-2020	2020-2025	2025-2050	Au-delà de 2050
Emissions de polluants	- 9,4 %* pour les VL - 6,5 % pour les PL	0 % (pas de prévisions d'évolution du fait de l'incertitude existant sur l'évaluation du progrès technologique)		
Valeur de la vie humaine	+ 1,4 %		+ 1,3 %	0 %
Evolution globale	- 8,1 % pour les VL - 5,1 % pour les PL	+ 1,4 %	+ 1,3 %	0 %

* Ce taux a été révisé à - 5,5 % par an dans la mise à jour 2005 de l'Instruction cadre.

Source : Rapport Boiteux (2001)

Valeurs tutélaires du bruit

La valorisation des nuisances sonores proposée par le groupe Boiteux (figure 3) s'appuie en partie sur une synthèse des études de prix hédonistes (corrélation entre le niveau de bruit ambiant et la dépréciation des prix de l'immobilier) menées depuis 1970 sur le sujet [4]. A ce coût révélé de la gêne occasionnée par les nuisances sonores s'ajoute celui des effets sanitaires de long terme, qui apparaissent pour des niveaux d'exposition supérieurs à 70 dB(A) (65 dB(A) la nuit) [5] et qui sont intégrés via une majoration de la valeur du bruit de 30 %. Ces recommandations sont valables pour les logements exposés à un projet d'infrastructure routière ou de ligne nouvelle de TGV ; elles sont minorées de 3 dB(A) dans le cas des lignes ferroviaires conventionnelles (les enquêtes menées auprès de la population pour évaluer la gêne causée par le bruit montrent que, pour des niveaux d'exposition identiques, la gêne suscitée par le bruit ferroviaire est généralement moins élevée que celle due au bruit routier).

Figure 3 : Coûts annuels du bruit selon le niveau d'exposition sonore et la période (€2000/logement exposé)

De jour		De nuit	
Exposition au bruit* (en dB(A)), noté Lj	Coût du bruit	Exposition au bruit* (en dB(A)), noté Ln	Coût du bruit
< 55	0	< 50	0
[55 ; 60]	11,4*(Lj-55)	[50 ; 55]	11,4*(Ln-50)
[60 ; 65]	22,7*(Lj-60) + 57	[55 ; 60]	22,7*(Ln-55) + 57
[65 ; 70]	25,5*(Lj-65) + 170	[60 ; 65]	25,5*(Ln-60) + 170
[70 ; 75]	36,9*(Lj-70) + 298	[65 ; 70]	36,9*(Ln-65) + 298
> 75	40,6*(Lj-75) + 483	> 70	40,6*(Ln-70) + 483

* L'exposition au bruit est ici prise en compte selon l'indicateur LAeq qui mesure le niveau de bruit en façade au cours d'une exposition continue sur la période donnée.

Source : Rapport Boiteux (2001) et Sétra (2010)

Ces coûts dépendant de la valeur locative du logement exposé⁶, une règle d'évolution des valeurs indexée sur le taux de croissance du PIB (corrélation avec le prix de l'immobilier d'habitation sur de longues périodes) est recommandée par le groupe Boiteux.

Les coûts du bruit ne sont jamais intégrés au bilan socio-économique dans les évaluations standard réalisées par le Ministère à l'heure actuelle. Cette pratique est principalement due au format des valeurs proposées, qui nécessitent de disposer d'une estimation de l'exposition des logements aux niveaux de bruit retenus dans le rapport Boiteux. Or les évaluations sont en général réalisées à un

⁶ Une valeur locative moyenne du logement égale à 473 €2000 (555 €2000 pour un logement individuel et 346 €2000 pour un logement collectif) a été retenue par le groupe Boiteux, conformément au prix du loyer mensuel au m² du secteur locatif publié par l'INSEE en 1996 (5,49 €/m²).

stade des études où le tracé n'est pas assez précis pour déterminer le nombre de logements exposés et leur niveau d'exposition.

Valeurs tutélaires du carbone

La trajectoire dans le temps de la valeur du carbone retenue par le groupe Boiteux (figure 4) est le résultat d'un double compromis :

- une valeur de 27 €2000 la tonne de CO₂ entre 2000 et 2010, soit 100 €2000 la tonne de carbone (cette dernière valeur se base sur celle de 76 € proposée en 2000 dans le programme national de lutte contre le changement climatique, augmentée afin de prendre en compte une durée de vie des infrastructures de transport qui va au-delà de 2012) ;
- une croissance de la valeur de la tonne de CO₂ de 3 % par an après 2010, qui est le fruit d'un consensus entre les sceptiques sur la coopération internationale d'une part (proposant une croissance de 5 % par an) et les optimistes sur la mise en place de mécanismes de flexibilité et le progrès technologique d'autre part (recommandant une croissance du prix du carbone de 4 %, diminuée de 2 % par l'effet du progrès).

Figure 4 : Trajectoire de la valeur du CO₂ proposée par le groupe Boiteux (en €2000/t)

Années	2000-2010	2030	2050
Valeur de la tonne de CO ₂	27	49	88
Valeur actualisée (8 %)	12,5 (2010)	4,8	1,9
Valeur actualisée (4 % dégressif)	18,2 (2010)	15,0	13,3

Source : Rapport Boiteux (2001) et Sétra

Avec un taux d'actualisation fixé à 8 % à l'époque, la valeur de la tonne de carbone a tendance à diminuer au cours du temps (en valeur actualisée). Ce taux d'actualisation ayant été révisé en 2005 et porté à 4 % (puis décroissant à long terme : 3,5 % à partir de 2035 et 3 % après 2055) [6], la valeur de la tonne de carbone continue à baisser jusqu'en 2055 (en valeur actualisée), mais reste stable au-delà.

Revue des pratiques à l'étranger : valeurs et méthodes de monétarisation

Plusieurs études européennes visant à monétariser les externalités environnementales ont été menées depuis les conclusions du rapport Boiteux. Les principaux résultats obtenus et les méthodes employées ont été synthétisés par INFRAS dans le rapport *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* (encadré 1 et [7]), publié en 2008.

Pour la pollution atmosphérique

La revue des principales études ayant traité de la monétarisation de la pollution atmosphérique depuis 2001, aussi bien pour le transport routier (figure 5) que pour le transport ferroviaire (figure 6), amène deux remarques :

- les coûts de pollution de l'air pour les VL sont différenciés selon le type de carburant (et éventuellement selon la norme EURO), avec des valeurs pouvant être dix fois plus élevées pour les véhicules diesel⁷ ;
- les valeurs recommandées dans le rapport Boiteux se situent dans le bas de la fourchette des valeurs relevées à l'échelle européenne.

⁷ Les valeurs indiquées pour les VL dans la figure 5 ont été agrégées selon la composition du parc français suivante : 77 % de véhicules particuliers (dont 60 % de véhicules diesel) et 23 % de véhicules utilitaires légers. Il s'agit des hypothèses retenues dans la circulaire provisoire d'évaluation des projets routiers de 2007. Les résultats désagrégés sont disponibles dans le rapport du Sétra.

Figure 5 : Revue des études européennes sur la monétarisation de la pollution atmosphérique dans le transport routier (en centimes d'€2000/véhicule-km)

Etudes		UNITE - Deliverable 11 (2003) [8]	INFRAS (2008)	Rapport Boiteux (2001)
Coût de la pollution atmosphérique (c€2000/v.km*)	Urbain	Pas de données	Pas de données	VL : 2,9 PL : 28,2
	Périurbain	VL : [0,14 ; 0,25] PL : [4,8 ; 17,8]	VL : [0,78 ; 1,38] PL : [10,6 ; 23,4]	VL : 1,0 PL : 9,9
	Interurbain	VL : [0,07 ; 0,19] PL : [2,1 ; 7,6]	VL : [0,46 ; 0,91] PL : [8,5 ; 21,4]	VL : 0,1 PL : 0,6
Effets pris en compte		Santé, culture et bâtiments	Santé, culture et bâtiments	Santé
Remarques sur la méthode		Méthode de l' <i>Impact Pathway Approach</i> (bottom-up) valorisant les effets des PM _{2,5} basée sur une étude menée dans les villes de Helsinki, Stuttgart, Karlsruhe, Berlin, Strasbourg et Florence. VL aux normes EURO 4 et PL aux normes EURO 2.	Méthode de l' <i>Impact Pathway Approach</i> (bottom-up) basée sur les projets HEATCO et CBA (fourchettes de valeurs selon la valeur de l'année de vie). Véhicules aux normes EURO 3.	Pas de différenciation selon le type de carburant ou la norme EURO.

Source : Sétra (2010)

Figure 6 : Revue des études européennes sur la monétarisation de la pollution atmosphérique dans le transport ferroviaire (en centimes d'€véhicule-km)

Etudes		UNITE - Deliverable 11 (2003)	INFRAS (2008)	Rapport Boiteux (2001)
Coût de la pollution atmosphérique (c€2000/v.km*)	Urbain	2,55 5,33 (tram) 11,41 (métro)	[144,8 ; 297,2] (voyageurs) [366,8 ; 752,6] (fret)	163,8 (voyageurs) 457,6 (fret)
	Interurbain (voyageurs)	[16,50 ; 25,84] 42,46 pour un train grande vitesse	[90,7 ; 203,6]	[3,8 ; 57,4]
	Interurbain (fret)	[15,01 ; 32,57]	[305,8 ; 686,4]	[10,5 ; 160,4]
Effets pris en compte		Santé, culture et bâtiments	Santé, culture et bâtiments	Santé
Remarques sur la méthode		Méthode de l' <i>Impact Pathway Approach</i> (bottom-up) valorisant les effets des PM _{2,5} basée sur une étude menée dans à Helsinki, Stuttgart, Karlsruhe, Berlin, Strasbourg et Florence.	Méthode de l' <i>Impact Pathway Approach</i> (bottom-up) basée sur les projets HEATCO et CBA (fourchettes de valeurs selon la valeur de l'année de vie).	Distinction périurbain (valeur haute) / interurbain (valeur basse).

Source : Sétra (2010)

* L'étude UNITE fournissant des résultats aux conditions économiques de 1998, les valeurs indiqués dans les figures 5 et 6 ont été ramenées à l'année de référence 2000 selon les recommandations françaises, à savoir une indexation du coût des impacts sanitaires sur l'évolution de la consommation finale des ménages par tête (en considérant que la réduction des émissions est prise en compte via les coûts de pollution différenciés selon la norme EURO).

Pour le bruit

La revue des principales études ayant traité de la monétarisation du bruit depuis 2001, aussi bien pour le transport routier (figure 7) que pour le transport ferroviaire (figure 8), conduit à émettre différents commentaires :

- les coûts du bruit sont différenciés selon la période, avec des valeurs en général deux à trois fois plus élevées la nuit que le jour⁸ ;

⁸ Les valeurs indiquées dans la figure 7 ont été agrégées selon les niveaux de trafic observés sur le réseau routier national en fonction de la période (jour et nuit) lors du sondage de circulation 2004-2005, disponible sur le site Internet du Sétra : <http://www.setra.equipement.gouv.fr/Sondage-de-circulation-2004-2005.html>. Les résultats désagrégés sont disponibles dans le rapport du Sétra.

- les valeurs recommandées par le groupe Boiteux et ramenées en coûts par v-km (calcul du CERTU effectué en 2003 dans le cadre des comptes déplacements [9] disponible pour les VL, mais aussi pour les deux-roues, les bus et les tramways) se situent dans la fourchette des valeurs relevées à l'échelle européenne ;
- les valeurs proposées par la Direction des routes, le Sétra et la D4E [10] pour les infrastructures routières⁹ sont inférieures aux valeurs minimales relevées à l'échelle européenne pour les sections urbaines et périurbaines.

Figure 7 : Revue des études européennes sur la monétarisation du bruit dans le transport routier (en centimes d'€2000/véhicule-km)

Etudes		UNITE - Deliverable 11 (2003)	INFRAS (2008)	DR – SETRA – D4E (2003)	Rapport Boiteux (2001)
Coût des nuisances sonores (c€2000/v.km*)	Urbain	VL : [0,25 ; 1,76] PL : [10,4 ; 34,9]	VL : [0,81 ; 2,0] PL : [8 ; 19,2]	VL : 0,03 PL : 0,23	1,23
	Périurbain		VL : [0,04 ; 0,13] PL : [0,5 ; 1,3]		0,46
	Interurbain	VL : [0,001 ; 0,13] PL : [0,01 ; 3,4]	VL : [0,01 ; 0,02] PL : [0,07 ; 0,15]		0,04
Remarques sur la méthode		Calcul basé sur des relations dose-réponse (identiques à celles utilisées dans le projet HEATCO pour les effets sanitaires).	Méthode de l' <i>Impact Pathway Approach</i> (bottom-up), avec des valeurs différenciées selon le volume de trafic (faible ou dense).	Méthode des coûts d'évitement, basée sur le montant de la mise en oeuvre du programme national de réduction des points noirs.	Méthode des prix hédonistes. Calcul du CERTU.

Source : Sétra (2010)

Figure 8 : revue des études européennes sur la monétarisation du bruit dans le transport ferroviaire (en centimes d'€2000/véhicule-km)

		UNITE - Deliverable 11 (2003)	INFRAS (2008)	Rapport Boiteux (2001) ou autres études françaises
Coût des nuisances sonores (c€2000/v.km)	Urbain/ Périurbain	Jour : [10,6 ; 102,8] Nuit : [35,0 ; 174,0]	Jour : [10,4 ; 40,1] Nuit : [34,4 ; 67,7]	Il n'existe pas à l'heure actuelle de calculs détaillés proposant des valeurs du bruit en c€/v.km pour la France.
	Interurbain (voyageurs)	Jour : [1,3 ; 2,6] Nuit : 4,4	Jour : [1,3 ; 2,6] Nuit : 4,3	
	Interurbain (marchandises)	Jour : [2,6 ; 5,0] Nuit : 8,6	Jour : [2,6 ; 5,0] Nuit : 8,5	
Remarques sur la méthode		Calcul basé sur des relations dose-réponse (identiques à celles utilisées dans le projet HEATCO pour les effets sanitaires).	Méthode de l' <i>Impact Pathway Approach</i> (bottom-up), avec des valeurs différenciées selon le volume de trafic (faible ou dense).	

Source : Sétra (2010)

- L'étude UNITE fournissant des résultats aux conditions économiques de 1998, les valeurs indiqués dans les figures 7 et 8 ont été ramenées à l'année de référence 2000 en indexant le coût des impacts sanitaires sur l'évolution de la consommation finale des ménages par tête (aucune règle d'évolution liée au renforcement des normes d'émissions sonores des véhicules en fonction des progrès technologiques n'a été retenue).

⁹ Les valeurs indiquées dans la colonne "DR – Sétra – D4E (2003)" de la figure 7 ont été agrégées selon les niveaux de trafic VL et PL observés sur les autoroutes et routes nationales lors du sondage de circulation 2004-2005.

Pour les émissions de gaz à effet de serre

Il ressort de la revue des principales études ayant traité de la monétarisation des émissions de gaz à effet de serre (GES) depuis 2001 (figure 9) que, malgré des approches généralement similaires (méthode des coûts d'abattement et objectifs de réduction des émissions identiques), l'amplitude des valeurs résultantes est relativement élevée (entre 20 et 180 €2008 la tonne de CO₂ à l'horizon 2050). La trajectoire centrale recommandée en 2008 par le Centre d'Analyse Stratégique (CAS) se situe dans le haut de la fourchette des valeurs relevées à l'échelle internationale, tandis que celle proposée en 2001 dans le rapport « Boiteux II » est voisine de la moyenne des valeurs relevées à l'échelle internationale.

Figure 9 : Revue des études internationales sur la valeur de la tonne de CO₂ (en €2008/tonne)

Etudes		Stern Review (2006)	Grande-Bretagne (DEFRA – 2007)	Etats-Unis	INFRAS (2008)	Rapport Boiteux (2001)	CAS (2008)
Valeur du CO ₂ en €2008/t	2010	49 [32 ; 65] (horizon 2015)	37 [34 ; 45]	[20 ; 54] (horizon 2020)	25 [7 ; 45]	32	32
	2030	27 [16 ; 45]	56 [50 ; 67]	[36 ; 81]	55 [22 ; 70]	57	100
	2050	18 [- 41 ; 81]	83 [74 ; 99]	[98 ; 177]	85 [20 ; 180]	104	200 [150 ; 350]
Méthode utilisée		Coûts d'abattement	Coûts d'abattement	Coût des dommages	Coûts d'abattement (2010-2020) et coûts des dommages (2020-2030)	Coûts d'abattement	Coûts d'abattement
Objectifs de réduction des émissions		Réduction de 75 % d'ici 2050.	550 ppm en 2050 (basés sur les conclusions du rapport Stern)	450, 550, 650 et 750 ppm en 2050 (4 scénarios)	Protocole de Kyoto	Protocole de Kyoto	Réduction de 20 % d'ici 2020 (objectifs européens)
Taux d'actualisation		1,4 %	3,5%	[3 % ; 7 %]	4 %	8 % puis 4 % décroissant à partir de 2005	4 % puis décroissant
Remarques sur la méthode		Coût des dommages (550 ppm en 2050): 25€/ tCO ₂ [21 ; 71] (horizon 2050).	Croissance de la valeur de 2% par an.	Résultats du U.S. Climate Change Science Program. (change de 1 € pour 1,3 \$)		Valeur tutélaire résultat d'un compromis.	Voir la description de la méthode donnée plus bas.

Source : CAS (2008) et Sétra (2010)

Prise en compte des évolutions rencontrées depuis 2001

Certaines orientations se dégagent de la littérature française et étrangère publiée au cours de la dernière décennie, permettant d'identifier les champs à investir pour améliorer la monétarisation des externalités environnementales dans le bilan socio-économique. Les conséquences de la prise en compte de ces possibles marges d'évolution pour les valeurs tutélaire actuellement utilisées en France sur le résultat du bilan socio-économique sont illustrées sur un exemple réel d'évaluation de projet routier, le contournement autoroutier d'Arles.

Les évolutions de la connaissance des effets sanitaires de la pollution atmosphérique et de leur monétarisation au cours du temps

La méthodologie de l'étude de l'OMS de 2000 sur laquelle se basent les valeurs tutélaire de la pollution atmosphérique a été assez critiquée à sa sortie (transférabilité des résultats d'une étude de cohorte américaine à un cas européen, durée d'exposition des populations et niveau de pollution de

référence). Face à ces incertitudes, des hypothèses prudentes ont été prises par le groupe Boiteux, qui retient la fourchette basse du nombre de décès imputables à la pollution atmosphérique (un test de sensibilité à + 70 %, qui correspond à la valeur centrale, est aussi préconisé et repris dans l'Instruction cadre).

Les études menées depuis 2001 semblent aller dans le sens d'une révision à la hausse des valeurs tutélaires accordées à la pollution atmosphérique :

- la méthodologie employée par l'OMS en 2000 a été validée dans un rapport publié en 2005 [11] et deux études de cohorte sur les effets sanitaires de la pollution atmosphérique réalisées en Europe, notamment une en France [12], confirment les résultats américains ;
- bien que le nombre de décès attribués à la pollution atmosphérique ait généralement été revu à la baisse par rapport à la valeur centrale retenue par l'OMS, seule la mortalité à long terme est prise en compte dans ces études alors que des travaux de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire et Environnementale (AFSSE) [13] et de l'OMS [14] montrent qu'il existe des risques à court terme qui, bien que quantifiés, ne sont pas monétarisés.

Ces évolutions autorisent une actualisation du coût de la pollution atmosphérique, sur la base de la valeur centrale du nombre de décès recommandée par l'OMS (principe de précaution pour les effets sur la mortalité à court terme imputables à la pollution atmosphérique). La révision du taux d'actualisation de 2005 doit aussi être prise en compte, ce qui amène à une multiplication des valeurs par un coefficient compris entre 2 et 3. L'utilisation de telles valeurs sur l'exemple du contournement autoroutier d'Arles (valeurs tutélaires multipliées par 2,7) illustre la sensibilité du bilan socio-économique à ces modifications, avec un bénéfice dû à la réduction des émissions de polluants passant de 1,8 à 4,8 % de l'avantage global du projet (qui désigne ici, et dans la suite de l'article, la somme des valeurs absolues de chacun des avantages pris en compte dans le bilan socio-économique).

De plus, les hypothèses d'évolution des émissions polluantes fixées dans l'Instruction cadre pour le secteur routier (- 5,5 % par an pour les VL et - 6,5 % par an pour les PL pour la période 2000-2020, stable au-delà) semblent optimistes, comme le montrent les inventaires réalisés par le Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA) entre 2000 et 2008 pour les émissions de NOx et de PM10 (réductions annuelles respectives de 2,8 et 3,4 %). L'augmentation des valeurs tutélaires peut donc s'accompagner d'une révision de la règle d'évolution des valeurs au cours du temps, qui doit s'appuyer sur une actualisation des données concernant le parc roulant. Ces travaux sont indispensables pour améliorer la prise en compte de l'évolution des émissions au cours du temps (inertie pour prendre en compte les normes et réglementations sur les émissions de polluants) et pour disposer d'une meilleure estimation de la part des véhicules diesel (rôle accru dans les émissions de particules). La seule modification de la règle d'évolution des valeurs tutélaires de la pollution atmosphérique au cours du temps sur l'exemple du contournement autoroutier d'Arles (réduction annuelle de 4 % des émissions de polluants pendant la période 2000-2020 pour les VL et les PL) entraîne une augmentation d'un point de l'avantage lié à la pollution atmosphérique au sein de l'avantage global du projet.

L'apport des cartes de bruit stratégiques

Avec les cartes de bruit stratégiques, la mise en application de la directive 2002/49/CE [15] fournit un volume d'informations conséquent sur le bruit causé par les infrastructures de transport. L'exploitation de ces données permet d'obtenir des coûts du bruit par type de sections et par type de milieux traversés en €/v-km, plus simples à utiliser pour calculer un avantage de bruit dans le bilan socio-économique. Il s'agit pour cela de monétariser l'exposition des populations au bruit indiquée dans les cartes de bruit stratégiques (en personnes/dB(A)) à l'aide de coûts annuels par personnes exposées (en €/personnes/dB(A)) tels que ceux relevés dans le projet HEATCO [16] (qui sont du même ordre que les valeurs retenues par le groupe Boiteux).

Cette démarche permet de proposer une méthode simplifiée afin d'introduire le bruit, qui reste la principale nuisance due au transport ressentie au domicile, dans le bilan socio-économique de projet. Toutefois, la mise en oeuvre de ce calcul sur l'exemple du contournement autoroutier d'Arles aboutit à un coût lié au bruit qui reste marginal (il représente 1 % de l'avantage global du projet, contre 0 % à l'heure actuelle).

Les progrès des modèles de prédiction du coût du changement climatique

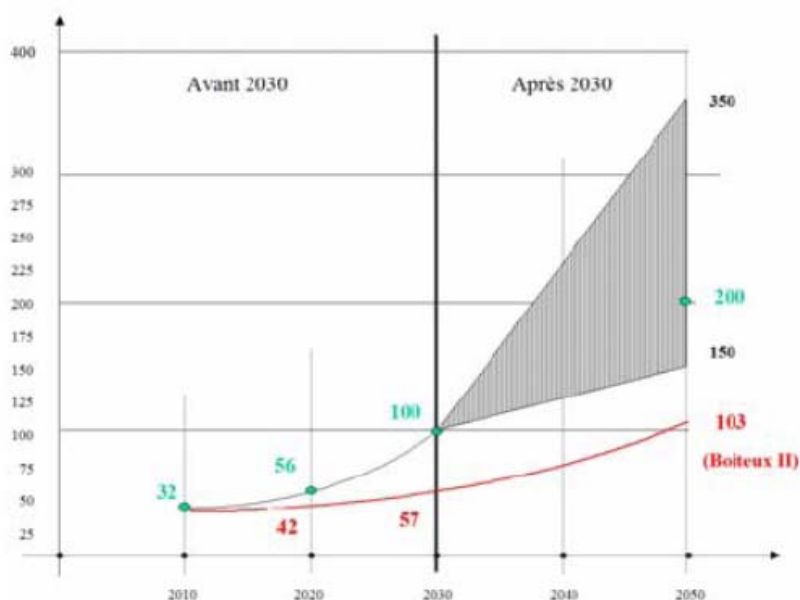
Les modèles économiques utilisés pour établir le coût du changement climatique dû aux émissions anthropiques de GES ont évolué depuis 2001 :

- en améliorant les données d'entrée (conclusions du 4^{ème} rapport du GIEC rendues en 2007) et en intégrant les évolutions politiques, notamment les objectifs de réduction des GES à l'échelle nationale et internationale (entrée en vigueur du protocole de Kyoto, engagements de réduction de 20 % des émissions de GES de l'Union Européenne à l'horizon 2020¹⁰ repris dans la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement) ;
- en progressant sur le plan technique (possibilités d'intégrer les innovations technologiques, description des stocks et des flux d'énergie, effets des politiques de réduction, ...) et en élargissant l'horizon de la modélisation (possibilité de couplages avec des modèles climatiques ou des modèles de contrôle optimal).

Le rapport rendu par le CAS en 2008 [17], sur la base des ordres de grandeurs fournis par la simulation de trois scénarios¹¹ avec GEMINI-E3 (modèle d'équilibre général de l'économie mondiale), POLES (modèle d'équilibre partiel du système énergétique), IMACLIM-R (modèle d'équilibre général hybride) et un modèle de contrôle optimal des ressources, propose des trajectoires de valeur pour la tonne de CO₂ (figure 10). La trajectoire centrale est établie selon trois hypothèses principales :

- une valeur de 100 € la tonne de CO₂ à l'horizon 2030, afin de refléter l'ambition des politiques européennes de réduction et les difficultés de développement de technologies peu émettrices d'ici cette date ;
- l'application d'une règle de Hotelling pour l'évolution de la valeur de la tonne de CO₂ entre 2030 et 2050, avec une croissance au rythme du taux d'actualisation (4 %) entre 2030 et 2035 puis supérieure au-delà de cette date (le taux d'actualisation passe à 3,5 % en 2035, puis à 3 % après 2055) ;
- une valeur de la tonne de CO₂ en 2010 identique à celle recommandée dans le rapport Boiteux, qui croît ensuite jusqu'à la valeur de 100 € retenue pour 2030 (continuité de la valeur afin d'assurer la cohérence de l'action publique).

Figure 9 : Trajectoires de la valeur du CO₂ recommandées par le CAS (en €/2008/t)



Source : CAS (2008)

¹⁰ Cet engagement de réduction peut être de 30% "pour autant que d'autres pays développés s'engagent à atteindre des réductions d'émissions comparables et que les pays en développement plus avancés sur le plan économique apportent une contribution adaptée à leurs besoins et à leurs capacités respectives"

¹¹ La simulation de trois scénarios permet de proposer à l'horizon 2050 une valeur haute (scénario "Europe seule", sans engagement international dans la lutte contre le changement climatique) et une valeur basse de la tonne de CO₂ (scénario "mondial volontariste", avec coopération internationale sur des objectifs de réduction très élevés), en plus de la valeur centrale (scénario mixte, selon les engagements européens de réduction : 20 % de réduction horizon 2020 et entre 60 et 80 % horizon 2050).

Avec la trajectoire haute préconisée par le CAS sur l'exemple du contournement autoroutier d'Arles, le coût lié à l'accroissement de l'effet de serre dans le bilan socio-économique s'accroît (il passe de 2,1 à 5,4 % de l'avantage global du projet¹²), de sorte à lui donner une place visible conformément aux orientations politiques prises dans la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (orientation de la prise de décision des pouvoirs publics vers des investissements moins émetteurs de gaz à effet de serre).

La monétarisation de la biodiversité

La préservation de la biodiversité est un des principaux engagements qui a été pris lors du Grenelle de l'environnement. Par conséquent, sa valorisation doit être mise en œuvre dès que la réalisation d'un projet d'infrastructure, après prise en compte des mesures d'évitement, de réduction et de compensation des dommages préconisées par les réglementations en vigueur, nuit aux écosystèmes traversés. Les apports de l'écologie fonctionnelle et les différentes études menées à l'échelle internationale sur la question des services rendus par les écosystèmes (Millenium Ecosystem Assessment [18], The Economics of Ecosystems and Biodiversity [19], ...) donnent des éléments de monétarisation de la perte de biodiversité, sur lesquels s'est appuyé le CAS [20] pour proposer des valeurs de référence pour deux types d'écosystèmes, les forêts tempérées (entre 500 et 2 000 €2009/ha/an) et les prairies (600 €2009/ha/an en ordre de grandeur). La poursuite de ce travail pour l'ensemble des dix sept écosystèmes répertoriés en France (travaux du MEA France) peut permettre de fixer des valeurs de la perte de biodiversité sur l'ensemble du territoire national.

L'introduction d'une telle valeur tutélaire sur l'exemple du contournement autoroutier d'Arles nécessite d'émettre plusieurs hypothèses :

- une valeur très forte de 70 000 €2009/km par an a été retenue (sur la base d'un ratio de 7 ha/km entre le linéaire et l'emprise de l'autoroute) pour tenir compte de la sensibilité du territoire traversé (proximité du Parc régional de la Camargue) ainsi que de l'absence de capacité de substitution, faute de données plus spécifiques pour la valorisation des écosystèmes impactés par le projet ;
- une règle d'évolution¹³ modeste, indexée sur l'indice des prix à la consommation des ménages, est suivie du fait de l'absence d'estimation de la part de la valeur retenue à mettre sur le compte des fonctions de fixation et de stockage du carbone d'une part et de la volonté de ne pas surestimer à la fois la valeur et la règle d'évolution retenues d'autre part.

Cette première approximation aboutit à l'introduction dans le bilan socio-économique d'un coût lié à la perte de biodiversité, qui reste toutefois marginal (de l'ordre de 1 % de l'avantage global). Le "poids monétaire" accordé à cette perte dans le bilan socio-économique de projets d'infrastructures est relativement proche de celui accordé à l'heure actuelle aux autres externalités environnementales.

Un poids des externalités environnementales dans le bilan socio-économique dépendant de la valeur du temps

Les bénéfices retirés des gains de temps apportés par la mise en service d'une infrastructure de transport sont prépondérants par rapport aux autres avantages procurés par le projet (80 à 95 % de l'avantage global). Le niveau des valeurs du temps utilisé détermine par conséquent le poids relatif des autres avantages dans les projets de transport. Toute variation de ces valeurs impacterait donc directement le résultat du bilan socio-économique de projet. De nouvelles réflexions seraient ainsi nécessaires pour :

- dresser l'état de l'art de l'évolution des connaissances scientifiques depuis 2001 sur cette question des valeurs du temps ;
- vérifier si les valeurs actuellement recommandées en France sont encore dans leur domaine de validité.

¹² L'avantage lié à l'effet de serre représente 3,6 % de l'avantage global du projet lorsqu'il est calculé avec la trajectoire centrale préconisée par le CAS.

¹³ Pour la règle d'évolution des valeurs, le CAS distingue la croissance des valeurs accordées à la fixation et au stockage du carbone (croissance suivant les recommandations données par le CAS en 2008 sur la valeur tutélaire du carbone) de celles des autres services rendus par les écosystèmes.

Encadré 1 : Le Handbook on estimation of external costs in the transport sector

Un modèle d'évaluation des coûts externes, commandé par la Direction Générale TRansports et ENergie (DG TREN) de la Commission Européenne, a été réalisé par des universitaires et des bureaux d'études spécialisés dans les transports, notamment CE Delft (Pays-Bas) et INFRAS (Suisse). Ce travail est une revue des recherches et des études existantes sur l'évaluation des coûts externes dans le secteur des transports. Présenté en décembre 2007, il s'inscrit dans le cadre d'une étude plus large sur les mesures et les politiques d'internalisation des coûts externes dus au transport (*Internalisation Measures and Policies for All external Costs of Transport – IMPACT*). Il a été complété par deux livrables supplémentaires, sur les coûts d'infrastructures en Europe (avril 2008) et les politiques et mesures d'internalisation en Europe (juin 2008).

Le *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* présente les différentes méthodes utilisées pour la valorisation des coûts externes en Europe et les données nécessaires pour les mettre en oeuvre, ainsi que les résultats obtenus et pouvant être recommandés à la Commission Européenne [7]. Les principaux travaux consultés sont :

- les projets de recherche européens (UNITE, ExternE, GRACE, HEATCO) et nationaux (notamment ceux menés en Suisse, Grande-Bretagne, Pays-Bas, Allemagne et Autriche) sur l'estimation des coûts externes ;
- les politiques de tarification nationales (les péages urbains de Londres et Stockholm ou la vignette pour les poids lourds en Suisse par exemple) ;
- les précédents travaux menés au niveau de l'Union Européenne (UE).

Cette large revue permet de fournir, en cas de besoin, des valeurs européennes de référence pour les coûts externes traditionnellement valorisés (pollution de l'air, bruit et effet de serre). Elle s'est aussi intéressée à des externalités rarement prises en compte à l'heure actuelle dans l'évaluation socio-économique, par manque d'études sur le sujet et/ou par absence de valorisations, telles que la perte des habitats naturels ou la pollution des sols et des eaux. Ces valeurs fournissent, lorsqu'il n'y a pas à disposition de coûts spécifiques au pays ou au contexte rencontré, des bases de valorisation intéressantes. Leur utilisation appelle toutefois à prendre quelques précautions, dans la mesure où certaines de ces valeurs sont issues d'études spécifiques à un pays et ne sont alors pas représentatives de la moyenne européenne ni de la diversité des situations nationales.

Bibliographie

- [1] Commissariat Général du Plan
Transports : choix des investissements et coût des nuisances
Rapport du groupe d'experts présidé par Marcel Boiteux, dit "Rapport Boiteux II", 2001
- [2] Comité des directeurs transport
Instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures
25 mars 2004 (mise à jour le 27 mai 2005)
- [3] Künzli, N.
Public-Health Impact of Outdoor and Traffic-Related Air Pollution : an European Assessment
The Lancet, vol. 356, Septembre 2000
- [4] CADAS
Évaluer les effets des transports sur l'environnement : le cas des nuisances sonores
1999
- [5] Passchier-Vermeer, W., Vermeer, W.F.
Noise Exposure and Public Health
Environmental Health Perspectives, vol. 108, Mars 2000
- [6] Commissariat Général du Plan
Révision du taux d'actualisation des investissements publics
Rapport du groupe d'experts présidé par Daniel Lebègue, dit "Rapport Lebègue", 2005

- [7] Commission Européenne
Handbook on estimation of external costs in the transport sector – IMPACT
2007
- [8] Commission Européenne
Deliverable 11: Environment marginal cost case studies – UNITE
2003
- [9] CERTU – ADEME
Etablir un compte déplacements à l'échelle locale
2005
- [10] Ministère de l'équipement, des transports, du logement, du tourisme et de la mer / Ministère de l'écologie et du développement durable
Couverture des coûts des infrastructures routières – Analyse par réseaux et par sections types du réseau routier national
2003
- [11] Organisation mondiale de la santé
Health effects of transport-related air pollution
2005
- [12] Filleul, L. et al.
25-year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey
Occupational and Environmental Medicine, vol. 62
2005
- [13] AFSSE
Impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine – Rapport 1 : Estimation de l'impact lié à l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité par cancer du poumon et par maladies cardio-respiratoires en 2002 avec projections d'ici 2020
2004
- [14] Commission économique pour l'Europe des Nations unies – Organisation mondiale de la santé
Transport-related health impacts and their costs and benefits with a particular focus on children
Contribution française au Pan European Program for Transport, Health and Environment
2004.
- [15] **Directive 2002/49/CE** relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement
- [16] Commission Européenne
Derivation of fall-back values for impacts due to noise – Annex E to HEATCO deliverable 5, 2006
- [17] Centre d'Analyse Stratégique
La valeur tutélaire du carbone
Rapport de la commission présidée par Alain Quinet, 2008
- [18] World Resources Institute
Ecosystems and human well-being – Biodiversity synthesis
A report of the Millenium Ecosystem Assessment, 2005
- [19] Commission Européenne
L'économie des écosystèmes et de la biodiversité – Rapport d'étape
Rapport d'un groupe de travail international rédigé sous la responsabilité de Pavan Sukhdev
2008
- [20] Centre d'Analyse Stratégique
Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique
Rapport du groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis, 2009

Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage

Le cas de l'aluminium, du verre, des plastiques et des papiers/cartons

Doris Nicklaus

Commissariat Général au Développement Durable
Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Le recyclage des déchets est en général plus favorable à l'environnement que leur stockage ou leur élimination. Il permet aussi de produire des matières sources de recettes financières. Le recyclage engendre ainsi des bénéfices économiques, environnementaux, et sociaux qui doivent être mis en regard des coûts financiers supplémentaires liés à la mise en place des filières de traitement (collecte spécifique, installations de traitement spécifiques). Pour aider à la décision, les travaux présentés ici ont conduit à donner une valeur monétaire aux impacts environnementaux du recyclage pour quatre matériaux : l'aluminium, le verre, les plastiques et les papier/cartons, principaux déchets ménagers actuellement recyclés. Sur le plan environnemental, le bilan coûts-avantages montre que le recyclage engendre en général des bénéfices environnementaux pour la collectivité, principalement grâce à l'économie de matière première vierge.

Ces résultats s'appuient sur une modélisation « basée sur le marché » et « systémique ». La monétarisation s'est principalement appuyée sur la méthode du coût des dommages. Les résultats sont sensibles aux hypothèses notamment à celles relatives à la matière première vierge substituée grâce au recyclage et au choix de répartition des impacts des processus multi-flux. Ils dépendent aussi de la valeur des facteurs de monétarisation pour la consommation des ressources naturelles et les émissions de gaz à effet de serre.

Les valeurs de monétarisation utilisées sont susceptibles d'évoluer avec l'amélioration des connaissances scientifiques et la parution de nouveaux résultats. Les ordres de grandeur fournis permettent d'orienter les politiques publiques en matière de recyclage mais aussi en vue de l'internalisation des coûts environnementaux de l'élimination afin de la tarifier à son vrai coût.

Afin de déterminer dans quelle mesure il est intéressant, du point de vue sociétal, de recycler davantage, les décideurs publics doivent disposer d'éléments chiffrés leur permettant de comparer les coûts et les bénéfices financiers, environnementaux et sociaux du recyclage. Les coûts et bénéfices environnementaux du recyclage ne sont pas, contrairement aux bénéfices financiers, directement perceptibles par les acteurs économiques en charge des politiques de gestion des déchets. Ils demandent des travaux de monétarisation permettant d'attribuer une valeur en euros aux impacts environnementaux négatifs (coûts) et positifs (bénéfices) du recyclage. L'étude se situe dans une optique de décision de l'augmentation du recyclage et évalue les conséquences environnementales du recyclage d'une tonne supplémentaire d'un matériau déterminé (en sortie de centre de tri). Elle évalue la différence entre ce que serait la situation sans cette décision de recycler une tonne supplémentaire et la situation avec cette décision.

Ceci amène à identifier les conséquences directes et indirectes qui accompagnent la mise à disposition d'une quantité supplémentaire du matériau considéré sur le marché des matières à recycler et donc sur un « système » généralement bien plus large que celui de la seule filière du matériau recyclé. Quelle sera l'utilisation effective du matériau X ? Quelle matière lui sera substituée ? Quels processus de production seront évités ? Quelles seront les technologies utilisées ? Comment sera utilisée la capacité d'incinération ou de stockage libérée grâce à l'augmentation du recyclage ?

Les principaux éléments méthodologiques

Réaliser un bilan des impacts environnementaux négatifs (coûts environnementaux) et positifs (bénéfices environnementaux) du recyclage

Le recyclage d'un matériau X génère des conséquences directes et indirectes à l'origine d'impacts environnementaux. Certaines sont négatives : ainsi, la mise en œuvre du procédé de recyclage, le transport du matériau issu des déchets depuis le centre de tri jusqu'à l'endroit de son utilisation (industrie papetière dans le cas des papiers/cartons récupérés, industrie du verre dans le cas du verre d'emballage, ...) génèrent des émissions polluantes et des nuisances, et contribuent à l'épuisement des ressources naturelles. D'autres sont positives : l'utilisation des matériaux récupérés des déchets permet d'éviter l'extraction et le transport des matières premières vierges qu'ils remplacent. Le recyclage permet alors d'éviter pollutions et consommations de ressources naturelles.

Identifier et modéliser l'ensemble des conséquences (directes et indirectes) lié à l'augmentation du recyclage

Evaluer les impacts environnementaux liés à la décision de recycler davantage d'un matériau X consiste à faire le bilan des impacts environnementaux positifs et négatifs de toutes les conséquences directes et indirectes liées à cette décision. Ceci demande au préalable d'avoir bien identifié le système à analyser et les trois étapes à modéliser : 1) le processus de production de la matière recyclée ; 2) les processus évités grâce à la substitution de la matière vierge par la matière recyclée ; 3) l'élimination évitée de la matière recyclée.¹

L'exemple pour les emballages en plastiques permet d'illustrer la démarche. Les étapes à modéliser pour évaluer les conséquences de la décision de recycler une tonne supplémentaire de PEHD (polyéthylène haute densité) des emballages ménagers en tuyaux sont les suivantes :

➤ Etape 1 : Modélisation des impacts environnementaux liés au processus de recyclage du PEHD

- transport du centre de tri vers le recycleur qui transforme le PEHD récupéré en PEHD recyclé
- transformation du PEHD récupéré (sorti centre de tri) en PEHD recyclé (broyage, lavage, séchage, extrusion)
- transport du PEHD recyclé vers l'installation d'application (utilisation du PEHD recyclé en tuyaux
- transformation du PEHD recyclé en tuyaux
- transport du centre de tri vers le recycleur (transformation du PEHD récupéré en PEHD recyclé) et du recycleur vers l'installation d'application).

➤ Etape 2 : Modélisation des impacts environnementaux liés à la production vierge évitée

- fabrication de PEHD vierge évitée
- transport du producteur de matière vierge à l'utilisateur de cette matière (producteur de tuyaux)
- fabrication de tuyaux en PEHD vierge évitée.

➤ Etape 3 : Modélisation des impacts environnementaux de la fin de vie évitée : élimination en centre de stockage de déchets ultimes et ou en incinérateur évitée grâce au recyclage.

Identifier et analyser les effets en chaîne dans toutes les filières concernées

Le recyclage d'un matériau a des conséquences sur le cycle de vie du produit/matériau récupéré mais aussi sur le cycle de vie d'autres matériaux : par exemple la matière substituée (les ressources énergétiques fossiles), les coproduits éventuels, et sur d'autres filières. L'identification des limites les plus pertinentes du système à étudier pour tenir compte de ces effets est déterminante dans le bilan environnemental du recyclage.

L'exemple du recyclage des papiers/cartons permet d'illustrer les conséquences « en chaîne » de la décision de recycler une tonne supplémentaire de matériau.

¹ Le système étudié porte sur les flux à la sortie de l'installation de tri ce qui sous-estime les coûts environnementaux. L'impact sur le bilan global du recyclage est néanmoins faible.

Le recyclage d'une tonne supplémentaire de papiers/cartons a des conséquences non seulement sur le matériau considéré (papier/carton) mais également sur la ressource en bois et les ressources énergétiques. Les hypothèses relatives à l'équilibre des marchés de ces ressources et la modélisation qui en découle déterminent très fortement les résultats.

- **Conséquence 1** : Le recyclage d'une tonne supplémentaire de papier/carton amène à mettre sur le marché une tonne supplémentaire de ce matériau et va donc modifier l'équilibre sur ce marché.
- **Conséquence 2** : Les papiers/cartons récupérés sont utilisés dans l'industrie papetière, pour la fabrication de papier et se substituent à de la pulpe vierge. Ainsi, l'utilisation des papiers/cartons récupérés pour la production de papier est en concurrence avec une utilisation de pulpe vierge et donc avec une utilisation du bois.
- **Conséquence 3** : Le recyclage du papier permet une diminution des consommations de bois, ressource dès lors disponible pour une autre utilisation. Le recyclage du papier agit donc sur le marché de la ressource en bois. L'utilisation effective de cette ressource libérée dépendra du marché de la ressource en bois :
 - *si la demande en bois est inférieure à l'offre*, le bois non utilisé pour la production de papier grâce au recyclage de papier/carton reste sur pied (en l'absence d'utilisation par une autre filière économique). Dans une perspective de long terme, cette hypothèse perd toutefois de sa pertinence.
 - *si la demande en bois est supérieure à l'offre*, la ressource en bois libérée grâce au recyclage du papier/carton sera utilisée pour le chauffage en substitution d'autres sources d'énergie. La nature des énergies substituées varie néanmoins selon que les énergies renouvelables sont ou non compétitives par rapport aux sources d'énergie fossiles.
- **Conséquence 4** : Selon les conditions du marché des ressources énergétiques, le recyclage du papier peut générer une diminution des consommations d'énergie fossile ou d'autres sources d'énergies renouvelables.

Exprimer les impacts environnementaux physiques en valeur monétaire sur la base des effets ressentis²

Le bilan du recyclage est exprimé en unités physiques de polluants dans l'eau, dans l'air, dans le sol, de la consommation des ressources naturelles (y compris le sol) et les nuisances diverses (bruit, odeur, insécurité, effets visuels). Ces flux élémentaires, émissions, consommations ou nuisances, sont à l'origine de catégories d'impacts concrets appelés effets intermédiaires (effet de serre, eutrophisation, acidification de l'air, consommation de ressources naturelles, ...) qui conduisent à des effets ressentis par les êtres humains (perte de la qualité de vie, perte d'années de vie) (cf. encadré 1).

La monétarisation consiste à attribuer une valeur économique (monétaire) à l'effet ressenti. La principale méthode utilisée ici est celle des coûts des dommages. Ces méthodes reposent sur des coûts réels quantifiables et peuvent servir d'évaluation minimum des coûts pour la société attribuables à l'effet ressenti. Elles incluent la méthode de réparation des dommages ou encore la méthode des dépenses de protection³.

Rapportée au flux élémentaire, la valeur monétaire permet de calculer le facteur de monétarisation, c'est à dire le ratio entre les effets ressentis en € et le flux élémentaire qui est responsable de cet impact. Il s'exprime en € par unité physique. On obtient la valeur du dommage créé par un flux élémentaire en multipliant sa valeur physique par le facteur de monétarisation.

La monétarisation suppose au préalable d'avoir déterminé la chaîne de conséquences entre flux élémentaires et effets ressentis. L'établissement d'un tel type de chaîne fait appel à des méthodes de type « impact pathway » ou fonction de dommage. Selon cette approche, les flux élémentaires susceptibles d'atteindre l'environnement sont quantifiés (la dose). Sur base de la connaissance des relations physiques et écologiques entre la pollution et son impact (fonction dose-effet) les effets intermédiaires sont quantifiés et transposés en effets réellement ressentis.

² L'ensemble de la démarche est détaillée dans le document de travail « Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications » [1].

³ L'article « Pourquoi et comment monétariser l'environnement ? » de ce numéro détaillent l'ensemble des méthodes existantes.

En l'absence de connaissance de ces relations, il n'est pas possible d'établir de facteurs de monétarisation. C'est le cas pour la catégorie d'impact éco-toxicité.

Des méthodes et des résultats en actualisation permanente

Les valeurs monétaires des effets environnementaux évoluent parallèlement au développement de la réflexion scientifique et à la parution de résultats de mesures et de modèles, nouveaux ou actualisés. Les valeurs des facteurs de monétarisation utilisées ici [1] sont ainsi susceptibles d'évoluer régulièrement. Elles font actuellement l'objet de travaux de mise à jour par le Commissariat Général du Développement Durable dont les résultats devraient être disponibles courant 2011.

Les principaux résultats de l'application de la méthode à quatre types de matériaux⁴

Le recyclage génère des bénéfices environnementaux particulièrement importants pour les matériaux issus des déchets ménagers pour lesquels les taux de recyclage sont les moins élevés à savoir l'aluminium et les plastiques. Ces bénéfices sont notamment dus à l'économie des matières premières vierges induite.

Le recyclage engendre en général des bénéfices environnementaux

Le coût environnemental du recyclage des quatre matériaux étudiés est inférieur au coût environnemental de leur élimination. Le recyclage d'une quantité supplémentaire des quatre matériaux étudiés génère des bénéfices environnementaux pour la société (coût environnemental négatif). Une valeur monétaire négative correspond ainsi à un bénéfice environnemental.

Ces bénéfices varient de 110 €/T pour le verre à 2 200 €/T pour l'aluminium (*cf. tableau 1*).

Les bénéfices varient non seulement en fonction de la nature du déchet récupéré mais aussi en fonction de l'utilisation du matériau récupéré et, *in fine*, de la matière première vierge substituée. Ils correspondent à l'utilisation d'un type précis de matériau récupéré pour une application précise. Par exemple, selon les flux de papiers/cartons étudiés, les bénéfices environnementaux s'échelonnent entre 210 et 410 €/tonne de matériau recyclé. Les résultats sont encore plus variables pour les plastiques (entre - 130 € et 1 030 €/tonne recyclée). Ces résultats ne sont donc pas extrapolables à l'ensemble des deux filières matériaux étudiées.

⁴ Compte tenu de l'hétérogénéité des papiers/cartons et des plastiques, ces matières ont été divisées en flux qui, à défaut d'être exhaustif, donnent un aperçu de l'étendue des coûts/bénéfices environnementaux de leur recyclage.

**Tableau 1 - Différence de coûts environnementaux entre le recyclage et l'élimination d'une tonne supplémentaire d'aluminium, de verre d'emballage, de papiers/cartons et de plastiques
Quelques exemples d'application (en euros2007)**

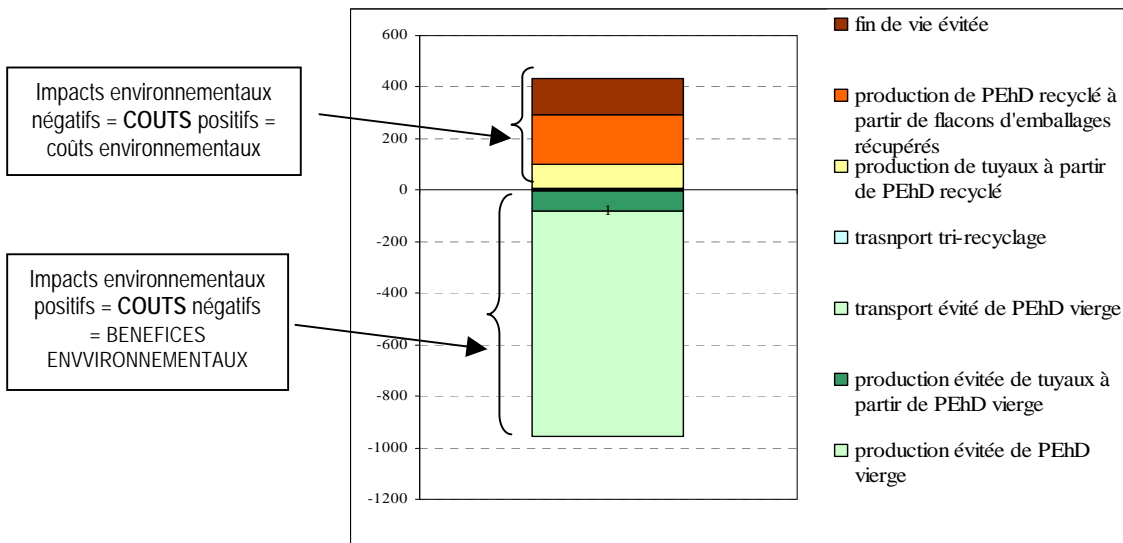
Matière	déchets (origine des matériaux)	Utilisation du matériau issu des déchets (hypothèse)*	Substitution de la matière recyclée (hypothèse)	Coût environnemental du recyclage en € ₂₀₀₇ /tonne (ordre de grandeur)
Verre	Verre d'emballage	verre blanc creux	Le calcin remplace les matières premières vierges nécessaires à la production de verre blanc (sable siliceux, carbonate de soude, calcaire, feldspath)	- 110
Aluminium	Aluminium en fin de vie (old scrap) provenant de la collecte ou du traitement des produits après usage. La composition de ce flux est variable	pièces de fonderie, aluminium désoxydant	L'aluminium récupéré remplace l'aluminium vierge	- 2 200
Papiers	Boîtes de céréales d'origine ménagère	carton ondulé	Les papiers cartons récupérés se substituent à de la pulpe chimique	- 400
	Cartons ondulés des commerces	carton ondulé		- 410
	Journaux (origine ménagère)	journaux	Les papiers cartons récupérés se substituent à la pulpe thermo-mécanique	- 290
	Papiers d'impression des bureaux	papier sanitaire	Les papiers cartons récupérés se substituent à de la pulpe chimique	- 210
Plastiques	Polyéthylène terephthalate (PET) d'emballages ménagers	bouteilles en PET recyclé	Le PET recyclé remplace du PET vierge	- 1 030
	Polyéthylène basse densité (PEBD) provenant de films	films en PEBD de type sacs poubelles	Le PEBD recyclé remplace du PEHD vierge	- 745
	Polyéthylène Haute densité (PEHD) d'emballages ménagers (flacons)	tuyaux	Le PEHD recyclé remplace du PEHD vierge	- 625
	Polychlorure de Vinyle (PVC) provenant de châssis de fenêtre	châssis de fenêtres en PVC	Le PVC recyclé remplace du PVC vierge	- 630
	Acrylonitrile Butadiène Styrène (ABS) provenant des déchets d'équipements électriques et électroniques	enveloppes de téléviseurs à écran plat	L'ABS recyclé remplace de l'ABS vierge	- 685
	Polystyrène (PS) provenant d'emballages thermoformés	meubles en PS recyclé	Le PS recyclé remplace du panneau de particules en bois	+ 130

(*) Le choix de l'application et de la matière substituée est basé sur une étude de marché et une discussion avec les professionnels du secteur

Source : CGDD, Données issues de « Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications » 2007 et « Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : le cas des papier/cartons et des plastiques » 2010.

Ces résultats correspondent au bilan global des impacts environnementaux des différentes étapes qui accompagnent le recyclage d'une tonne de matériau. Certaines de ces étapes contribuent positivement au recyclage : ainsi, l'utilisation du PEHD recyclée permet d'éviter la production de PEHD vierge et les impacts environnementaux associés générant un bénéfice de près de 900 € (cf. graphique 1). Par contre, la transformation des flacons de PEHD ménagers en PEHD recyclée génère des impacts environnementaux négatifs engendrant un coût de l'ordre de 200 € par tonne recyclée.

Graphique 1 - Répartition des bénéfices environnementaux du recyclage du PEhD des emballages ménagers récupérés en tuyaux



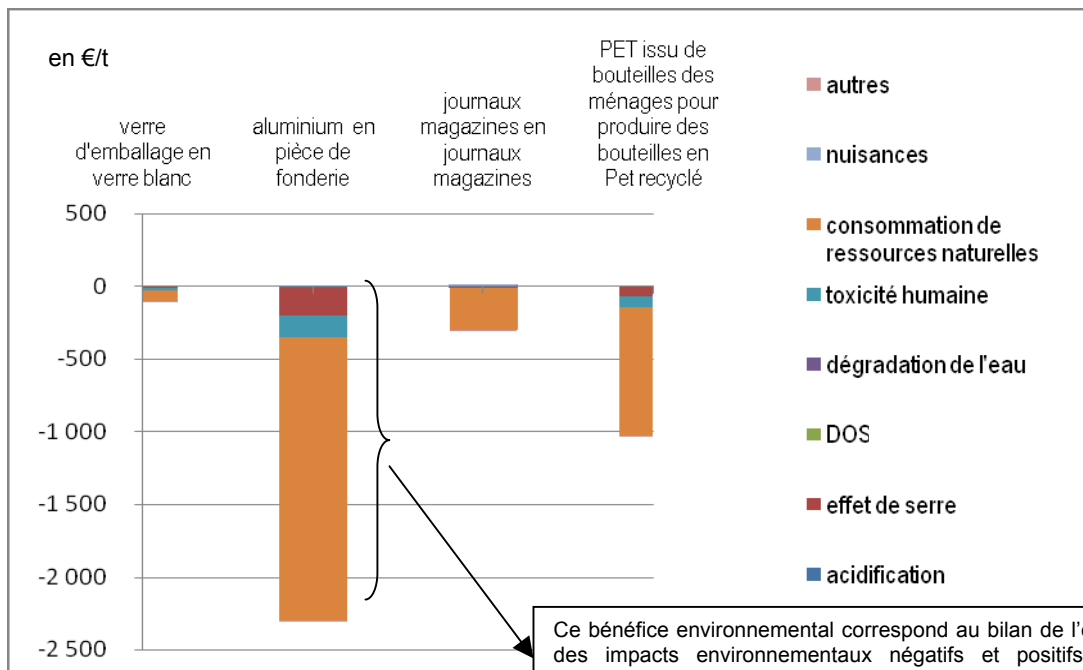
Remarque : la fin de vie évitée contribue de façon négative au bilan environnemental du recyclage. En effet, le plastique présente un bon potentiel énergétique qui, lorsqu'il fait l'objet d'une valorisation énergétique via l'incinération permet de produire de l'énergie qui se substitue à d'autres sources d'énergie.

Source : CGDD, 2010 [2]

Ces bénéfices sont principalement liés aux économies de ressources naturelles

Les bénéfices environnementaux du recyclage sont principalement liés aux économies de consommations de ressources naturelles et, dans une moindre mesure, à des gains sanitaires et à la réduction des émissions de gaz à effet de serre (cf. graphique 2). Les autres catégories d'impacts exprimés en valeur monétaire sont quasi négligeables.

Graphique 2 – Les principales composantes des bénéfices environnementaux du recyclage selon le type de déchet (exemples)



(*) DOS : destruction de l'ozone stratosphérique

Source : D4E 2007 [1]

Ce bénéfice environnemental correspond au bilan de l'ensemble des impacts environnementaux négatifs et positifs liés au recyclage de l'aluminium

	en €/tonne
Elimination de l'aluminium évité	- 14
Approvisionnement et traitement de l'aluminium « old scrap »	76
production primaire d'aluminium évitée	- 3105
production aluminium secondaire	736

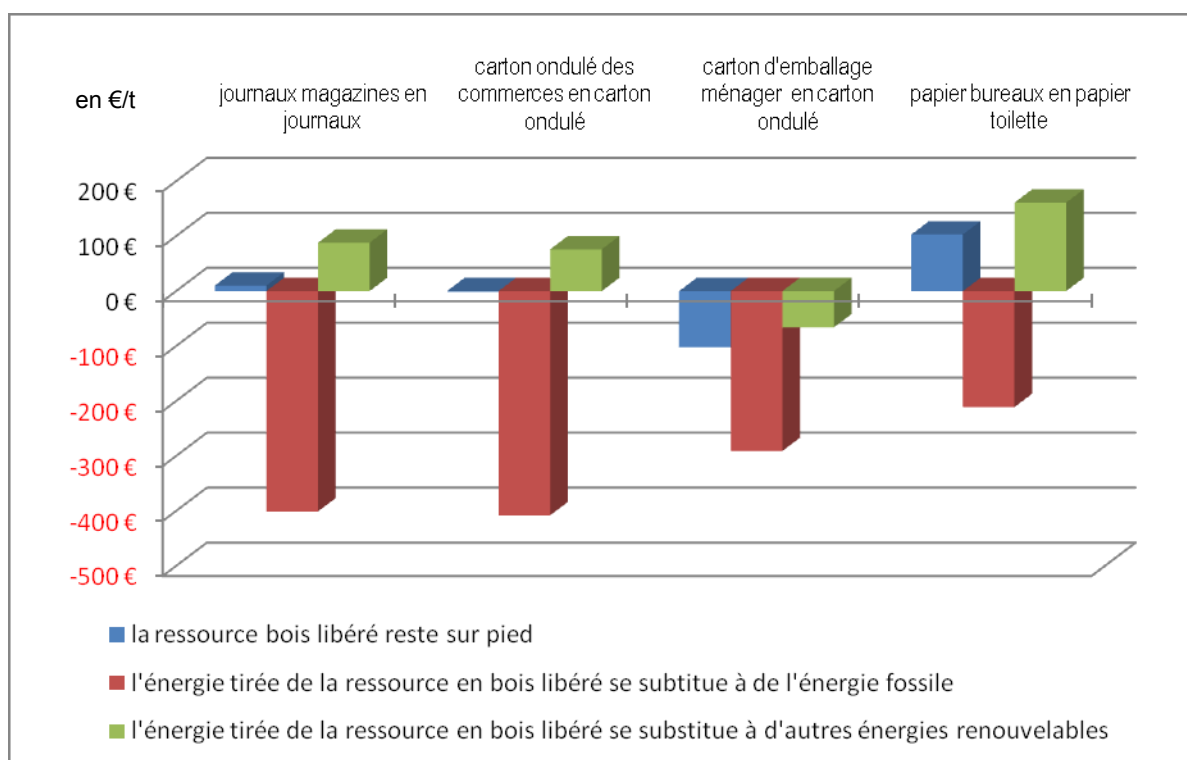
L'économie de la production primaire d'aluminium représente un bénéfice environnemental de 3 105 €/tonne d'aluminium recyclé. Ce bénéfice résulte essentiellement de l'économie de consommation d'électricité lors de la phase d'électrolyse (procédé très énergivore) et des émissions toxiques directes de cette même opération. Ces économies de consommation d'énergie impactent le bilan via les enjeux de consommation de ressources naturelles mais également via les enjeux de toxicité humaine et dans une moindre mesure d'effet de serre.

L'utilisation du polyéthylène téréphtalate (PET) récupéré pour la fabrication de nouvelles bouteilles en PET en substitution du PET vierge permet des bénéfices « consommation de ressources naturelles » chiffré à 885 €/tonne de PET recyclé, « toxicité humaine » à 75 €/tonne et « effet de serre » à 40 €/tonne.

Pour les papiers-cartons, l'utilisation évitée de la ressource bois alternative est déterminante. Ainsi, selon que cette ressource resterait sur pied ou se substituerait à des ressources énergétiques d'origine fossile ou renouvelables, le recyclage génère des impacts entre - 160 €/tonne (coûts) et 400 €/tonne (bénéfices) (*graphique 3*). Ces écarts selon le type d'énergie s'expliquent par le fait que la production de chaleur à partir du bois génère moins d'impacts environnementaux que le pétrole mais plus que les autres sources d'énergie renouvelables (émissions d'oxydes d'azote et de particules principalement). Dans ce dernier cas, les impacts environnementaux sont négatifs.

Graphique 3 – Coûts environnementaux du recyclage d'une tonne supplémentaire de papier/carton récupéré selon trois hypothèses d'utilisation alternative de la ressource bois

(en euros/tonne)



Source : CGDD 2010 [2]

Sensibilité des résultats à certaines hypothèses

Certains choix de modélisation influencent particulièrement les résultats de l'évaluation.

Le choix d'une modélisation « moyenne » ou « basée sur le marché »

C'est la cause principale de variation des bénéfices pour l'aluminium qui se situent entre 2 100 €/tonne (approche « moyenne ») et 2 300 €/tonne (approche « basée sur le marché »). Cette variante modifie principalement le mix technologique considéré pour la production de l'électricité consommée dans la production de l'aluminium primaire (production qui est évitée grâce au

recyclage de l'aluminium en aluminium secondaire). De façon générale, le mix énergétique exerce une influence importante lorsque les processus impliqués dans le recyclage ou la production des matières substituées sont énergivores

Les hypothèses relatives à la matière première vierge effectivement substituée grâce au recyclage

Dans la mesure où les impacts environnementaux associés aux économies de matières premières vierges constituent la part la plus importante des bénéfices environnementaux du recyclage, les hypothèses de substitution influencent particulièrement les résultats. Elles essaient, dans la mesure du possible, de se baser sur des études de marché (marchés des matières premières vierges et secondaires). Celles-ci ne permettent pas toujours d'opter pour un seul scénario. Ainsi, dans le cas des papier/cartons, trois hypothèses relatives à l'utilisation effective de la ressource en bois non consommé grâce au recyclage ont été évaluées.

Le choix d'allocation des impacts environnementaux dans le cas de procédés à plusieurs flux sortants et/ou entrants utiles

La production de verre à partir de matières premières vierges mobilise du carbonate de sodium dont la préparation délivre deux coproduits : le Na_2CO_3 , et le CaCl_2 . Selon certains auteurs [Wesnoes et Weidema] le CaCl_2 peu valorisé est fréquemment éliminé en centre de stockage ce qui justifie d'allouer 100 % des impacts de la production du carbonate de sodium au Na_2CO_3 . D'autres auteurs (Althaus et al.[5]) considèrent une base économique pour l'allocation des consommations et émissions de ce procédé aux coproduits ce qui revient à imputer 33 % des impacts au Na_2CO_3 , et 67 % au CaCl_2 . Selon qu'on utilise l'une ou l'autre de ses deux options les résultats des bénéfices environnementaux du verre se situent entre 108 € et 59 € par tonne de verre recyclé.

La valeur des facteurs de monétarisation utilisés pour la consommation de ressources naturelles non renouvelables et les émissions de gaz à effet de serre

La valeur de certains facteurs de monétarisation des impacts environnementaux qui contribuent le plus au bilan global du recyclage influence fortement les résultats : une augmentation de 20 % du facteur de monétarisation pour l'impact « consommations de ressources énergétiques non renouvelables » entraîne, selon la catégorie de papier/carton considéré, une augmentation de 15 à 20 % du bénéfice environnemental total ; une augmentation de la valeur économique de la tonne de CO_2 de 20 € à 96 € (selon qu'on considère un objectif plus ou moins ambitieux de réduction des gaz à effet de serre) augmente le bénéfice environnemental total de 10 à 40 %.

Les autres facteurs d'influence

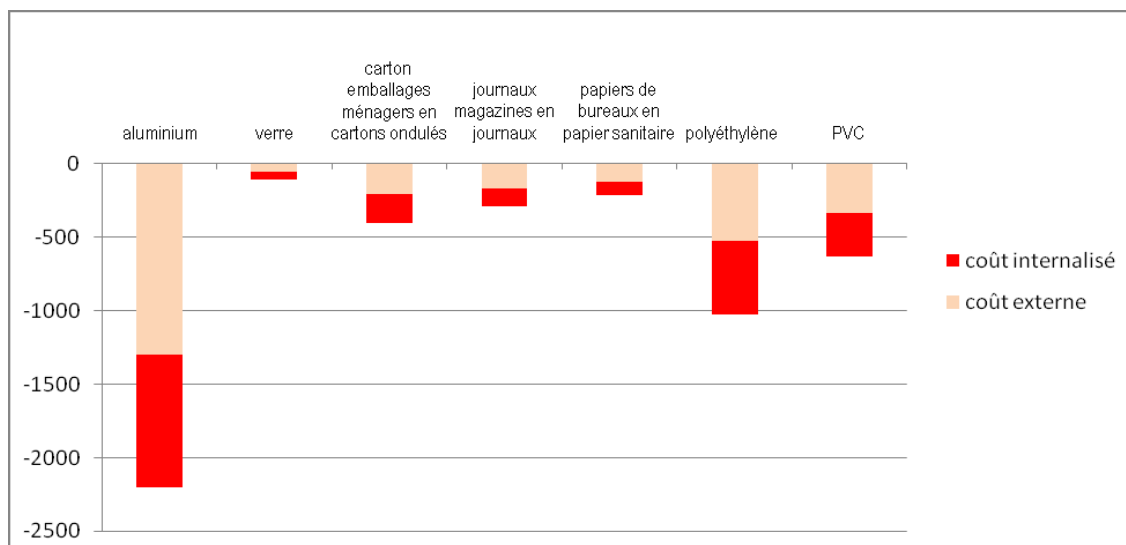
Le taux de substitution (voir glossaire) influence particulièrement le niveau des bénéfices environnementaux pour les plastiques. Le bénéfice est quasiment proportionnel au taux de substitution car l'économie de matière vierge représente la part la plus importante du bénéfice environnemental global.

Le rendement du procédé de recyclage (voir glossaire) joue un rôle important dans le bilan environnemental du recyclage des papiers/cartons. Ainsi, le recyclage des cartons ondulés, avec un rendement de 90 à 94 % génère un bénéfice environnemental de l'ordre de 200 € par tonne plus élevé que le recyclage des papiers de bureau en papier sanitaire dont le rendement est bien inférieur (entre 55 et 65 %).

Ces impacts environnementaux sont-ils pris en compte dans les décisions des acteurs économiques impliqués dans la gestion des déchets ?

L'analyse menée montre qu'entre la moitié et les deux tiers des coûts environnementaux du non-recyclage des matériaux étudiés ne sont pas internalisés (cf. graphique 4). L'internalisation des coûts externes (encadre 2), via la mise en place d'instruments économiques (par exemple taxe sur les matières premières vierges, taxes sur la mise en décharge ou sur l'incinération ou encore taxes sur les émissions polluantes) permettrait de faire supporter par le pollueur la totalité du coût environnemental de ne pas recycler davantage ces quatre matériaux. L'intégration dans le prix de l'activité du coût des externalités qu'elle génère permet de réduire l'activité génératrice de la pollution au profit d'activités moins impactantes.

Graphique 4 – Répartition du coût environnemental total entre coût externe et coût internalisé du non-recyclage actuel de quelques exemples de matériaux (en euros par tonne de matériau)



Source : CGDD, 2010 [2]

Des ordres de grandeur pour mieux orienter les décisions publiques

Les résultats chiffrés de l'étude présentent une incertitude importante qu'il importe de bien cerner au moment de tirer des conclusions. Les incertitudes sont de plusieurs types : les incertitudes liées à la modélisation (type de technologie concernée, réactions du marché), les incertitudes liées aux paramètres du modèle (obtention de données complètes, récentes, fiables et correspondant aux procédés à modéliser), les incertitudes liées aux facteurs de monétarisation.

Pour appréhender les incertitudes liées aux études de monétarisation, des analyses de sensibilité ont été systématiquement introduites. Elles permettent de conclure que les résultats sont des ordres de grandeur acceptables des impacts environnementaux liés au recyclage des matériaux étudiés.

Les coûts environnementaux totaux peuvent être utilisés dans le cadre d'orientations politiques globales et pour la mise en œuvre de mesures normatives (par exemple, interdiction de certains types d'équipements trop gros consommateurs d'énergies) ou informatives (qui visent à inciter les acteurs économiques à choisir des produits / systèmes moins impactants).

Les externalités environnementales sont intéressantes à déterminer pour la mise en œuvre d'instruments économiques basés sur les produits / systèmes (taxes sur les matières, les produits, les technologies) ou sur les flux élémentaires (taxes sur l'utilisation des ressources, sur les émissions, sur les nuisances). Seuls les instruments basés sur les flux élémentaires (par exemple les taxes sur les émissions) offrent l'avantage d'inciter la chaîne de production à s'améliorer, en même temps qu'ils défavorisent les produits / systèmes les plus impactants.

Encadré 1 – Flux élémentaires, effets intermédiaires, effets ressentis du recyclage

Les impacts environnementaux du recyclage peuvent être perceptibles à plusieurs niveaux (*tableau 2*) :

- * au niveau du flux élémentaire (polluants émis, ressource consommée, nuisance), c'est-à-dire du flux physique considéré ;
- * au niveau des effets intermédiaires : ce sont les catégories d'impacts générés par l'occurrence des flux élémentaires. C'est ainsi que les émissions répétées d'oxydes de soufre provoquent des dommages aux bâtiments (acidification de l'air) et des dommages aux lacs (acidification de l'eau). Les émissions de gaz à effet de serre sont à l'origine du réchauffement climatique.
- * au niveau des effets ressentis. Les effets intermédiaires affectent directement l'être humain en lui imposant des effets ressentis. Par exemple, les impacts relatifs à la toxicité humaine affectent la santé humaine en termes de mortalité, de qualité de vie, la catégorie « consommation de ressources naturelles » réduit l'accès à certaines ressources, ...

Donner une valeur monétaire aux impacts environnementaux du recyclage consiste à évaluer les dommages / bénéfices associés. Cela nécessite :

- de déterminer la relation de chaîne entre les flux élémentaires et les impacts ressentis *in fine* : ceci suppose d'établir la chaîne d'effets entre le flux élémentaire et l'effet ressenti. Cette chaîne est parfois complexe car les effets intermédiaires se scindent eux-mêmes en sous-étapes (existence de plusieurs étapes d'effets intermédiaires en cascade). L'établissement d'un tel type de chaîne fait appel à des méthodes de type « impact pathway » ;
- de déterminer la valeur monétaire des effets ressentis.

Tableau 2 : Les différents niveaux de perception des impacts environnementaux du recyclage

Flux élémentaires environnementaux	→ Effets intermédiaires	→ Effets ressentis
<ul style="list-style-type: none"> • Emissions dans l'air (kg) • Emissions dans l'eau (kg) • Emissions dans le sol (kg) • Consommations de ressources naturelles (kg, m³, l) • Nuisances (unités de mesures diverses) 	<ul style="list-style-type: none"> • Acidification de l'air • Effet de serre • Destruction de la couche d'ozone • Toxicité humaine • Toxicité envers les écosystèmes • Dégradation de la qualité des eaux • Consommation de ressources naturelles • Dommages aux structures • Effets sur les cultures • Nuisances 	<ul style="list-style-type: none"> • Pertes d'années de vie (humaine) • Perte de qualité de vie : <ul style="list-style-type: none"> - Dégradation de la santé - Désagréments - Réduction (perte)d'accès aux ressources d'agrément (patrimoine culturel, naturel, historique), biodiversité (faune et flore), matérielles (ressources fossiles, minérales, biomasse, sol, eau).

Source : D4E, 2007 [1]

Encadré 2 – L'internalisation des coûts externes

De l'ensemble des coûts/bénéfices qu'une activité génère *in fine* sur la société, seule une partie se trouve intégrée dans la détermination du prix sur le marché de l'activité (ou des biens et services y correspondant dans la mesure où les coûts de production sont répercutés sur le consommateur).

Les coûts environnementaux totaux sont toutes les conséquences liées aux consommations de ressources naturelles, aux émissions de polluants, et aux nuisances (bruit, odeurs....).

Les coûts environnementaux externes (ou « externalités environnementales ») sont les dommages environnementaux qui ne sont pas supportés financièrement par la chaîne.

L'internalisation repose sur le principe du pollueur payeur et consiste à faire supporter par le pollueur les frais résultant des dommages, des mesures de prévention ou de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci.

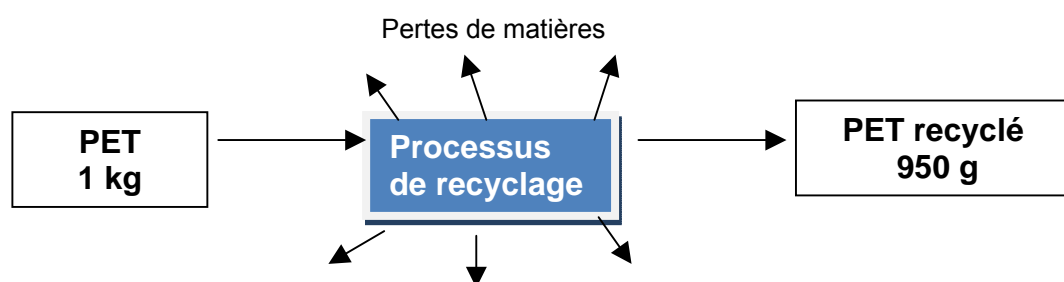
Glossaire

Impacts environnementaux : ensemble des impacts qui ont pour origine un flux environnemental : émissions de polluants, consommations de ressources naturelles, nuisances (bruit, odeur, insécurité, perte de temps, effets visuels). Il existe deux autres types d'impacts : les impacts économiques et les impacts sociaux. Cette classification se fonde sur le flux initial à l'origine de l'impact. Ainsi, les impacts économiques ont pour origine un flux économique (flux de recettes, flux de dépenses). Les impacts environnementaux peuvent eux se traduire, le long de la chaîne d'effets, par des conséquences économiques mais celles-ci sont alors comptabilisées en tant qu'impacts environnementaux.

Coût environnemental et coût externe : c'est la valeur économique des impacts environnementaux négatifs d'une activité. Lorsque ce coût est pris en charge par le responsable direct de l'occurrence de l'impact il est internalisé. La part non internalisée du coût environnemental correspond au coût externe. Dans ce cas, les impacts de la décision d'un acteur sur l'environnement ne sont que partiellement pris en compte alors que celle-ci engendre des conséquences pour la société.

Facteur de monétarisation : c'est le ratio entre la valeur monétaire des effets ressentis (perte d'années de vie humaine, perte de qualité de vie) et le flux élémentaire (émissions de polluants dans l'air, dans l'eau, consommations de ressources, ...) responsable de l'effet ressenti.

Rendement du procédé de recyclage : c'est le ratio entre la quantité de la matière X qui sort du procédé de recyclage et de la quantité de la matière X qui entre dans le procédé de recyclage. Exemple du PET :



Taux de substitution : c'est le rapport entre la quantité de matière remplacée et la quantité de matière recyclée nécessaire pour la remplacer. Il dépend de la différence de qualité entre la matière vierge et la matière recyclée.

Le calcin : verre broyé et nettoyé utilisé par les verreries en remplacement de la matière première

Le PEHD : matière plastique opaque utilisée pour la fabrication de bouteilles de lait, flacons de lessive, d'adoucissant. Elle peut être colorée. Le PEHD est également utilisé pour faire des tuyaux de canalisation.

Le PET : matière plastique transparente utilisée pour la fabrication de bouteilles d'eau, de boissons gazeuses, de vin, d'huile

Les études complètes « Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications » [1] et « Monétarisation des bénéfices environnementaux des papier/cartons et des plastiques » [2] sont disponibles sur le site du MEEDDM www.developpement-durable.gouv.fr

Bibliographie

[1] Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale – Etude réalisée par RDC Environnement

[Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et applications](#)

Collection Etudes et Synthèse, D4E, Ministère de l'écologie et du développement durable
novembre 2007

[2] Commissariat général au développement durable – Etude réalisée par RDC Environnement

[Monétarisation des bénéfices environnementaux du recyclage des papier/cartons et des plastiques](#)

Collection Etudes et documents, CGDD, Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, 2010

[3] Althaus H.-J., Chudacoff M., Hischler R., Jungbluth N., Osses M., Primas A.(2004)

[Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers Part IV Packaging Glass Final report ecoinvent 2000](#)

Vol. 11, Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. Dübendorf, CH, 71p.

[4] Althaus H.-J., Chudacoff M., Hischler R., Jungbluth N., OssesM., Primas A.(2004b)

[Life Cycle Inventories of Chemicals, Final report ecoinvent 2000](#)

Vol. 10, Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. Dübendorf, CH, 704p.

[5] Althaus H.-J., Chudacoff M., Hischler R., Jungbluth N., OssesM., Primas A.(2003)

[Life Cycle Inventories of Chemicals, Final report ecoinvent 2000](#)

Vol. 8, Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. Dübendorf, CH, 927 p

Les limites, les manques, les approfondissements attendus

Le point de vue de ...**L'évaluation de la biodiversité
un exercice difficile mais indispensable à sa préservation****Jean-Philippe Terreaux**

Cemagref - Bordeaux et UMR Lameta

La biodiversité ne s'échange pas sur un marché, et en conséquence n'a pas de prix. Par assimilation abusive, bon nombre d'agents économiques tendent à agir comme si elle n'avait pas de valeur, même si le coût de sa détérioration est de plus en plus apparent. Or il est possible de définir deux séries de valeurs. La première est fonction des usages anthropiques directs et fait appel aux trois piliers de la durabilité : économique, social et environnemental. La seconde est fonction des usages anthropiques indirects (valeurs d'existence, spirituelle, etc.). Mais la valeur est toujours définie par rapport à une personne donnée, dans une situation donnée et dans un objectif donné, ce qui est source de dissensions importantes. Il n'y a pas d'évaluation dans l'absolu, ne serait-ce que par la nécessité d'avoir une monnaie de référence, ou un outil de mesure, qui rendent relatives ces valeurs à l'homme et à son action. Si l'évaluation est difficile, elle est nécessaire. Un des risques est qu'en couplant simplement bonnes intentions et maladresse ou méconnaissance des phénomènes biologiques fondamentaux, certains remèdes soient pires que le mal. C'est la notion de valeur, dans son acception générale, qui va créer le lien entre la société, son environnement et les entreprises des hommes.

La planète connaît actuellement une diminution particulièrement rapide du nombre d'espèces sur les terres émergées. C'est désormais une connaissance partagée. Pour donner un ordre de grandeur de l'importance du problème, selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature, un mammifère sur quatre, un oiseau sur huit, un amphibien sur trois et sept plantes sur dix sont en péril. Cette dégradation s'accompagne d'une diminution de la diversité au sein même des espèces, et, à une échelle plus large, entre les écosystèmes dans leur globalité.

L'origine en est différents impacts de l'action humaine, notamment par la modification d'écosystèmes (déforestation, banalisation des paysages agricoles...), mais aussi par la facilitation de la prolifération d'espèces invasives due aux échanges commerciaux, dont l'accroissement est cause et conséquence du développement économique. Outre que l'on ne peut quantifier précisément cette diminution du nombre d'espèces (ces dernières sont loin d'être recensées), outre aussi le fait qu'elle peut cacher des transformations plus difficiles à appréhender, il n'en reste pas moins que ce problème est estimé comme étant l'un des plus préoccupants pour l'humanité.

Cela n'implique pas que des efforts à la hauteur des enjeux seront consentis par les différentes nations, ne serait-ce que du fait que la biodiversité est un bien public ; nous y reviendrons par la suite. Il est aussi possible que soit objecté la question de l'intérêt de sauvegarder par exemple des espèces que l'on ne connaît même pas, ou dont on ne cerne guère les avantages que l'on peut en retirer.

Certes la plupart des espèces rassemblent de petits animaux, des insectes ou encore des microbes pas nécessairement très amènes. Mais de manière générale la diminution de la biodiversité est problématique car les dynamiques des populations sont très complexes et imbriquées, et il est illusoire de s'imaginer pouvoir survivre en dehors des équilibres subtils et fragiles de notre

environnement végétal et animal. Bien entendu l'histoire de l'homme est empreinte de l'"assainissement des marais", de la lutte contre la vermine, les ravageurs, les nuisibles. Désormais les enjeux résident principalement dans la préservation d'écosystèmes et d'espèces pour leur capacité à contribuer à la résilience de notre environnement, c'est-à-dire à sa capacité à nous procurer un cadre de vie adapté à nos besoins. Sans compter la valeur d'existence des écosystèmes et de ses composants.

Plusieurs difficultés apparaissent alors : définir la biodiversité, définir ce qu'est la valeur, ne pas négliger la complexité apportée par le fait que la biodiversité est un bien public, enfin la nécessité de tenir compte des aspects spatiaux et temporels. Autant d'obstacles à surmonter si l'on veut des décisions de préservation ou de compensation rationnelles, fondées sur une évaluation économique raisonnable.

Première difficulté : définition de la biodiversité

La biodiversité peut être définie comme « la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Article. 2 de la Convention sur la diversité biologique, 1992, Sommet de Rio). On notera bien qu'il ne s'agit pas des organismes ou des écosystèmes eux-mêmes, mais de leur variabilité.

Cette définition est toutefois assez peu utile d'un point de vue opérationnel, dès que l'on doit quantifier la biodiversité. Ainsi Pattanaik et Xu (2000) ont montré que pour ce qui concerne la biodiversité entre les espèces, celle qui est la plus simple à décrire, le critère du nombre d'espèces est le seul à présenter certaines propriétés¹. Mais l'assimilation de la biodiversité à un simple dénombrement des espèces oublie la notion d'espèce « clé de voûte », c'est-à-dire dont la disparition peut entraîner l'effondrement de tout un écosystème, que le nombre d'individus pour une espèce donnée est un élément important à prendre en compte (est-il équivalent qu'il ne reste que quelques éléphants en Afrique, ou bien que ces animaux soient en troupeaux importants ?), la notion d'abondance relative (par exemple éviter la prolifération d'une espèce au détriment des autres, notamment dans le cas d'espèces invasives), la prise en compte des dissimilitudes (car elles entraînent plus de diversité) et plus généralement la considération de « caractéristiques », contingentes à de multiples facteurs, des espèces présentes.

En outre, la biodiversité est une affaire d'interactions : interactions à l'intérieur de chaque espèce, entre espèces, et entre espèces et milieu. Et dans tous les cas, il ne s'agit pas d'évaluer par exemple une seule espèce (ou un seul individu), mais d'estimer la valeur de cette espèce (ou de cet individu) comme composant d'un ensemble plus vaste, en tant qu'apport à la diversité déjà présente grâce aux autres. Les questions sont bien sûr plus difficiles encore au niveau de la biodiversité des écosystèmes.

Deuxième difficulté : définir ce qu'est une valeur

Il est important de faire la différence entre les notions de valeur, de prix et de coût. Très schématiquement, la valeur repose en grande partie sur les concepts d'utilité, de préférence, de bien-être. Le prix est, sur un marché, l'équivalent monétaire du bien considéré. Le coût est la meilleure opportunité à laquelle on a renoncé pour acquérir ce bien. Et il n'y a pas de relation d'ordre générale entre valeur, prix et coût. Par exemple, dans le domaine de la peinture, le coût d'une œuvre moderne peut être celui de la toile et des autres matériaux, du temps passé à peindre. Le prix est par exemple le résultat d'une vente aux enchères. La valeur peut être très faible ou au contraire très grande, en fonction des goûts de chacun.

¹ Ces propriétés sont le fait qu'une espèce n'a pas a priori de plus grande valeur qu'une autre, que deux espèces ont une plus grande valeur qu'une seule, enfin que si un ensemble d'espèces est préférable à un autre ensemble, rajouter une même nouvelle espèce à chacun d'eux ne modifie pas l'ordre des préférences.

La biodiversité ne s'échange pas sur un marché, en conséquence elle n'a pas de prix. Par assimilation abusive, la plupart des agents économiques tendent à agir comme si elle n'avait pas de valeur, même si le coût de sa détérioration devient de plus en plus apparent.

Insistons sur le fait que l'évaluation de la biodiversité n'a pas de lien avec sa mise en marché éventuelle (une « marchandisation »). Notamment il ne s'agit surtout pas d'assimiler le bien à sa valeur, qui serait considérée comme un prix. Mais il est clair aussi que ce qui n'a pas de valeur n'est pas pris en considération, ou est considéré comme sans importance. Et souvent, par simplification excessive, ce sera aussi le cas de ce que l'on ne sait pas évaluer.

Au contraire, l'évaluation permet des arbitrages fondés sur la valeur comparée des biens, des services en concurrence. Par exemple, à coût donné, il s'agit de permettre de préserver la biodiversité de plus grande valeur (analyse coût-efficacité). Ou bien de décider si la préservation de tel aspect de la biodiversité est souhaitable, car cette préservation occasionne des coûts, nécessite de faire des choix (et en conséquence oblige à renoncer à d'autres opportunités ou priorités) ; ces coûts peuvent alors être comparés à la valeur créée (analyse coût-bénéfice), qui doit en conséquence pouvoir être estimée.

Une des difficultés majeures, sur laquelle nous reviendrons rapidement par la suite, mais qui est source de dissensions importantes, est que la valeur est définie par rapport à une personne donnée, dans une situation donnée et dans un objectif donné.

Troisième difficulté : la biodiversité est un bien public

On pourrait être tenté, comme toute entité rationnelle devant un bien public, ici en tant que nation devant un bien planétaire, de laisser faire « les autres » et de se comporter en « passager clandestin », bénéficiant des bénéfices mais sans en supporter les coûts. Certains pays ne demandent qu'à se développer économiquement, au détriment de la biodiversité, supposée être une préoccupation de pays ayant un niveau de vie déjà important. Il est vrai qu'assez souvent le développement économique s'est réalisé selon une « courbe de Kuznet environnementale », c'est-à-dire, si l'on prend en abscisse le développement économique et en ordonnée un indicateur de la dégradation de l'environnement, un U renversé qui représente le fait que le développement s'effectue en premier lieu au détriment des ressources naturelles, puis qu'une fois passé un certain seuil, développement économique et protection environnementale vont de pair.

La France a su faire l'effort et se donner la chance d'être un pays à la fois développé et toujours riche en biodiversité : Le territoire métropolitain abrite ainsi des écosystèmes très variés au sein de quatre zones biogéographiques européennes : alpine, continentale, atlantique et méditerranéenne (en tout 40 % des espèces de plantes européennes et 80 % des espèces d'oiseaux). L'Outre-mer français, réparti dans trois océans ainsi qu'en zones sub-boréale, tropicale et équatoriale, australe et antarctique, héberge 3 450 espèces végétales et 380 espèces d'animaux vertébrés uniques au monde. Il abrite 26 fois plus de plantes et 60 fois plus d'oiseaux que la métropole (Ministère chargé de l'Outre Mer). Cette richesse implique une certaine responsabilité.

Deux séries de valeur

Il est possible de définir deux séries de valeurs, sachant que la séparation entre les deux reste quelque peu arbitraire :

- La première est fonction des usages anthropiques directs et fait appel aux trois piliers de la durabilité : économique, social et environnemental. Ces trois piliers sont tous liés à l'homme, y compris le dernier qui doit être pris dans l'acceptation de l'environnement de l'homme, et non pas au sens de l'écologie.

Il s'agit par exemple de la variété des produits directement consommables, induits par la biodiversité, et non pas les produits eux-mêmes : par exemple la diversité des fruits est appréciée en tant que telle, et non pas un fruit en particulier, indépendamment des autres. Il en est de même de la diversité des paysages, source de développement touristique.

Les fonctions de protection et de lutte contre les aléas : l'inhomogénéité des végétaux en bord de rivière participe d'une meilleure durabilité des systèmes anthropiques. La valeur d'option est un autre exemple, c'est-à-dire la possibilité de trouver un usage futur à certains produits. Comme on ne connaît pas lesquels, la culture de la diversité est alors nécessaire. La valeur dite de quasi-option est du même registre, et se distingue de la précédente par le fait qu'à travers elle il s'agit de valoriser les informations que l'on recevra dans le futur lorsque les décisions les plus réversibles ont été prises.

- La seconde série de valeurs est fonction des usages ou intérêts anthropiques indirects. On inscrira dans cette série la « valeur d'existence », par exemple pour les espèces ou les écosystèmes en danger, les valeurs culturelles ou traditionnelles ; les valeurs spirituelles ; les valeurs d'héritage pour les générations futures ; les valeurs écologiques, et non pas environnementales comme précédemment : par exemple ici une espèce « clé de voûte » est essentielle à un écosystème, pour ce dernier lui-même, qui, il est vrai, pourra bénéficier indirectement aux hommes.

La valeur d'une composante ou de différentes composantes de la diversité se compte aussi à l'aune de la durabilité du système plus global, par exemple de l'écosystème, qu'elle permet. Cette durabilité peut être définie en termes de soutenabilité (pérennité ou permanence), viabilité (satisfaction de contraintes) ou encore résilience (par exemple rétablissement après une perturbation forte).

Ces valeurs sont en fait très liées elles-aussi à l'homme ou à la société ; ce ne sont pas des valeurs intrinsèques mais un résultat empreint de subjectivités à différents niveaux. Cet aspect subjectif ne leur enlève pas d'importance : car par exemple certaines valeurs constituent le socle de notre société. Il est généralement admis (mais pas par tous) que la vie doit être respectée, ou qu'il y a une primauté de l'homme sur les animaux.

A ce propos, la valeur intrinsèque des différents composants de la biodiversité ne peut être évaluée dans l'absolu, ne serait-ce que par la nécessité d'avoir une monnaie d'évaluation, ou un outil de mesure, qui rendent relatives ces valeurs à l'homme et à son action.

De nombreuses difficultés complémentaires peuvent alors apparaître. Par exemple si l'on cherche à déterminer la valeur de la biodiversité pour l'équilibre des écosystèmes, il s'agit aussi de déterminer quelle nature d'équilibre on cherche à maintenir (équilibre stable, asymptotique...?), une stabilité vis-à-vis de quel type de perturbations (s'agit-il de développer la résistance, la résilience, dans ce dernier cas cherchera-t-on à retourner à l'état initial, à un autre équilibre...?). Enfin la dynamique sous-jacente des populations constituant la biodiversité peut être la source de nombreuses interrogations (par exemple le système a-t-il un comportement chaotique ?). Ainsi le Millenium Ecosystem Assessment (2005) indique qu'il existe quelques indices incitant à croire que les changements réalisés au niveau des écosystèmes accroissent la vraisemblance de changements non linéaires (changements en accélération, abrupts et potentiellement dangereux).

Quelques méthodes d'évaluation

Différentes méthodes d'évaluations peuvent être mises en œuvre : lorsqu'il s'agit d'évaluer l'intérêt direct de la biodiversité pour la société, l'évaluation contingente (qui appartient à la famille des méthodes de préférences déclarées par les agents économiques, suite à des enquêtes), ou les méthodes des coûts de transport ou des prix hédonistes (préférences révélées par le comportement réel des agents économiques) peuvent être utilisées.

De nombreuses autres méthodes sont aussi possibles : la méthode des coûts de remplacement par exemple évalue le coût nécessaire pour remplacer un service rendu par la biodiversité, comme l'épuration d'eau, par un service artificiel de même nature (voir Brahic et Terreaux, 2009).

Cela étant, on n'atteint souvent qu'une borne inférieure de la valeur de la biodiversité, puisque faisant ainsi, on oublie le plus souvent les multiples autres dimensions des bénéfices qu'elle apporte (par exemple la stabilité de systèmes). On oublie parfois aussi les coûts qu'elle occasionne.

Les méthodes d'évaluation ont connu des évolutions remarquables concernant par exemple la prise en compte des risques, notamment à travers le choix de taux d'actualisation (Gollier, 2005; Terreux, 2008), le bien être social (Rawls, 1971), ou encore différents aspects de l'évaluation contingente présentée précédemment (Alberini et Kahn, 2009). Cela étant, la sophistication nécessaire à leur mise en œuvre cache souvent la rusticité des hypothèses restantes, indispensables pour rendre les calculs possibles.

Des difficultés complémentaires empêchant toute généralisation

La diversité apportée par un élément ne peut s'appréhender que par rapport aux autres éléments présents à cet endroit. La localisation est ainsi essentielle à l'attribution de valeur. En outre, les coûts d'opportunités sont eux aussi très dépendants de la localisation spatiale. Enfin, la fragmentation des habitats (qui donne naissance aux notions de trames, vertes ou bleues, pour redonner une continuité à ces éléments) doit être prise en compte.

Donnons juste un exemple : alors que le bois mort en forêt est présenté comme facteur important d'amélioration de la santé des forêts, le nématode du pin, aux effets dévastateurs sur le pin maritime, le pin noir et le pin sylvestre, se propage actuellement au Portugal et en Espagne et menace les forêts françaises, grâce à une symbiose avec un coléoptère du genre *Monochamus* (les espèces vectrices varient suivant les régions; voir Lieuter, 2010) : ce dernier vit sur les arbres affaiblis ou morts, et transporte le nématode qui se charge de réduire à cet état les arbres vigoureux. Ne serait-ce que par cette illustration, on comprend que bois mort et trames vertes ne sont pas des panacées. Mais si une raréfaction du bois dépérissant ou mort dans les forêts menacées semblerait pouvoir permettre de réduire la vitesse d'avancement du nématode, le problème reste nettement plus complexe, puisque la biodiversité est facteur de résilience accrue (Shi et al., 2009), c'est-à-dire de rétablissement du milieu forestier après l'attaque.

Enfin, si l'on se rappelle que toute évaluation est effectuée pour un objet bien défini, par rapport à des personnes précises, dans un objectif donné, ces circonstances sont le plus souvent très marquées notamment dans le temps, à savoir contingentes à une date donnée, alors que généralement on cherche à déterminer une valeur de long terme. Ce long terme suppose implicitement que soient réalisées des hypothèses de durabilité, alors que les évolutions passées, concernant la biodiversité elle-même ou notre monde économique et social ont été assez souvent chaotiques.

Il serait de ce fait risqué de donner ici des ordres de grandeur chiffrés des résultats d'évaluation en raison d'un risque de généralisation abusive hors d'un contexte précis. Les méthodes de "transfert de valeur", qui visent à estimer une valeur sur un site à partir de valeurs estimées sur d'autres sites, ont des limites qu'il est nécessaire de bien prendre en considération. D'importantes précautions sont essentielles pour utiliser directement, ou comme point d'ancrage pour des travaux futurs, les ordres de grandeur évalués par Chevassus-au-Louis et al. (2009) pour certains écosystèmes de la biodiversité en générale ou par Brahic et Terreux (2009) pour la biodiversité liée aux forêts.

Des solutions partielles pour protéger la biodiversité sans risquer de lui nuire

Les différentes difficultés présentées précédemment montrent s'il en était besoin que l'érosion de la biodiversité est loin d'être un problème simple à décrire. Un des risques est qu'en associant le flou méthodologique de certaines évaluations, de bonnes intentions mais aussi des maladresses et méconnaissances des phénomènes biologiques fondamentaux, certains remèdes soient pires que le mal.

Les solutions partielles à ce problème, visant une atténuation, car sa résolution semble hors de portée, ne pourra pas en conséquence être monolithique. Il s'agira en particulier d'inciter les agents économiques (par exemple les forestiers) à la préservation de la biodiversité ; de réaliser du mieux possible des analyses coûts-bénéfice pertinentes, de manière à aller dans la direction d'une meilleure allocation des fonds publics ; de mettre en place des mesures de compensation, lorsque la biodiversité est inéluctablement atteinte, compensations fondées non pas sur des critères utilisant des mesures simplistes (surface reconstituée égale à surface détruite...), mais fondées sur des méthodes tenant compte entre autres de la qualité de la biodiversité et de son ancrage géographique. Il s'agira surtout de favoriser un développement économique bien fondé, durable, tout d'abord pour les hommes qui en bénéficieront, mais aussi pour la sauvegarde de l'environnement et de la biodiversité qui pourra s'ensuivre.

Finalement c'est la notion de valeur, dans son acception générale, qui va créer le lien entre la société, son environnement et les entreprises des hommes.

Remerciements

Je remercie tout particulièrement Michel Chavet, du Cabinet Chavet, Paris, Julien Hardelin, Laurence Demeulenaere et Elen Lemaître-Curri du CGDD pour leurs remarques et suggestions très pertinentes sur une version antérieure.

Références

Alberini A., J.R. Kahn, 2009, Handbook on contingent valuation, Edward Elgar Publishing Ltd, 437 p.

Brahic E., J.P. Terreaux, 2009, Évaluation économique de la biodiversité, Méthodes et exemples pour les forêts tempérées, Quae, Paris, 200 p.

Chevassus-au-Louis B., 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Mission présidée par B. Chevassus-au-Louis et J.-M. Salles, La Documentation Française, 18, 400 p.

Gollier C., 2005, Comment intégrer le risque dans le calcul économique? Université de Toulouse 1, miméo , 10 p.

Lieuter F., 2010, Le nématode du pin, une menace sérieuse pour les forêts françaises, La Forêt Privée, 311, 71-75.

Pattanaik, P.K., Y. Xu, 2000, On diversity and freedom of choice, Mathematical Social Science, 40, pp. 123-130.

Rawls J., 1971, Théorie de la justice, Points, essais, 665 p.

Shi J., Y. Luo, X. Yan, W. Chen, P. Jiang, 2009, Response of pine forest to disturbance of pine wood nematode with interpretative structural model, Frontiers of Forestry in China, 4, 1, 117-122.

Terreaux J.P., 2008, Taux d'actualisation décroissants et cohérence temporelle des décisions de sylviculture, Revue Forestière Française, 60, 4, 467-476.

Des méthodes de monétarisation à compléter mais opérationnelles

Olivier Bommelaer, Elen Curri Lemaître, Vincent Marcus

Commissariat Général au Développement Durable
Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Les méthodes de monétarisation de l'environnement donnent aujourd'hui des réponses encore partielles et nécessitent des approfondissements. L'approche économique doit venir en complément des enjeux généraux de société. Même si elle n'en est qu'un élément, elle est toutefois devenu un outil indispensable pour l'éclairage des décisions publiques.

La monétarisation s'impose désormais dans la mise en œuvre des politiques publiques

Comment donner une valeur aux impacts des infrastructures routières, chiffrer les bénéfices du recyclage ou de la conservation des zones humides...? Les quelques exemples présentés dans cette revue témoignent de la diversité des questions pour lesquelles le recours à la monétarisation des biens, services ou impacts environnementaux peut se révéler pertinent. Les réponses à ces questions déterminent des choix et décisions d'aujourd'hui qui influenceront sur la qualité de notre environnement, donc de notre bien-être et celui des générations futures.

Les méthodes de monétarisation doivent aussi bien permettre de renforcer les études d'impacts de projets ou de plans locaux qu'éclairer les grandes orientations des politiques publiques telles la gestion des risques, la préservation de la biodiversité, la gestion durable des ressources naturelles ou le bon état écologique des eaux et des milieux marins.

Ses applications pratiques connaissent encore des limites

Si la théorie économique et la large panoplie des méthodes de monétarisation applicables sont maintenant à même de répondre aux questions soulevées, leur application pratique se heurte à des difficultés, car elle s'intéresse au monde vivant, complexe par nature : les connaissances à son sujet sont parfois insuffisantes, les moyens d'étude à mobiliser peuvent être importants, des biais peuvent facilement apparaître sur les perceptions des enjeux et des impacts, les temps longs sont difficiles à prendre en compte... A cette liste déjà longue, s'ajoute la problématique des risques naturels ou technologiques, domaine pour lequel les travaux de monétarisation sont aussi complexes et délicats. Ces travaux sont susceptibles de se recouper, pour les risques naturels (ex : inondations et stockage d'eau des zones humides), mais parfois également de se contredire pour certains risques technologiques ou sanitaires.

En premier lieu, l'évaluation physique des fonctions écologiques et services socioéconomiques rendus par les actifs naturels (les « services écosystémiques ») est en soi un objet d'études préalables de caractérisation et de quantification et nécessite de mobiliser des moyens et des compétences appropriés et distincts. Plusieurs études antérieures, réalisées notamment en appui à la mise en

œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et de la Directive de responsabilité environnementale (DRE) ont ainsi fait apparaître la grande difficulté de définir un état de référence des milieux naturels, ressources aquatiques, habitats et espèces concernés. Or cet état est le plus souvent indispensable pour quantifier les services, impacts, bénéfices et coûts à monétariser. Les limites des études de monétarisation pointées ci-dessus relèvent donc autant des travaux de monétarisation proprement dits que de la lourdeur et de la complexité à évaluer et caractériser les enjeux et services écosystémiques. Ce constat laisse pendante une question opérationnelle : doit-on conduire distinctement ces études de disciplines différentes, ou mobiliser de grosses équipes multidisciplinaires dans une seule étude correctement séquencée ?

Ensuite, même si d'importants progrès ont été accomplis dans le domaine de la monétarisation des actifs et services naturels permettant déjà l'internalisation de coûts environnementaux, l'évaluation partielle reste la norme – cf. les articles de Damien Grangeon et Jean-Philippe Terreaux- et la valeur économique totale reste une cible à atteindre : « *A cause de la complexité, l'écosystème est compris de manière imparfaite, avec un inévitable degré d'incertitude* »². De fait, si la théorie distingue par exemple différentes valeurs patrimoniales (d'existence, de legs, d'option,...), que l'on peut notamment mobiliser pour justifier les politiques de conservation d'actifs naturels, de ressources génétiques dans leur diversité, ou de gestion stratégique de ressources naturelles, ces valeurs sont parfois difficiles à approcher dans les études de cas concrets.

Enfin, la mobilisation des résultats des travaux de monétarisation aux fins d'éclairage des politiques publiques n'échappe pas aux apories des théories du choix social et à la question de l'agrégation des préférences. La délicate question du phénomène du NIMBY (Not In My Backyard) transparaît bien du cas de l'analyse conjointe du parc naturel régional du Cotentin en soulevant la question de l'effet de la distance d'un bien sur la perception de ce bien : en pratique, il n'est pas rare qu'une même fonction écologique d'un espace naturel soit perçue négativement par les populations riveraines de cet espace et positivement par des populations plus éloignées : typiquement c'est le cas des fonctions d'épuration et de reproduction d'insectes des marais et lagunes, dont les nuisances olfactives et parasitaires (piqûres de moustiques...) sont rarement appréciées des riverains. Certaines fonctions d'actifs naturels sont même des nuisances objectives pour certains usagers proches mais correspondent symétriquement à des services marchands effectivement rendus à d'autres usagers plus éloignés : c'est le cas du stockage de ruissellement pluvial par les zones humides des lits majeurs de cours d'eau, qui correspond simultanément à une inondation ou un risque d'inondation pour les résidents et riverains de ces cuvettes de faible densités de population, et à une mesure de prévention d'inondation pour les populations urbaines de l'aval, leur évitant la construction de barrages et de digues. Cette complexité spatiale implique des arbitrages de politique publique que ne peut éclairer l'analyse économique si elle ne se décline pas à ces différentes échelles territoriales en pondérant ces inégalités écologiques.

Mêmes s'ils sont partiels, les résultats obtenus sont opérationnels

Dans le domaine de l'environnement, l'approche économique ne peut donc pas aujourd'hui prétendre atteindre une valeur économique totale certaine qui serait, à elle seule, porteuse de décision. Mais, même incomplète, elle permet souvent de mieux identifier, apprécier et hiérarchiser les enjeux clés, y compris au sein des enjeux environnementaux.

Les tentatives de monétarisation, notamment lorsqu'elles sont menées au niveau local, ont aussi l'intérêt de sensibiliser les acteurs économiques à l'importance des biens et impacts environnementaux. L'évaluation économique peut alors être utile pour le processus de réflexion partagée et de dialogue qu'elle suscite. Partagée entre acteurs, voire co-construite, elle contribue à créer une culture et un diagnostic commun. Indéniablement, elle permet que le caractère primordial de la préservation de l'environnement et des services écosystémiques dépasse le cercle des seuls environnementalistes pour être partagé par les sphères politiques, industrielles, économiques et financières par exemple. L'évaluation monétaire peut favoriser la prise en compte de l'environnement dans les politiques sectorielles. Enfin, en cherchant à évaluer les externalités, elle permet de mieux apprécier les transferts implicites de coûts et bénéfices entre acteurs.

² Pollack, H. (1997), *Uncertain Science... Uncertain World*, Cambridge University Press.

La monétarisation est un outil au service des décideurs

Certains choix clés ne peuvent pas être tranchés par les économistes : choix du niveau de préférence pour le présent versus le souci d'équité entre générations (choix du taux d'actualisation et du coefficient d'évolution des prix relatifs, par exemple) ; choix d'approcher ou non la biodiversité par les services qu'elle rend ou de prendre davantage en compte des considérations d'ordre moral, éthique... L'argument économique n'est donc pas le seul élément de la prise de décision, qui résulte également du cadre réglementaire et de la volonté politique, elle-même liée à la demande sociale émanant de l'opinion publique, des acteurs de l'environnement et des acteurs des principales politiques sectorielles concernées.

Au final, la monétarisation reste un outil au service du décideur, outil qui vient s'ajouter à ceux déjà utilisés jusqu'alors, outil qui permet d'apporter un nouvel éclairage aux débats, mais outil qui ne donne jamais LA solution clé en main.

Dans ce contexte de complexité et de forte hétérogénéité des méthodes, l'évaluation monétaire doit intervenir dans un débat transparent où la méthodologie, les hypothèses, les objectifs et le domaine de pertinence sont clairement définis et où les situations locales spécifiques sont bien prises en compte. Améliorer le cadre de l'évaluation monétaire, notamment en continuant à travailler sur la connaissance des dimensions physiques, des méthodes de l'évaluation, et à définir les règles de son utilisation, est un enjeu clé.

Plusieurs pistes restent à approfondir

Pour faciliter la prise en compte des valeurs issues de la monétarisation dans la prise de décision, dans une situation d'information incomplète et incertaine, une voie à approfondir consisterait à développer des outils simples et pratiques d'application des méthodes structurées et rigoureuses de la décision en incertitude³, « *c'est-à-dire des approches permettant un usage approprié d'une information incertaine dont il faut apprécier rationnellement la fiabilité. Certaines de ces approches montrent le décideur se représentant la situation... au moyen d'une batterie de distributions de probabilités -certaines d'entre elles donnant plus de poids aux hypothèses défavorables, et d'autres aux hypothèses favorables- et, pour formuler une décision, pondérant ces distributions sur la base de sa plus ou moins grande aversion pour l'incertitude... Les grandes compagnies mondiales de réassurance utilisent ce type de méthodes afin de décider quels contrats offrir pour couvrir des menaces (désastre naturel ou industriel par exemple) à propos desquelles elles ne disposent pas de séries statistiques satisfaisantes⁴ ».*

Les voies possibles pour de futures recherches pourront aussi consister à acquérir des démarches et des outils méthodologiques plus robustes répondant aux questions de valorisation monétaire ou économique (cf. les articles de François Marical et Arthur Katosky), à préciser les procédures d'agrégation de valeurs (attributs distincts), à optimiser les choix méthodologiques et à améliorer la comparabilité et la transférabilité de valeurs. En conséquence, les valeurs actuelles obtenues « *par la monétarisation devront continuer d'évoluer parallèlement à la science* » (cf. l'article de Doris Nicklaus).

³ D'après Claude Henry « incertitude scientifique et incertitude fabriquée, septembre 2010 »

⁴ Idem : « Il apparaît aussi que des consultants spécialisés dans l'évaluation des portefeuilles de contrats signés par des compagnies d'assurance et de réassurance utilisent eux aussi dans leurs processus d'évaluation des batteries de distributions de probabilités, et non plus des distributions de probabilités réputées moyennes, qui en réalité effacent ce que la connaissance incertaine véhicule d'information utile » (C.Henry, Septembre 2010)

Principales références bibliographiques

Les références ci-dessous sont disponibles au Centre de ressources ministériel –
Aménagement, transport, développement durable sur
<http://www.crdd.developpement-durable.gouv.fr/>

Fondamentaux et méthodologie

CHANEL (O), FABUREL (G)

L'environnement dans la décision publique. Refonder l'évaluation socio-économique pour des politiques de transport plus durables

Paris, Economica, 2010 - 230 p.,

INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DEVELOPPEMENT

MERAL (P)

Les services environnementaux en économie : revue de la littérature

<http://www.serena-anr.org>

Montpellier, Institut de recherche pour le développement, 2010 - 44 p. (Document de travail)

BONTEMS (P), ROTILLON (G)

L'économie de l'environnement

Paris, La Découverte, 2007 - 119 p.

Repères

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale

SCHERRER (S)

Comment évaluer les biens et services environnementaux ?

Paris, Documentation française , 2004 - 48 p., Réponses environnement

CENTRE INTERNATIONAL UNISFERA

MAYRAND (K), PAQUIN (M)

Le paiement pour les services environnementaux : étude et évaluation des systèmes actuels

<http://www.cec.org>

Montréal, Commission de coopération environnementale de l'Amérique du Nord, 2004 - 59 p.

COMMISSARIAT GENERAL DU PLAN, MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT, MINISTERE DE L'ECONOMIE

BEAUMAIS (O)

Economie de l'environnement : méthodes et débats

Paris, Documentation française, 2002 - 139 p.

ANGEL (M)

La nature a-t-elle un prix ?

Critique de l'évaluation monétaire des biens environnementaux.

Paris, Presses de l'école des mines, 1999 - 98 p.

Sciences économiques et sociales

Différents domaines d'application

- Les écosystèmes

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France.

www.developpement-durable.gouv.fr/Projet-de-caracterisation-des.html

Paris, Ministère de l'écologie, mai 2010 - 70 p.,

Etudes et documents n°20 du CGDD

NATIONS UNIES Programme des Nations Unies pour l'environnement

TEEB - The economics of ecosystems and biodiversity for national and international policy makers - Rapport de synthèse, 41 p. novembre 2009.

<http://www.teebweb.org/InformationMaterial/TEEBReports/tabid/1278/Default.aspx>

Nairobi, PNUE, 2010.

NATIONS UNIES Programme des Nations Unies pour l'environnement

CORCORAN (E), NELLEMAN (C)

Dead planet, living planet. Biodiversity and ecosystem restoration for sustainable development. A rapid response assessment.

<http://www.unep.org>

Nairobi, PNUE, 2010 - 112 p.

Les écosystèmes marins méditerranéens : valeur économique des bénéfices soutenables.

Notes du Plan Bleu n° 17, p. 1-4, - 01/07/2010

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable
MEIGNIEN (P), MORANDEAU (D)

Vers des indicateurs de fonctions écologiques. Liens entre biodiversité, fonctions et services.

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Vers-des-indicateurs-de-fonctions.html>

Point sur - Economie et évaluation - Biodiversité n° 51, p. 1-4, - 01/05/2010

INSTITUT DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DES RELATIONS INTERNATIONALES, ECOLE NATIONALE DU GENIE RURAL DES EAUX ET FORETS
COLON (M), MATTERS DORF (G), PAVAGEAU (C)

La place de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques dans les processus de décision.

<http://www.iddri.org/P>

Paris, IDDRI, 2009 - 62 p.

CENTRE D'ANALYSE STRATEGIQUE

BIELSA (S), CHEVASSUS AU LOUIS (B), MARTIN (G), PUJOL (JL),
RICHARD (D), SALLES (JM)

Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique.

http://www.strategie.gouv.fr/article.php3?id_article=980

Paris, Documentation française, 2009 - 399 p.

Rapports et documents publics.

DIRECTION GENERALE DE L'AMENAGEMENT DU LOGEMENT ET DE LA NATURE
Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France.

Étude exploratoire. Synthèse.- septembre 2009

www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluation-des-services-rendus-par.html

Paris, Ministère de l'écologie, 2009 - 8 p.

- Les zones humides

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable
 AOUBID (S), GAUBERT (H)

L'évaluation économique des services rendus par les zones humides, un préalable à leur préservation.

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-evaluation-economique-des.html>

Point sur - Economie et évaluation - Développement durable n° 62, p. 1-4, - 01/09/2010

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable
 AOUBID (S), GAUBERT (H)

Evaluation économique des services rendus par les zones humides.

www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluation-economique-des-services.html

Paris, Ministère de l'écologie, juin 2010 - 50 p.

Etudes et documents du CGDD n°23

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable
 FLEURET (A)

Les avantages liés à la restauration de milieux aquatiques voisins. La perception des ménages riverains.

www.developpement-durable.gouv.fr/Les-avantages-lies-a-la.html

Paris, Ministère de l'écologie, septembre 2010 - 27 p.

Etudes et documents du CGDD n°28

- Les forêts

BRAHIC (E), TERREAUX (JP)

Evaluation économique de la biodiversité. Méthodes et exemples pour les forêts tempérées.

Versailles, Editions Quae, 2009 - 197 p.

Savoir faire

Dossier. Production d'eau propre. Valoriser économiquement les services rendus par la forêt.

Forêts de France n° 531, p. 22-26, - 01/03/2010

GARCIA (S), JACOB (J)

La valeur récréative de la forêt en France : une approche par les coûts de déplacement.

Revue d'Études en Agriculture et Environnement n° 91/1, p. 43-71, - 01/01/2010

Gestion des services écologiques des forêts privées dans les paysages.

Revue forestière française, n° 5, p. 543-550, - 01/09/2008

GADREY (J), STERN (N)

Evaluation des biens environnementaux et nouveaux indicateurs de richesse. La diversité des méthodes de monétarisation de l'environnement : l'exemple des forêts françaises.

Cahiers français n° 337, p. 55-61, - 01/03/2007

BERGER (A), PEYRON (JL)

Les multiples valeurs de la forêt française.

Données de l'Environnement n° 105, p. 1-4, - 01/08/2005

- Les sites remarquables

CENTRE DE RECHERCHE POUR L'ETUDE ET L'OBSERVATION DES CONDITIONS DE VIE

DUJIN (A), MARESCA (B), MORDRET (X), PICARD (R)

La valeur économique et sociale des espaces naturels protégés.

<http://www.credoc.fr>

Paris, CREDOC, 2008 - 103 p.

Cahier de recherche

- Les écosystèmes et les entreprises

WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT,

WORLD RESOURCES INSTITUTE, MERIDIAN INSTITUTE

FINISDORE (J), HANSON (C), ICELAND (C), RANGANATHAN (J)

Evaluation des services rendus par les écosystèmes aux entreprises.

Guide pratique pour l'identification des risques et opportunités issus de l'évolution des écosystèmes.

http://www.wbcsd.org/DocRoot/9mHfg90QnjAuu4VaLK2Q/ecoguide_int_r12b_fr_web.pdf

Washington, World Resources Institute, 2009 - 45 p.

WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT,

ENVIRONMENT MANAGEMENT GROUP, ECOSYSTEM ECONOMICS

Business and ecosystems. A scoping report. Corporate ecosystem valuation.

[http://www.wbcsd.org/DocRoot/pdK9r5TpPijC1XXpx7QR/EcosystemsServices-](http://www.wbcsd.org/DocRoot/pdK9r5TpPijC1XXpx7QR/EcosystemsServices-ScopingReport_280509.pdf)

[ScopingReport_280509.pdf](http://www.wbcsd.org/DocRoot/pdK9r5TpPijC1XXpx7QR/EcosystemsServices-ScopingReport_280509.pdf)

Genève, WBCSD, 2009 - 34 p.

- Les infrastructures de transport

SERVICE D'ETUDES TECHNIQUES DES ROUTES ET DES AUTOROUTES

GRANGEON (D)

Monétarisation des externalités environnementales. Rapport d'études.

<http://www.setra.equipement.gouv.fr/>

Bagneux, SETRA, 2010 - 148 p. Rapport d'étude

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT Direction des études économiques et de
 Développement durable
 BARBERA (P)

La monétarisation de l'indice pollution population pour l'analyse coût bénéfice des projets de transport routier (document de travail série méthodes 05-M06).
 Paris, Ministère de l'environnement, 2005.

DIRECTION DE LA RECHERCHE ET DES AFFAIRES SCIENTIFIQUES
 ET TECHNIQUES, PREDIT, ADEME, MISSION BRUIT, RATP
 FABUREL (G), LAMBERT (J), MALEYRE (I)

Monétarisation des nuisances sonores routières et ferroviaires en milieu urbain.
 Rapport final. Application des méthodes d'évaluation contingente et des prix hédoniques.
 Paris, DRAST, 2001 - 173 p.
 Recherche Transport

CETE Est, DIRECTION DE LA RECHERCHE ET DES AFFAIRES SCIENTIFIQUES
 ET TECHNIQUES, PREDIT
 DULAU (B)

Monétarisation des effets externes des transports. Coût d'évitement du bruit.
 Paris, DRAST, 1999 - 93 p., Recherche Transport

INSTITUT FEDERATIF DE RECHERCHES SUR LES ECONOMIES ET LES
 SOCIETES INDUSTRIELLES, DIRECTION DE LA RECHERCHE ET DES
 AFFAIRES SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES, PREDIT

Recherche documentaire sur la monétarisation de certains effets externes de transports en milieu urbain : effets de coupure, effets sur l'affectation des espaces publics, effets sur les paysages. Rapport final.
 Paris, DRAST, 1999 - 98 p., Recherche Transport

BOITEUX (M)

Une nouvelle étape dans la monétarisation des nuisances.
 TEC : Transport Environnement Circulation n° 171, p. 2, - 16/06/2002

- La pollution atmosphérique

COMMISSION EUROPEENNE
 BICKEL (P) FRIEDRICH (R)

ExternE. Externalities of energy – Methodology 2005 update.
<http://www.externe.info/brussels/methup05a.pdf>
 Bruxelles, Commission européenne, 2005, 287 p.

INRETS, LABORATOIRE D'ECONOMIE DES TRANSPORTS, CERTU, PREDIT
 NICOLAS (JP), DUPREZ (F), DURAND (S), POISSON (F), AUBERT (PL),
 CHIRON (M), CROZET (Y), LAMBERT (J)

La monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique : des évaluations scientifiques aux décisions politiques.
 Paris, INRETS, 2004 - 255 p., Synthèse INRETS

DIRECTION DE LA RECHERCHE ET DES AFFAIRES SCIENTIFIQUES
 ET TECHNIQUES, PREDIT, CERTU, INRETS, LABORATOIRE D'ECONOMIE
 DES TRANSPORTS
 NICOLAS (JP), DUPREZ (F), POISSON (F), AUBERT (PL), CHIRON (M),
 CROZET (Y), LAMBERT (J)

Dix ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique.

Tome 2 - 21 études représentatives de la recherche scientifique dans les années 1990.- 156 p.
Paris, DRAST, 2002. Recherche Transport.

DIRECTION DE LA RECHERCHE ET DES AFFAIRES SCIENTIFIQUES
ET TECHNIQUES, PREDIT, GROUPE DE RECHERCHE SUR L'ECONOMIE DE
LA CONSTRUCTION ET DE L'AMENAGEMENT, INSTITUT D'ECONOMIE
PUBLIQUE, EUREQUA
CHANEL (O), VERGNAUD (JC)

**Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un "état de l'art"
pluridisciplinaire.**

Paris, DRAST, 2001 - 246 p. Recherche Transport

Combien vaut l'air propre ? Quantification des dommages de la pollution de l'air.

Numéro spécial, Décembre 2001

RABL (A)

Introduction. Pourquoi quantifier la valeur monétaire des bénéfices environnementaux ?
pp.5 -14

MARCHIPONT (JF), ROSSETTI DI VALDALBERO (D)

Coûts externes : l'approche de la Commission européenne dans le domaine
de la recherche. pp. 23-25

HOLLAND (M)

Applications de la méthodologie d'ExternE. pp. 69-75.

FRIEDRICH (R), RABL (A), SPADARO (JV)

Quantification des coûts de la pollution atmosphérique : le projet ExternE de la
Commission européenne. pp. 77-104.

RABL (A)

Les bénéfices monétaires d'une amélioration de la qualité de l'air en Ile-de-France.

<http://www-cep.ensmp.fr/francais/themes/impact/pdf/Rabl1999b.pdf>

Pollution atmosphérique, janvier-mars 1999, pp. 83-94.

- Les déchets

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT Direction des études économiques et de
l'évaluation environnementale

**Monétarisation des impacts environnementaux du recyclage : méthodologie et
applications.**

Paris, Ministère de l'environnement, 2007 – 143 p.

Etudes et synthèses

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT Direction des études économiques et de
l'évaluation environnementale

ARNOLD (O), CHEZE (B)

Les études de monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets.

Paris, Ministère de l'environnement, 2005 - 44 p. Document de travail Synthèses

Commissariat général au développement durable

Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Tour Voltaire

92055 La Défense cedex

☎ : 01.40.81.21.22

Retrouvez cette publication sur le site :

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/developpement-durable/>

Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire

Ce numéro de la Revue du CGDD, s'inscrit dans la continuité des travaux français et internationaux qui s'attachent à traduire en termes monétaires certaines valeurs des biens, services et impacts environnementaux. Ces travaux démontrent l'apport d'une monétarisation, même incomplète, pour les décideurs publics et les entreprises. Il s'inscrit ainsi dans le contexte d'une prise de conscience croissante des interactions entre environnement et santé, l'économie et le bien-être, dans lequel les experts cherchent à élaborer les méthodologies, les affiner, les rendre plus robustes.

Ce numéro aborde la dimension méthodologique en proposant un état des lieux des avancées en matière de monétarisation environnementale. Il sera complété par les conclusions du séminaire organisé par le CGDD le 15 décembre 2010 et les résultats de diverses études qu'il a lancées. Ce numéro vise un large public intéressé par l'économie de l'environnement, quel que soit le domaine - biodiversité, eau, déchets, risques. Il vise à contribuer à établir des ponts entre les spécialistes, économistes ou scientifiques, et le grand public.



Dépôt légal : Décembre 2010
ISBN : 978-2-11-098882-9