

Études & documents

*Monétarisation des biens
et services environnementaux:
usages et pratiques*

n° 78

Novembre

2012

Actes du séminaire du 7 décembre 2011

ÉCONOMIE ET ÉVALUATION



**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 : Monétarisation des biens et services environnementaux : usages et pratiques – Actes du séminaire du 7 décembre 2011

Directeur de la publication : Xavier Bonnet

Coordination éditoriale : Arthur KATOSSKY et Vincent MARCUS

Date de publication : Novembre 2012

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

Résumé.....	3
Editorial Christine LAGARENNE	4
Atelier n°1 : Ecosystèmes agricoles et forestiers.....	5
Grischa PERINO – Land uses change: impact on agricultural gross margins and carbon storage capacity	6
Julien HARDELIN et Serge GARCIA – Les services rendus par la forêt : une analyse spatiale	8
Arthur KATOSSKY – Une analyse bio-économique des haies. Vers une « évaluation monétaire » des « services rendus par les écosystèmes » ?	13
Atelier n°2 : Eau et milieux aquatiques.....	17
Stéphanie BLANQUART – Une évaluation économique des services rendus par les zones humides	18
Olivier BOMMELAER – Quelques leçons de l'évaluation économique des services rendus par les zones humides.....	21
Lætitia BOMPÉRIN et Sarah FEUILLETTE – Quels arguments économiques en faveur de la protection des captages ?	26
Atelier n°3 : Habitats, milieux, biodiversité.....	30
Christina HUERZELER – Les coûts externes des transports en matière d'habitats et de biodiversité : une évaluation pour une tarification	31
Marie-Eve STOECKEL – Une évaluation économique d'un bien environnemental complexe : l'amélioration de la richesse piscicole du Rhin.	35
Thuriane MAHÉ, Sylvain ROUSSET, Julien FOSSE – Évaluer les impacts environnementaux pour une analyse socio-économique des politiques phytosanitaires.....	38
Mahé CHARLES – Analyse économique et sociale du coût de la dégradation du milieu marin dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin.....	41
Atelier n°4 : Coûts et bénéfices des politiques de traitement de déchets.....	47
Marie-Emilie MOLLARET – Une méthode pour le couplage ACB / ACV : application au cas du traitement des ordures ménagères résiduelles	48
Doris NICKLAUS, Arthur KATOSSKY – Les bénéfices environnementaux de différents scénarios de prévention et de gestion de fin d'usage des déchets des équipements électriques et électroniques	50
Jeanne SERRE – Une analyse coûts/bénéfices pour la filière de valorisation agricole des produits résiduels organique	56

Résumé

Le Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable, au sein du Commissariat Général au Développement Durable, a pour mission de développer et de diffuser les méthodes de valorisation économique des politiques, réglementations, biens et services environnementaux, sur la biodiversité, les patrimoines naturels et aménités environnementales. C'est à ce titre qu'il a organisé le 7 décembre 2011 la seconde édition du séminaire sur la monétarisation des biens et services environnementaux.

Le premier séminaire organisé en 2010 avait permis de faire le point sur les problématiques méthodologiques de la valorisation économique des biens et services environnementaux. Cette seconde édition a été l'occasion d'aborder la mise en oeuvre de ces méthodes à travers la présentation d'études de cas, d'en cerner les apports et les limites, et de dégager des pistes d'amélioration. Plusieurs domaines des politiques environnementales ont été abordés : écosystèmes agricoles et forestiers, biodiversité, milieux aquatiques, déchets...

Ce séminaire a réuni aussi bien des experts et des praticiens des techniques de monétarisation que des utilisateurs des valeurs qui en sont issues. Il a été l'occasion de rassembler et de faire dialoguer des représentants du monde académique et les personnels des administrations concernées par ces problématiques.

Abstract

Within the General Delegation for Sustainable Development, the Department for Economic Analysis, Assessment and Sustainable Development Integration is in charge of developing and promoting the economic valuation of policies, regulations, environmental goods and services, related to biodiversity, natural assets and environmental amenities. On December, 7th, 2011, this department held the second annual conference on monetary valuation of environmental goods and services.

The first one, held in December 2010, was devoted to the methodological issues related to economic valuation of environmental goods and services. The second edition was the opportunity to address the implementation of those methods through the presentation of case studies, to identify their benefits and limitations, and to identify potential improvements. Several fields of environmental policies were covered, including management of agricultural and forest ecosystems, biodiversity, aquatic areas, waste...

Those conferences are aimed at experts and practitioners of monetary valuation techniques as well as at users of the values produced. They provide a place to gather and facilitate dialogue between representatives from universities and government agencies concerned by these issues.

Editorial Christine LAGARENNE

Sous-directrice de l'Économie des ressources naturelles et des risques

Cette seconde édition du séminaire sur la monétarisation a abordé la mise en œuvre des méthodes de monétarisation dans tous les domaines des politiques environnementales, à travers la présentation d'études de cas.

La monétarisation est un exercice qui peut alimenter le plaidoyer écologique ; elle peut servir à convaincre de l'intérêt de la mise en œuvre des politiques de développement durable dont les bénéfices sont souvent non monétaires. Elle peut aussi, parfois, guider l'élaboration de politiques de préservation des biens et services environnementaux au travers de l'évaluation des coûts et bénéfices des politiques de développement durable.

Dans cette optique, des travaux sont conduits dans différents pays suivant ces deux objectifs :

- Le Royaume-Uni a publié une évaluation nationale de ses écosystèmes, évaluation qui fait largement appel à des travaux de monétarisation, au-delà des indicateurs physiques sur l'état des milieux ;
- En France, les agences de l'eau qui sont engagées dans une démarche d'évaluation économique depuis plusieurs années, notamment dans le cadre de la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau, ont développé un savoir-faire dans la mise en œuvre et l'utilisation des études de monétarisation pour les politiques de remise en état des masses d'eau ;
- A la suite de la directive cadre sur l'eau, la récente directive cadre européenne « stratégie pour le milieu marin » préconise également des analyses socio-économiques en amont de la mise en œuvre de mesures ;
- Au-delà de ces cadres européens dans le domaine de l'eau douce et de la mer, le développement de l'analyse socio-économique est répandu dans d'autres domaines, tels celui des transports ou, comme l'a abordé particulièrement ce séminaire, de l'agriculture ;
- Enfin, les méthodes de monétarisation sont utilisées dans les analyses cycle de vie des produits afin de prendre en compte leurs impacts environnementaux. Ces analyses sont conduites par de nombreux acteurs.

L'objectif du séminaire était de partager différentes expériences de mise en œuvre des méthodes de monétarisation. Les études présentées ont été réalisées tant par des chercheurs que des experts d'entreprises privées, d'agences publiques ou encore de services de l'Etat, du ministère de l'agriculture ou de celui chargé de l'écologie et du développement durable. Cette édition a également démontré que l'expertise qui se développe depuis une dizaine d'années est collective et fait appel à l'interdisciplinarité. Enfin elle s'appuyait, davantage que l'année précédente, sur des études de cas pratiques, avec une mise en œuvre très concrète dans des domaines variés.

La troisième édition de ce séminaire, en 2012, ira plus loin, en montrant comment les valeurs issues de la monétarisation sont utilisées pour faire évoluer les décisions, publiques comme privées.

Atelier n°1 :

Ecosystèmes agricoles et forestiers

Grischa PERINO – Land uses change: impact on agricultural gross margins and carbon storage capacity

Grischa PERINO est docteur en économie de l'Université de Heidelberg, et actuellement chercheur associé à l'Université d'East Anglia, au sein du Centre pour la recherche économique et sociale sur l'environnement (CSERGE). Spécialisé en économie de l'innovation environnementale, il a publié plusieurs articles dans des revues académiques à comité de lecture de haut niveau (Environmental and Ressources Economics, Energy Economics) et a participé récemment aux travaux du UK National Ecosystems Assessment (UK NEA).

Introduction

The UK National Ecosystem Assessment (NEA) was commissioned by the Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra) jointly with the devolved institutions in Wales, Northern Ireland and Scotland, United Nations Environment Programme (UNEP), the Economic and Social Research Council (ESRC), Natural Environment Research Council (NERC) and others. The final report was published on 2nd June 2011 and about 500 natural scientists, economists and social scientists participated in the project. The UK NEA takes stock of the UK's ecosystem and constitutes the first attempt to provide economic valuations of the major ecosystem services at a national but spatially differentiated level.

The NEA's general approach was to identify the key ecosystem services provided by each habitat, establish their current state, and value them in monetary terms using established methods of market and non-market valuation. Some of the services included are agricultural production, pollination services, water quality, carbon sequestration, recreation and other amenity values (e.g. of urban greenspace). In the scenario analysis, the marginal value functions derived for some of the key ecosystem services were combined with six plausible scenarios for 2060 that specified changes in habitats, population and economic activity across the UK. This procedure allowed the computation of monetary values for the changes in ecosystem services associated with each of the scenarios. In what follows the work done for two such services, agricultural output and land use driven greenhouse gas emissions, will be outlined briefly. More detailed descriptions can be found in chapters 22 and 26 of the NEA's Technical Report.

Table 1 Summary impacts for the changes from the 2000 baseline to 2060 under each of the UK NEA Scenarios (low climate change scenario) in Great Britain (£million per year). Positive numbers indicate improvements from the baseline (negative numbers indicate worsening situations). The last but one row ranks the Scenarios when only their market values are considered (1= highest value; 6 = lowest values with green values being positive and purple indicating negatives). The final row repeats this ranking when all values (market and non-market) are considered. Scenarios are as follows: GF = Go with the Flow; GPL = Green and Pleasant Land; LS = Local Stewardship; NS = National Security; NW = Nature@Work; WM = World Markets

	GF	GPL	LS	NS	NW	WM
Market agricultural output values *	220	-290	350	680	-510	420
Non-market GHG emissions †	-800	2,410	-100	3,590	4,590	-2,130
Non-market recreation ‡	5,710	6,100	1,540	4,490	24,170	5,040
Non-market urban greenspace ¶	-1,960	2,350	2,160	-9,940	4,730	-24,000
Total monetised values §	3,170	10,570	3,950	-1,180	32,980	-20,670
Rank: Market values only	4	5	3	1	6	2
Rank: All monetary values	4	2	3	5	1	6

* Change in total Great Britain farm gross margin.

† Change from baseline year (2000) in annual costs of greenhouse gas (GHG) emissions from Great Britain terrestrial ecosystems in 2060 under the UK NEA Scenarios (millions £/year); negative values represent increases in annual costs of GHG emissions

‡ Annual value change for all of Great Britain.

¶ Undiscounted annuity value; negative values indicate losses of urban greenspace amenity value.

§ We acknowledge some double counting between urban recreation and urban greenspace amenity value. Further data is needed to correct for this.

Source: UK NEA (2011), Synthesis Report, p. 50

Agricultural production

In order to be able to predict the changes in agricultural land use and hence ultimately the change in the value of agricultural output in the UK, a land use model was empirically estimated at a 2 km² resolution for Great Britain. The impact of climate variables, geography, soil quality and non-agricultural land uses on crop choice and livestock numbers were estimated. The model's specifications are presented in Fezzi and Bateman (2011). The estimated parameters were then used to evaluate the effect of the changes implied by the six NEA scenarios. Based on these predicted land use changes, the changes in farm cross margins were computed as an approximation of the change in the value of agricultural output. Aggregated over the entire UK, the change in farm cross margin ranged from -510 million to 680 million pounds per year across scenarios (see Table 1).

Carbon storage and emissions

The predicted changes in land use computed for the agricultural part (complemented by changes in woodlands) were also used to calculate the change in net greenhouse gas (GHG) emissions associated with the NEA scenarios. In doing so the following aspects have been considered:

- a) the carbon stored in trees and crops
- b) the release caused by felling of trees and harvest of crops
- c) the change in soil carbon, and
- d) the GHG emissions caused by the use machinery and fertilizers.

Aggregated over the UK, the change in benefits derived from GHG stored varies from -2 130 million to 4 590 million pounds per year across scenarios (see Table 1).

Conclusion

An important lesson from the NEA is that taking non-market benefits and costs into account makes a huge difference to the ranking of future scenarios and hence policy options. Focusing only on market values like those created by agricultural output produces a ranking of future states of the world that is almost exactly reversed if non-market benefits are taken into account (see the last two rows in Table 1).

While there are still a number of shortcomings in methodology and data availability, the NEA has demonstrated that key ecosystem services can be meaningfully measured in monetary terms at the national level while also taking spatial heterogeneity into account. Furthermore, the findings of the NEA have provided the evidence base for many policies included in the UK government's White Paper on the Natural Environment 'The Natural Choice'. It therefore has had a substantial and lasting impact on UK environmental policy.

References

Bateman I.J., Mace G.M., Fezzi C., Atkinson G., Turner K. (2011) *Economic analysis for ecosystem service assessment*, *Environmental and Resource Economics*, vol. 48, pp. 177-218

Fezzi C. and Bateman I.J. (2011) « Structural agricultural land use modeling for spatial agro-environmental policy analysis », *American Journal of Agricultural Economics*

The UK National Ecosystem Assessment (NEA), Technical Report, 2nd June 2011, available at : <http://uknea.unep-wcmc.org>

Julien HARDELIN et Serge GARCIA – Les services rendus par la forêt : une analyse spatiale

Serge GARCIA est chargé de recherche INRA et directeur adjoint du Laboratoire d'Économie Forestière (LEF). Economiste de l'environnement et des ressources naturelles, spécialisé en économétrie appliquée, il travaille actuellement sur l'évaluation des services environnementaux de la forêt, le comportement des propriétaires forestiers et les incitations environnementales. L'étude présentée ici a été réalisée avec le concours de Jens ABILDRUP et Anne STENGER.

Le service de la forêt pour la qualité de l'eau : une analyse économétrique spatiale des coûts d'alimentation en eau potable

L'objectif de notre étude est d'estimer la valeur économique du service écologique de la forêt sur la qualité des eaux brutes destinées à la consommation humaine. Le couvert forestier est habituellement associé à la protection des ressources en eau contre les contaminations, et à la réduction des coûts d'alimentation en eau potable (AEP). Dans cette étude, nous souhaitons savoir dans quelle mesure il est possible de valoriser le service rendu par la forêt en termes de qualité des eaux brutes à partir des variations des coûts d'AEP observés dans différents services municipaux de distribution d'eau potable.

Les services d'eau potable doivent produire de l'eau d'une qualité suffisante pour la consommation humaine à partir des ressources disponibles en eaux brutes (eaux souterraines ou de surface). Il faut ensuite distribuer cette eau en permanence en s'adaptant à la demande quotidienne tout en préservant sa qualité lors de son transport dans les conduites de distribution. L'AEP couvre toutes les opérations depuis l'extraction des ressources jusqu'aux robinets des usagers. Par conséquent, le processus de production se compose de plusieurs fonctions (à savoir la production et le traitement, le stockage, la pressurisation, la distribution), chacun engendrant des coûts spécifiques. Différentes caractéristiques des services (par exemple, le nombre d'usagers connectés au réseau de distribution, leur demande en eau, la taille du réseau) peuvent alors influencer sur la technologie et doivent être pris en compte dans l'analyse des coûts d'AEP.

En raison de processus écologiques complexes (qui dépassent les frontières administratives des services d'eau), de la technologie utilisée pour prélever l'eau brute et de la nécessité de distribuer l'eau à des consommateurs dispersés sur un territoire donné, les aspects spatiaux de l'offre et de la demande d'eau potable sont assez évidents et doivent être pris en compte. Par exemple, les coûts d'AEP peuvent être influencés par la concurrence pour des ressources en eau localement rares. Si la demande en eau est élevée par rapport aux ressources disponibles dans un secteur donné, les services d'eau peuvent s'étendre aux régions voisines et profiter de leurs ressources en eau. Cela a comme conséquence d'augmenter la rareté et les coûts d'AEP pour les services voisins. Par ailleurs, la zone de distribution des services d'eau et l'occupation des sols diffèrent. L'impact de ces derniers sur les coûts des services doit donc être mesuré en prenant en compte la distribution des usages des sols à la fois sur l'aire des services d'eau considérés mais aussi sur celle de ses voisins.

Ainsi, dans le cas de notre modélisation économétrique, il était important de considérer l'interaction spatiale sur au moins deux échelles spatiales : les aires de services de l'AEP et les usages des sols.

Dans cette étude, nous avons tenté de répondre à trois questions :

- i. Est-ce que la forêt, par rapport à d'autres usages des sols, réduit les coûts de l'approvisionnement en eau potable? Et quelle est l'échelle spatiale pertinente pour étudier la relation entre usages des sols et coûts de l'eau ?
- ii. Existe-t-il des interdépendances spatiales dans l'organisation des services d'eau potable, principalement en raison de retombées technologiques ?
- iii. Dans quelle mesure les coûts d'AEP sont affectés par les interactions spatiales ?

Nous proposons une méthode d'évaluation à partir de données relatives à la gestion de l'eau (prix et caractéristiques des services d'AEP) et de données sur les usages et l'occupation des sols (dont

la proportion de surfaces boisées). La méthode consiste à trouver les facteurs explicatifs des coûts d'AEP et à déduire de la variation des prix de l'eau la valeur du service de la forêt. En raison de l'utilisation de différentes échelles géographiques (dans notre cas, la zone de distribution d'eau potable des services et les différents usages des sols) et l'existence potentielle d'externalités technologiques et organisationnelles entre les services d'eau, notre travail prend en compte l'hétérogénéité spatiale des services et leurs corrélations spatiales. Pour cela, notre modélisation suppose que les coûts de fourniture d'eau potable aux différents usagers, supportés par le service d'eau, dépendent de la qualité des eaux brutes utilisées par le service et de ses propres caractéristiques, mais aussi de la qualité des eaux brutes aux alentours du service, du volume d'eau potable produit par les services voisins, et des caractéristiques des services voisins. La qualité des eaux brutes dépend de l'occupation des sols sur l'aire de service d'AEP, mais également des usages des sols dans le voisinage du service. Finalement, l'équation estimée dans notre étude représente le schéma de tarification du service qui met en relation le prix et les coûts du service.

Notre analyse empirique porte sur le département des Vosges pour lequel nous avons un ensemble de données relativement complet sur les services d'eau et les captages d'eau par rapport aux autres départements français dans le bassin d'eau Rhin-Meuse. En outre, les cartes établies avec le Système d'Information Géographique (SIG) et la localisation des captages d'eau sont indispensables pour une analyse spatiale. Il y a 283 services d'eau dans les Vosges qui desservent 515 municipalités. L'eau brute (eau souterraine ou de surface) est fournie par 1070 captages d'eau. Certaines municipalités ont été retirées de l'analyse parce que nous n'avions pas le prix de l'eau potable (56 sur les 515 municipalités). Notre échantillon final contient 232 services.

Tout d'abord, il apparaît que le prix de l'eau potable diminue avec l'augmentation de la proportion de terres forestières sur la zone de service ainsi que la présence de forêts dans les services voisins. Ces résultats confirment que l'occupation des sols est un déterminant crucial de la qualité de l'eau sur la zone d'eau brute, à l'échelle de la distribution d'eau potable, et que la forêt doit avoir une couverture plus large que la zone de distribution du service pour fournir son service de protection écologique de l'eau. Par ailleurs, dans notre échantillon, il n'est pas rare que les captages d'eau soient situés hors de la zone de service, dans les communes voisines desservies par d'autres services en raison de la rareté ou la mauvaise qualité des ressources locales en eau. Cela peut aussi expliquer l'influence positive des forêts dans les zones desservies par des services d'eau voisins. L'impact très significatif des zones forestières dans le voisinage du service d'eau soutient fortement l'hypothèse que l'aire de la fonction écologique des forêts ne correspond pas à la zone de distribution de l'eau potable. Par ailleurs, même si la relation n'est significative qu'à l'échelle du service d'eau, l'occupation des sols (autres que l'agriculture) comprenant les prairies, les marécages, et les lacs et rivières, et qui capture potentiellement des effets positifs d'usages des sols non polluants fait également baisser les coûts de l'eau.

Enfin, le coefficient associé à la quantité d'eau consommée dans les services d'eau voisins est significativement positif. Plus le niveau de prélèvement d'eau est intensif dans une zone dépassant les frontières du service, plus son prix sera élevé. Ce résultat exprime la pression sur la ressource en eau consécutive à une forte demande, qui affecte directement (et négativement) la qualité et la quantité d'eau disponible.

La question qui se pose légitimement est de savoir si ces résultats ne reflètent pas uniquement des coûts d'AEP plus élevés en raison d'une agriculture polluante. En effet, on pourrait penser qu'une grande partie de la motivation n'est pas directement liée à la forêt en tant que service de protection des bassins versants et productrice d'eau de qualité, mais plutôt en tant que la forêt n'est pas dommageable pour l'eau comme l'est l'agriculture. C'est pourquoi nous avons comparé les effets des zones d'agriculture à ceux des couverts forestiers. Les résultats montrent que l'agriculture est la principale cause de la hausse des coûts de l'eau (mais seulement à l'échelle du service étudié). On montre que la présence de forêts avoisinant le service conduit à une diminution des coûts, indiquant ainsi que les forêts protègent les eaux brutes à une plus grande échelle.

Comme avec la méthode des prix hédonistes, il est possible, à partir du modèle empirique estimé, de calculer la valeur économique du changement de l'attribut environnemental (ici la proportion de couvert forestier). La valeur économique du service écologique rendu par les forêts sur la qualité de l'eau brute utilisée pour l'AEP est mesurée par rapport à un autre usage des sols. En outre, notre modèle spatial nous permet de calculer la valeur de la forêt non seulement (directement) pour le service d'eau où elle se trouve, mais aussi (indirectement) pour les services voisins.

L'augmentation d'un point de la proportion du couvert forestier (remplaçant des terres agricoles) conduit à une diminution directe de 0,007 € pour un prix moyen de 1,08 € par mètre-cube. Cette augmentation de la proportion de forêts entraîne également une diminution de 0,008 € pour les services d'eau voisins. Cela donne une diminution totale de 0,015 € par mètre-cube. Cet effet sur le prix peut paraître plutôt faible, mais des simulations pour le service moyen des Vosges d'un boisement d'un hectare indiquent des économies d'environ 138 € par an sur les factures d'eau des ménages. La valeur simulée est plus faible lorsque la forêt remplace d'autres usages des sols non polluants (autres que les terres agricoles et les zones urbaines). Nous ne trouvons qu'un impact indirect, mais il conduit à une diminution de 0.011 € du prix de l'eau et la valeur du service écologique est estimée à 99 € pour un hectare de forêt par an.

Julien HARDELIN est ingénieur des Ponts, des Eaux et des Forêts et docteur ès sciences économiques de l'École Polytechnique. Il est chargé de mission Forêts-Océans au CGDD (MEDDTL) où il travaille sur l'évaluation économique et les instruments de politique environnementale. L'étude présentée ici a été réalisée avec le concours de Philippe PUYDARRIEUX, Elen LEMAITRE-CURRI et Silvia CORDELLA.

Un point sur la spatialisation de la valeur des services écosystémiques des forêts en France métropolitaine

Le rapport du CAS (2009) portant sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes souligne la nécessité de prendre en compte les spécificités écologiques et socioéconomiques locales dans l'évaluation des services écosystémiques. Afin de donner suite à cette recommandation, une analyse des données et de la littérature existante permet de faire le point sur les possibilités de spatialisation des valeurs des services rendus par les écosystèmes forestiers en France métropolitaine.

1. Les valeurs de référence proposées par le CAS (2009)

Rappel des valeurs de référence

Les valeurs proposées par le CAS (2009) sont les premières valeurs de référence qui pourraient être utilisées dans les évaluations socio-économiques des projets d'infrastructures. Toutefois avant de pouvoir disposer de valeurs de référence robustes, il reste à franchir plusieurs frontières dont la variabilité spatiale des valeurs. Dans le rapport Chevassus-au-Louis (CAS, 2009), la valeur économique des services écosystémiques rendus par les forêts en France métropolitaine est évaluée par rapport à un scénario de référence correspondant à la destruction totale de l'écosystème. Il reste à ce stade du travail, de nombreux services non évalués.

Service écosystémique	Valeur proposée
Services d'extraction - bois - autres produits forestiers (hors loisirs)	75 € (de 75 € à 160 €) de 10 € à 15 €
Services de régulation - séquestration du carbone - stockage de carbone - autres gaz atmosphériques - eau (quantité annuelle) - eau (régulation des crues) - eau (qualité) - protection (érosion, inondations) - biodiversité - autres services de régulation (santé, etc.)	115 € 414 € (de 207 € à 414 €) Non évalué 0 € Non évalué 90 € Non évalué Non évalué directement Non évalué
Services culturels - randonnée (hors chasse et produits annexes) - chasse - autres services culturels	200 € (de 0 à 1000 €) de 55 € à 69 € Non évalué
TOTAL (min. - max.)	Approx. 970 € de 500 € à plus de 20 00 €

Source : d'après CAS (2009), p.315

Trois services représenteraient donc entre 75 et 90% de la valeur économique totale estimée (VET) des services écosystémiques rendus par les forêts : le service de régulation du carbone représenterait 55% de la VET, le service de récréation 20% de la VET et le service de régulation de la qualité de l'eau 10% de la VET. Le CAS a souligné la potentielle variabilité spatiale importante de ces valeurs et particulièrement celle de la valeur des services récréatifs (estimée, entre 0 et 1 000 €.ha⁻¹.an⁻¹). Peut-on aller plus loin que le CAS en utilisant les données actuellement disponibles ?

Qu'est-ce que la spatialisation ?

Les variations spatiales significatives, tant de la production que de l'utilisation des services écosystémiques, invitent à une approche déclinée au niveau géographique. D'autre part, certains services écosystémiques peuvent s'additionner sur une même unité d'espace. A contrario, des corrélations négatives peuvent apparaître. Une valeur moyenne masquera ces compléments ou ces substituts potentiels.

Même s'il n'y a pas de définition clairement établie d'une approche spatiale, on peut toutefois l'appréhender comme le changement d'échelle d'une valeur moyenne nationale vers une valeur moyenne départementale ou régionale. Pour certains services, dans l'esprit de la trame verte et bleue, il conviendra également de s'interroger sur les interconnexions entre unités géographiques.

Notre présentation s'intéresse uniquement aux services de régulation du carbone et de récréation, choisis pour la part significative de la VET estimée qu'ils représentent.

2. Essai de spatialisation des services de régulation du carbone

Fixation et stockage de carbone par les forêts françaises métropolitaines

Les estimations du CAS (2009) fournissent les valeurs moyennes nationales suivantes :

- **Fixation de carbone (flux) :** 1 tc.ha⁻¹.an⁻¹, soit ou 3,6 tco₂.ha⁻¹.an⁻¹.
- **Stock de carbone (stock) :** 150 ha⁻¹.an⁻¹, soit 540 tco₂.ha⁻¹, réparties pour deux tiers dans le sol et un tiers dans les arbres.

Essai de spatialisation des valeurs de référence

On note, depuis plusieurs décennies, une augmentation régulière en France à la fois des surfaces forestières et des stocks de carbone à l'hectare. Plusieurs méthodes sont envisageables pour évaluer les stocks et les flux :

- Le CITEPA (Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique) produit des résultats qui ne sont pas destinés à alimenter des valeurs de référence.
- L'IFN (Inventaire forestier national), tous les 12 ans en moyenne (de 10 à 18 ans), produit une évaluation quantitative sur la base d'une trame d'un point tous les 130 ha. Cette maille reste assez imprécise.

Le taux de croissance de la surface forestière en France est très variable d'une région à l'autre. Le taux de croissance sera en pratique plus important dans les régions faiblement boisées. Cet effet surface va modifier sensiblement la production de services écosystémiques, tels que la régulation du carbone.

Afin de monétariser, on a recours à la trajectoire du prix du carbone dans le temps fournie par le rapport Quinet (2009). On cherche aussi à obtenir des données de stocks et de flux au niveau départemental d'après les estimations fournies par le dernier inventaire forestier national. On appréhende déjà à ce stade la forte variabilité spatiale des stocks de carbone par hectare selon les départements. Estimés en valeur, ceux-ci varient de 6500 €₂₀₁₀ à 12 000 €₂₀₁₀. La variabilité intra-départementale peut également s'avérer très élevée.

La quantification des flux s'avère plus complexe. Les flux dépendant de l'avenir, il est indispensable de définir des scénarios de référence. Les hypothèses de ces scénarios de référence peuvent être discutées compte tenu des effets probables du changement climatique, des évolutions possibles des choix sylvicoles et des politiques forestières.

Par ailleurs, il convient de noter que la valeur actualisée du service de fixation du carbone est estimée, pour 10 tco₂.an⁻¹, à 17 000 € (Quinet 2009). Les essences forestières ayant des aptitudes différentes à fixer le carbone, on comprend que le service de fixation du carbone variera

spatialement plus ou moins selon les essences mais aussi selon le climat, le type de sol, le type de peuplement, ou encore la sylviculture.

Il conviendra nécessairement dans les évaluations des flux par hectare de corriger l'effet de la variation de surface forestière.

Enfin, à l'échelle d'un projet d'infrastructure de transport, il faut se rappeler que même une valeur départementale restera imprécise pour approcher la valeur du service de fixation du carbone perdu du fait de l'infrastructure.

3. Essai de spatialisation des services récréatifs de la forêt

Les services culturels sont définis par le MEA (2005) comme les «bénéfices intangibles que les individus retirent des écosystèmes à travers l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, les loisirs, et les expériences esthétiques.» L'évaluation monétaire des services récréatifs a fait l'objet d'une littérature abondante, appliquée à différents types d'espaces naturels ou d'écosystèmes. Les deux grandes types de méthodes utilisées pour estimer la valeur des services récréatifs sont les méthodes basées sur les préférences déclarées et les méthodes basées sur les préférences révélées. Les méthodes basées sur les préférences révélées consistent à évaluer la valeur du service récréatif par le biais d'un marché lié à la consommation de service (coûts de déplacement, prix immobiliers, etc.). Les méthodes fondées sur les préférences déclarées consistent à faire révéler par le moyen d'enquêtes les consentements à payer des individus pour une amélioration de la qualité de l'environnement (voir par exemple CGDD, 2010).

Des méta-analyses au niveau international permettent d'approcher un large spectre de valeurs ; certaines valeurs peuvent d'ailleurs s'avérer très élevées. Toutefois, les variables explicatives de ces méta-études sont souvent insuffisantes (elles peuvent par exemple se limiter au nom de l'auteur) et ne permettent pas d'utiliser pleinement ces valeurs pour faire du transfert.

Une synthèse est fournie par la méta-analyse de Zandersen et Tol (2009) qui porte sur 26 études européennes d'évaluation de la valeur récréative des forêts par la méthode des coûts de transport réalisées entre 1977 et 2001 dans 9 pays et sur 251 observations. Elle fournit de nombreuses valeurs autour de 5 euros par visite.

En France, la première étude de valorisation des services récréatifs en forêt date de 1979. On note une très forte hétérogénéité des dates de production d'études. On dispose malgré tout d'études localisées (Ile de France, Lorraine, région méditerranéenne et certaines inter-régions forestières) qui produisent des valeurs conformes à l'ordre de grandeur proposé par la méta-analyse européenne. Toutefois, l'hétérogénéité des choix de modélisation entre les études rend difficile l'utilisation des valeurs produites.

Les problèmes d'ordre méthodologique restent cruciaux. Afin d'aller plus loin, il conviendra de prêter une attention toute particulière au choix du bon niveau d'échelle. Des questions mériteront de trouver réponse : comment standardiser les valeurs par unité spatiale ? Comment prendre en compte des facteurs autres que la biodiversité, comme par exemple les aménagements touristiques et l'accessibilité aux sites ? Certaines données complémentaires, comme les chiffres de fréquentation, mériteront certainement d'être intégrées aux études. Des études menées en région Provence-Alpes-Côtes-d'Azur ont par exemple montré la très grande variabilité de la fréquentation en fonction des sites.

A ce stade de la réflexion, l'intérêt d'approches spatialisées de la valeur des services de récréation produits par la forêt paraît évident mais les questions d'ordre méthodologique sont fondamentales et complexes. Il sera certainement nécessaire de bien standardiser et de définir ce qu'est un service. S'agit-il d'une visite, ou plutôt d'une heure passée en forêt ?

Conclusion

Cette présentation a proposé un état des lieux des possibilités de spatialisation de la valeur économique des forêts françaises métropolitaines, en considérant les services de régulation du carbone et de récréation. Deux enseignements principaux peuvent en être tirés : premièrement, les valeurs estimées présentent une variabilité spatiale significative aux échelles considérées - département pour la régulation du carbone, inter-région forestière pour le service récréatif. Deuxièmement, des investigations complémentaires sont à mener pour davantage prendre en compte les facteurs explicatifs potentiellement importants dans la formation des valeurs des services liés aux écosystèmes forestiers : caractéristiques écologiques, climatiques et, dans le cas de la valeur récréative, socio-économiques.

Arthur KATOSSKY – Une analyse bio-économique des haies. Vers une « évaluation monétaire » des « services rendus par les écosystèmes » ?

Arthur KATOSSKY, économiste, statisticien, est chargé de mission en économie de l'environnement au sein du CGDD, spécialisé dans les techniques économétriques d'analyse du comportement des ménages.

L'objectif de la présente étude était de prolonger le travail qui avait été effectué par le Centre d'Analyse Stratégique (CAS) en 2009 dans son rapport sur *l'Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* en réalisant une évaluation monétaire des services rendus par les écosystèmes para-agricoles, écosystèmes qui n'avaient pas été abordés dans le rapport. Nous présentons ici la méthode développée durant l'exercice de monétarisation et ses enseignements, qui nous ont amenés à remettre en perspective la notion de « services rendus par les écosystèmes ».

La notion d'écosystème para-agricole

La notion d'« écosystème para-agricole » recouvre l'ensemble des écosystèmes auxiliaires des cultures. Ils peuvent être définis comme des écosystèmes semi-naturels, qui ne sont pas explicitement gérés à des fins productives. Ils comprennent les mares, les bandes enherbées, les jachères, les bosquets... D'autres terminologies sont fréquemment employées, comme « éléments fixes du paysage » (Ministère de l'agriculture), « infrastructure agro-écologique » (laboratoire d'études en agronomie Solagro) ou « particularités topographiques » (Union européenne).

Le choix des haies

Traiter l'ensemble des écosystèmes para-agricoles s'est révélé rapidement une tâche démesurée, et pour plusieurs raisons le choix a été fait de se concentrer sur les haies. Quantitativement tout d'abord, celles-ci constituent la plus grande surface agricole utile après les prairies, déjà traitées dans le rapport du CAS¹. Qualitativement, de nombreuses études décrivent leur fonctionnement. Symboliquement pour finir, les haies ont été les grandes victimes du remembrement et de l'intensification agricole. Parmi les nombreuses définitions de la haie, nous avons retenu celle de l'Inventaire forestier national : « Formation linéaire arborée comportant des arbres sur au moins 25 m de long, sans interruption de plus de 10 m, sur une largeur inférieure à 20 m, et d'une hauteur potentielle supérieure à 1,30 m, avec concentration de 80 % de la biomasse sur moins de 2 m de large. ».

Déroulement de l'étude

L'étude a dans un premier temps cherché à reproduire les analyses pré-existantes. Pour cela, elle s'est servie du cadre d'analyse retenu par le CAS :

- « [estimer] la totalité des pertes pouvant résulter de l'altération d'un écosystème » dans « une logique d'analyse coût/avantages »² ;
- « distinguer deux composantes [de la biodiversité] : l'une qualifiée de " remarquable " » ne relevant pas de l'évaluation économique, « l'autre, qualifiée de " générale " (ou " ordinaire ") », en prenant ici pour hypothèse que les haies appartiennent à la biodiversité ordinaire ;
- « ne pas chercher à évaluer directement [la biodiversité générale] mais le faire à partir des services des écosystèmes dont profite la société ».

¹ Centre d'analyse stratégique, Rapports et documents n°19, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* (2009), cité supra.

² Premier point de la « Synthèse opérationnelle concernant l'élaboration de valeurs de référence », p.7-10, ibid. Les citations suivantes proviennent des points 2, 3, 5, 6 et 8.

Le paradigme est donc celui de l'économie du bien-être, qui fonde l'analyse coût/bénéfice et plus généralement l'économie publique (voir encadré). La « valeur économique » des haies est alors définie comme la somme des « bénéfices sociaux » produits par les « services écosystémiques » qu'elle « produit ». La fonction de bénéfice social retenue est implicitement la somme des revenus des résidents français (personnes morales ou physiques), dans la tradition néoclassique. Chaque bénéfice est calculé relativement à l'absence de l'écosystème d'intérêt, et non par rapport à la présence d'un écosystème concurrent³. Lorsque tous les « services » et les « desservices » (ou nuisances, à l'origine de « coûts sociaux ») sont comptabilisés, on obtient la « valeur économique totale » des services rendus par l'écosystème⁴.

Chiffrage des services de production de bois et de fixation du carbone

L'étude a d'abord évalué le bien-être généré par les « services » pour lesquels les données étaient les plus facilement disponibles, à savoir la production de bois et la rétention de carbone⁵. Pour la production de bois, grâce aux connaissances disponibles, même partielles, sur le linéaire de haies, sur le volume de bois prélevé annuellement dans les haies, sur le coût d'exploitation et sur le prix de vente, il est possible d'approcher le profit des producteurs. Celui-ci s'élève approximativement à 30 € par kilomètre et par an, soit un flux d'environ 20 millions d'euros par an. Toutefois, les coûts d'exploitation représentent aussi un profit pour d'autres agents de l'économie (fabricants de machines, scieurs, salariés, etc.). Par voie de conséquence, le profit ici mesuré est un minorant de la totalité du bien-être généré.

La rétention de carbone peut être évaluée à partir du linéaire de haie, au prix de quelques hypothèses sur leur composition en essences végétales. Pour un « coût social » de la tonne de carbone émise évalué à 32 euros⁶ en 2010 et un « taux de rémunération » de ce service fixé à 4 %⁷, on obtient alors une « valeur monétaire » située entre 150 et 240 euros par kilomètre par an, soit entre 0,11 et 0,17 millions d'euros par an. En revanche, la fixation de carbone n'a pas pu être évaluée : l'âge des haies est inconnu (or une haie jeune incorpore d'importantes quantités de carbone alors qu'une haie âgée s'approche progressivement d'un fonctionnement neutre) et la variation annuelle du linéaire de haie (arrachage ou plantation) est connue de façon trop imprécise.

³ « Dans cette approche des différents services, le groupe de travail a pris l'option d'évaluer la valeur annuelle du service par rapport à une situation où il s'annulerait complètement si l'écosystème concerné était détruit. » (p.304, Ibid).

⁴ En toute rigueur, la « valeur économique » de la haie devrait être le bénéfice social de la haie, et non la somme des bénéfices sociaux des « services » qu'elle « produit ». Cette dernière définition simplifie l'analyse (chaque utilisation de l'écosystème par l'homme peut être étudiée séparément) mais introduit un risque de « doubles comptes », puisqu'il est difficile de tracer des frontières nettes entre un « service » et un autre. Par exemple, une formation boisée en bordure de cours d'eau (ripisylve) participe : (1) à l'épuration de l'eau ; (2) à la baignade via (a) la qualité de l'eau (conséquence d'une bonne épuration) et (b) la qualité du paysage. La disparition de la ripisylve annule l'épuration de l'eau et dégrade donc la qualité de l'eau. Le consentement à payer des baigneurs pourrait donc être attribué à l'épuration de l'eau. D'un autre côté, la disparition de la ripisylve modifie le paysage, le consentement à payer des baigneurs pourrait donc également être attribué au paysage. Au moment de sommer les différents « services », le consentement à payer des baigneurs risque ainsi d'être compté deux fois.

⁵ Le CAS distingue la « fixation » de carbone (incorporation de carbone atmosphérique) et le « stockage » de carbone (maintien de carbone sous forme non atmosphérique), ici dénommé « rétention » de carbone. Dans le premier cas, il y a un « service » car la concentration de carbone atmosphérique diminue, dans le deuxième cas également, car – au moins – elle n'augmente pas.

⁶ Centre d'analyse stratégique, Rapports et documents n°16, *La valeur tutélaire du carbone* (2009) dit « rapport Quinet »

⁷ Centre d'analyse stratégique, Rapports et documents n°19, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* (p.317)

L'économie du bien-être

L'économie du bien-être est une branche de l'économie qui tente de définir et de caractériser un « bien-être » social à partir d'un « bien-être » personnel. Cette approche théorique objective les jugements moraux qui hiérarchisent une situation A par rapport à une situation B : passer de l'une à l'autre représente un « bénéfice social » si le bien-être s'accroît et un « coût social » si le bien-être diminue. L'économie du bien-être est à la base de nombreuses sous-disciplines de l'économie, comme l'économie publique, l'économie de la justice ou l'économie de l'environnement.

L'**approche néoclassique** de l'économie du bien-être repose sur les hypothèses suivantes :

- une situation économique se caractérise par la façon dont les choses (ou ressources) sont réparties (y compris les ressources monétaires ou revenus) ;
- les personnes sont les mieux placées pour juger leur propre bien-être (rationalité) ;
- le bien-être des personnes (ou utilité) est égal à leur revenu (utilité cardinale) ;
- le bien-être de la société est la somme des bien-être particuliers.

L'**approche moderne** distingue, contrairement à la précédente, l'efficacité et la répartition. Elle ne revient ni sur la caractérisation d'une situation économique par la répartition des ressources, ni sur la rationalité des personnes. Sous ces hypothèses, l'efficacité peut être définie « objectivement » à partir d'utilités ordinales, grâce au critère de Pareto. Celui-ci est objectif dans le sens où il n'impose aucune comparaison entre l'utilité de deux personnes 1 et 2 : une situation A collectivement meilleure qu'une situation B est une situation où 1 est dans une meilleure situation (selon son propre critère d'utilité), sans que 2 ne voie sa situation se dégrader (selon le sien), ou réciproquement que 2 soit dans une meilleure situation sans que celle de 1 ne se dégrade.

Mais il existe de très nombreuses situations « efficaces », qui se distinguent par une différente répartition des choses entre les personnes. Le choix entre ces différentes répartitions est nécessairement normatif au sens où il demande la définition d'un « bien-être social » introduisant une importance relative des utilités et donc, de fait, un jugement moral. **En pratique, la définition du bien-être revient à définir une fonction croissante des utilités individuelles.** Sauf si le bien-être des personnes est mesuré dans une unité monétaire (typiquement le revenu) et que le bien-être social est défini comme la somme des bien-être des personnes, **le bien-être social est exprimé sans unité, comme l'utilité.**

Remarquons que – dans l'approche moderne – **un « coût »**, au sens usuel du terme de « coût financier personnel », **n'est généralement pas un « coût social »**. En effet, dans tout transfert financier, un coût pour une personne 1 est généralement une recette pour une personne 2 et on ne peut pas déterminer a priori si la perte d'utilité de 1 est plus importante que le gain d'utilité de 2. Lorsque l'échange est volontaire, la marchandise donnée par 2 à 1 en contre-partie du versement accroît l'utilité de 1 plus que ne lui coûte le paiement, et inversement diminue l'utilité de 2 moins que la recette. Dans le cas contraire l'échange n'aurait pas lieu ! Puisque à la fois le bien-être de 1 et 2 augmente, il est clair que le bien-être collectif augmente.

En revanche, dans l'approche néoclassique, le bien-être étant défini comme la somme des revenus des personnes, un transfert financier d'une personne à une autre, même en contre-partie d'un échange de marchandises, est neutre sur le bien-être social.

Chiffrage des autres services rendus par les haies

Calculer la « valeur économique » d'autres « services rendus » par les haies s'est en revanche avéré plus difficile, voire impossible. En effet, les haies sont des écotones, c'est-à-dire des interfaces entre plusieurs écosystèmes. Les écotones ont la propriété de modifier le comportement des écosystèmes environnants. Mais il est difficile, voire impossible, de distinguer le rôle des haies du rôle des autres écosystèmes dans l'apparition d'un processus écologique utile à l'humain.

Par exemple, les haies interviennent de façon indirecte et multiple dans le cycle de l'eau. Elles bloquent le vent et limitent l'évapotranspiration ; elles stockent l'eau dans leurs racines ; limitent le ruissellement en présence de pentes ; favorisent l'infiltration ; ont des vertus épuratoires. Ces processus écologiques dépendent de façon complexe des espèces présentes dans la haie, de celles présentes dans les écosystèmes adjacents, du relief, du climat...

Comprendre le rôle de la haie dans ce système est aussi complexe que comprendre le rôle d'une gène dans l'expression d'un phénotype. Et même si une relation claire est trouvée entre la présence d'une caractéristique et un processus, il n'est pas impossible que la caractéristique influe

de façon connexe sur de nombreux autres processus qui ne sont pas conjointement observés, de la même façon qu'un médicament a souvent des effets secondaires insoupçonnés. À rebours des tenants de l'« écologie fonctionnelle », certains économistes comme Arild Vatn et Daniel W. Bromley vont même jusqu'à dire que le vivant est « fonctionnellement transparent » (Choices without prices without apologies, 1993), au sens où il n'est pas possible de déterminer la contribution d'un élément au fonctionnement d'un système avant que l'élément soit modifié et le système transformé (comme dans le cas des essais cliniques en biologie). Dans ce cas, personne ne peut garantir l'exhaustivité pourtant nécessaire de la « valeur économique totale ». Les nombreux protocoles scientifiques d'expérience contrôlée en agronomie restent le moyen principal pour démêler ces facteurs et ces mécanismes.

Au-delà de ce débat théorique, il reste que la grande diversité des combinaisons possibles entre toutes les caractéristiques importantes des haies ne permet pas une analyse au niveau national dans l'état des connaissances actuelles, sans passer auparavant par une analyse au niveau adapté à la compréhension des phénomènes d'intérêt. Les données existent, mais demandent encore un long travail de collecte et d'homogénéisation.

Quelles alternatives ?

Au-delà de la question des données, l'analyse décrite ci-dessus est limitée par les hypothèses simplificatrices d'indépendance des « services » et d'effet marginal de leur disparition. En réalité, les processus écologiques dont les haies sont porteuses sont étroitement corrélés. En outre, si un nombre suffisamment important de haies est concerné, ou si ces haies sont un élément indispensable au fonctionnement des processus bio-géographiques régionaux, l'impact de leur disparition n'est pas marginal. Un modèle général (d'équilibre ou dynamique), prenant en compte l'évolution corrélée des caractéristiques des « agents », doit alors être préféré à ces évaluations marginales.

Si les méthodes de modélisation sont connues, les réflexions menées précédemment induisent des choix méthodologiques particuliers, notamment :

- une prise en compte de l'hétérogénéité et de la distribution conjointe des caractéristiques des agents du modèle, qui plaide pour les modèles de micro-simulation, ou modèles « à agents ».
- une prise en compte de l'indétermination. Les phénomènes vivants étant peu prévisibles, une approche – probabiliste ou non – rendant compte de l'incertitude des connaissances sur les phénomènes modélisés est recommandée.

Atelier n°2 :

Eau et milieux aquatiques

Stéphanie BLANQUART – Une évaluation économique des services rendus par les zones humides

Stéphanie BLANQUART, docteur ès sciences économiques de l'Université de Nice, travaille au sein de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne depuis 4 ans, en tant qu'experte en économie de l'environnement au sein de la Direction de l'évaluation et de la planification.

Les zones humides fournissent des biens et services, dont la société retire des bénéfices directs ou indirects importants. Et pourtant ces zones sont menacées par les activités humaines : l'extraction de matériaux, le drainage agricole ou encore l'urbanisation...

Face à l'importante régression des zones humides dans les dernières décennies, une prise de conscience collective émerge. La nécessité de leur préservation est inscrite dans les politiques nationales et internationales et avec elle la volonté d'améliorer les connaissances sur ces zones.

Le concept de services écosystémiques nous aide à reconnaître les nombreux bénéfices que nous offrent les zones humides. Ainsi, la synthèse réalisée par *The economics of ecosystems and biodiversity* souligne que le fait de reconnaître la valeur des écosystèmes, paysages, espèces et autres aspects de la biodiversité suffit parfois à assurer la conservation et l'utilisation durable de l'écosystème.

A un niveau plus local, l'amélioration de la connaissance est devenue une nécessité pour répondre aux enjeux opérationnels de gestion, notamment ceux qui découlent du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) du bassin Loire-Bretagne. L'orientation fondamentale « Préserver les zones humides et la biodiversité » fait en effet reposer l'exigence de préservation ou de récréation sur la notion d'équivalence des services rendus par les zones humides. Cette exigence est renforcée par le Grenelle de l'environnement qui confie aux agences de l'eau et au conservatoire du littoral l'acquisition d'ici 2014 de 20 000 hectares de zones humides.

Dans ce contexte, l'agence de l'eau Loire-Bretagne a cherché à évaluer les services rendus par les zones humides. Une étude a donc été menée par les bureaux d'études ACTeon et Ecovia entre janvier 2010 et avril 2011 sur sept sites du bassin Loire-Bretagne caractéristiques des différents types de zones humides. Ces deux bureaux d'études ont mené en parallèle, avec l'appui du Cemagref, un travail similaire sur des sites du bassin Seine-Normandie (CGDD, *Evaluation économique des services rendus par les zones humides*, septembre 2011), créant ainsi des synergies entre les deux études, notamment du point de vue de la méthodologie.

Des valeurs monétaires ont été estimées sur trois catégories de services : les services de régulation, les services de production et les services culturels. La biodiversité a également été étudiée. Ces services ont été évalués à partir d'enquêtes de terrain menées sur le Marais breton, les étangs de la Grande Brenne, les tourbières du Cézallier, la Loire Bourguignonne, la lagune de la Belle Henriette, le marais de Kervigen et la baie de Saint-Brieuc.

Pour mieux préserver les zones humides, cette étude fait ressortir qu'il nous faut améliorer nos connaissances et notamment :

- comprendre et déterminer la valeur économique d'une zone humide : identifier les services et usages rendus par les zones humides,
- analyser les usages dépendant de ces services ;
- comprendre quelles sont les pressions agissant sur les zones humides (industrie, agriculture, urbanisation) ;
- étudier les moteurs qui ont permis leur préservation ou pourront permettre une amélioration dans le futur ;
- développer une méthodologie robuste qui permette d'approcher la valeur globale de la zone humide ;
- comprendre les limites de l'exercice, les risques et les complexités en jeu dès lors que l'on traite de l'évaluation des services écosystémiques et de la biodiversité.

Principaux résultats par site

L'évaluation effectuée sur le **Marais breton** apparaît la plus complète : une grande diversité d'usages en lien avec les zones humides existe sur le site et la mise en oeuvre d'une analyse conjointe (enquête auprès de 300 personnes) a permis d'obtenir des informations précieuses sur la perception et la valorisation de la biodiversité par les habitants. La valeur totale estimée pour les zones humides du Marais breton est donc celle qui s'approche le plus d'une valeur économique totale. Le site étant également le plus grand en superficie, il est logique que la valeur économique du Marais breton soit la plus importante : 27 à 51,3 millions d'euros par an, ce qui représente une valeur comprise entre 800 et 1 500 euros par hectare et par an.

La valeur par hectare la plus élevée se situe sur un petit site d'étude : **les tourbières du Cézallier**. Malgré sa petite taille (222 ha), ce site présente une grande variété de services (biodiversité, régulation du climat, activités de promenade et observation de la nature). Pour les services liés à la population alentour (biodiversité, éducation et recherche, promenade), les valeurs agrégées sont relativement élevées et ne tiennent pas compte de la petite taille du site, ce qui explique la valeur à l'hectare artificiellement élevée et comprise entre 6 600 et 22 800 euros par hectare et par an.

Les étangs de la Brenne, dont un des atouts principaux est la biodiversité, offrent la valeur associée à la biodiversité la plus élevée comprise entre 13,1 et 27,5 millions d'euros pas an.

Sur le **marais de Kervigen**, malgré la présence d'un seul service, la valeur à l'hectare de la zone humide se situe au même niveau que la Loire Bourguignonne (de 500 à 1 100 euros par hectare et par an), ce qui s'explique par l'aménagement du site et sa grande efficacité épuratoire.

Concernant la **Loire Bourguignonne**, sans surprise, le service d'écrêtement des crues a la valeur la plus importante. Sur ce site, les valeurs sont relativement homogènes et la valeur à l'hectare est comprise entre 300 et 1 000 euros par an.

La Belle Henriette est une lagune renfermant une biodiversité remarquable, particulièrement propice à l'observation de la nature, et est également prisée des chasseurs. Différentes valeurs unitaires ont été proposées pour évaluer ce site, mais les données sont insuffisantes pour permettre réellement une agrégation à l'échelle du site.

L'analyse des services rendus par les zones humides de **la baie de Saint-Brieuc** s'est avérée difficile du fait de la taille du secteur étudié (plusieurs microsites) et de la diversité de milieux qui le constitue.

Conclusions

Des pistes de réflexion ont été présentées sur le rôle épuratoire de ces zones humides : quels bénéfices l'homme tirerait-il de la préservation de ces milieux humides? Quelle valeur ont ces zones humides au regard de leur rôle épurateur ?

Au final, l'évaluation économique permet de montrer que l'environnement a une valeur non nulle et doit entrer en compte dans les prises de décision. L'étude montre cependant que réduire un service rendu ou une zone humide à un chiffre par le biais de la monétarisation peut être réducteur. La simple identification du service est déjà un résultat en soi. Sa valorisation est un plus mais peut induire une perte d'information.

Ainsi, la valeur monétaire finale des services rendus par la zone humide doit être considérée comme un outil complémentaire au service de l'analyse qualitative.

Par ailleurs, l'étude a rencontré quatre types de limites :

- l'évaluation des services rendus par la biodiversité relève de méthodes qui peuvent être discutables (estimation des consentements à payer...);
- le choix du référentiel relève la plupart du temps d'un arbitrage : doit-on étudier la valeur de la zone humide dans l'absolu (exemple de l'excédent brut d'exploitation pour l'agriculture) ? Doit-on étudier la valeur de la zone humide comparativement à un autre milieu ou à un projet économique ? Comment avoir la même comparaison pour tous les services et les sites ? Est-ce comparable ?

- la difficulté de trouver une clé d'extrapolation peut induire des biais dans la valeur monétaire finale : on passe progressivement de la valeur unitaire à la valeur extrapolée du service, puis de la valeur par service à la valeur agrégée sur le site et enfin de la valeur du site à la valeur par hectare ;
- enfin pour certains services, il n'a pas été possible de proposer une valorisation monétaire, non parce que le service n'existerait pas, mais par défaut de données.

Références

L'étude intégrale est disponible sur le site de l'agence de l'eau Loire-Bretagne :

http://www.eau-loire-bretagne.fr/espace_documentaire/documents_en_ligne/guides_zones_humides

Olivier BOMMELAER – Quelques leçons de l'évaluation économique des services rendus par les zones humides

Olivier BOMMELAER, ingénieur en chef des ponts, des eaux et des forêts diplômé de l'École nationale du génie de l'eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES), est spécialisé dans l'économie de l'eau. Après une longue expérience à l'international et à l'Agence de l'Eau Seine Normandie, il a été chef du bureau de l'évaluation des politiques des risques, de l'eau, et des déchets de 2007 à 2011 et prépare actuellement pour la France le Forum mondial de l'eau à Marseille.

Les zones humides (marais, estuaires, lagunes, tourbières, lacs et étangs..., voir glossaire) sont des milieux divers, complexes, fragiles et extrêmement riches rendant un grand nombre de services. Menacées par les activités humaines, ces zones humides doivent être préservées. En vue de prévenir leur artificialisation, l'engagement n°112 du Grenelle Environnement prévoit ainsi l'acquisition d'ici 2015 de 20 000 hectares de zones humides par le Conservatoire du littoral et les Agences de l'eau. Il peut être alors utile de donner une valeur monétaire aux services rendus par ces zones, ces valeurs pouvant être intégrées dans des analyses coûts-bénéfices. Pour réaliser ces dernières, il conviendra de mettre en place des scénarios de référence dans lesquels le type d'utilisation des terres après disparitions des zones humides devra être défini.

Une valeur de référence à l'hectare

L'étude présentée ici a chiffré la Valeur Économique Totale (VET), c'est-à-dire l'ensemble des services rendus par les zones humides (voir glossaire), du Parc Naturel Régional (PNR) des marais du Cotentin et du Bessin, situé à cheval sur les départements de la Manche et du Calvados. Elle conclut à une valeur économique totale comprise dans une fourchette allant de 117 et 218 millions

Figure 1 – Valeurs à l'hectare des services rendus par les zones humides du PNR des marais du Cotentin et du Bessin (en euros)*

Services	Min.	Max.
Services de régulation		
● Recharge des aquifères et soutien d'étiage	190	370
● Purification de l'eau	830	890
● Régulation du climat	1 800	1 800
Services de production		
● Agriculture	585	750
● Conchyliculture	120	120
Services culturels		
● Chasse	170	340
● Pêche amateur	165	230
● Valeur éducative et scientifique	10	15
● Valeur esthétique et récréative	290	1 170
● Appartenance au site	Non évaluée	Non évaluée
● Biodiversité (non-usage)	225	870
Valeur économique totale	2 400	4 400

Source : CGDD

* La Valeur Économique Totale à l'hectare est obtenue par simple division de la Valeur Économique Totale par le nombre d'hectares de zones humides du site. Elle n'est donc pas égale à la somme des valeurs individuelles à l'hectare des différents services, ces derniers étant inégalement assurés selon les surfaces considérées.

d'euros par an, pour une surface de 49 000 hectares. La valeur à l'hectare, sans différenciation des types de zones humides présents, est ainsi comprise entre 2 400 à 4 400 euros (figure 1). Les écarts des fourchettes sont dus aux hypothèses de calculs retenues : assiettes de population pour les services de valeur esthétique et récréative et de biodiversité, prix pour les services de recharge des nappes souterraines (aquifères) et d'agriculture.

Une nouvelle évaluation de la Valeur Économique Totale

Ces résultats sont en moyenne nettement supérieurs aux chiffres recensés par une précédente étude réalisée en 2009 par le CGDD qui obtenait une fourchette entre 900 et 3 100 euros sur la base de deux approches [4 et 5] :

- l'examen bibliographique de quinze études françaises estimant ces bénéfices entre 900 et 3 100 euros par hectare ;

- une méta-analyse réalisée par une équipe néerlandaise (Brander *et al.*) à partir de 89 sites du monde entier établissant la valeur des bénéfices à 1 600 euros par hectare.

Ce différentiel entre les résultats obtenus pour le PNR et ceux recensés en 2009 est en grande

partie dû au fait que la nouvelle étude élargit le nombre de services pris en compte en ajoutant notamment la régulation du climat, les apports à l'agriculture et à la conchyliculture, la valeur éducative et scientifique.

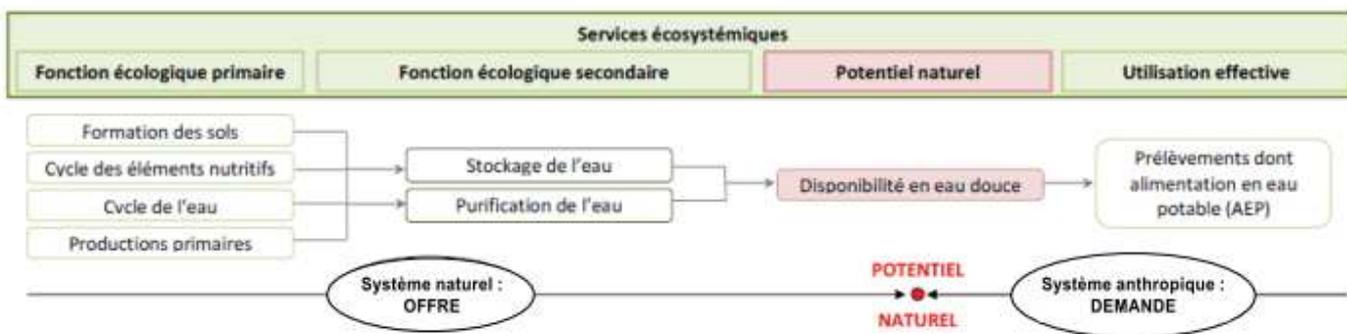
Une méthodologie qui vise à éviter les doubles comptes

La nouvelle évaluation s'est inspirée des travaux effectués dans le cadre du Millennium Ecosystem Assessment (MEA) ou Evaluation des écosystèmes pour le Millénaire qui classent les services écosystémiques des zones humides en quatre catégories

- **services de soutien** : formation des sols, cycle des éléments nutritifs, cycle de l'eau, habitat pour les espèces animales.
- **services de régulation** : régulation climatique, écrêtage des crues, recharge des aquifères, régulation de l'érosion, purification de l'eau, protection contre les tempêtes et les inondations, pollinisation.
- **service de production** : eau douce, aliments et matériaux, combustibles, ressources génétiques, ressources pharmaceutiques et médicales.
- **services culturels** : activités récréatives, esthétique, éducation, spiritualité et inspiration.

Une structuration de ces services a ensuite été développée afin d'éviter les doubles comptes. En effet, si la liste des services offre une vision claire des avantages (ou bénéfiques) que l'Homme retire des zones humides, elle ne permet pas d'évaluer avec une efficacité optimale du point de vue économique. Par exemple, les services de purification de l'eau, de recharge des aquifères et de production d'eau douce se recoupent, les deux premiers permettant l'expression du dernier, ce qui pourrait générer des doubles comptes. Les services écosystémiques ont donc été organisés selon une « chaîne logique » qui traduit le passage de la fonctionnalité de l'écosystème en offre de services, puis à son utilisation (et donc bénéfique) par l'Homme (figure 2). À titre d'exemple, l'évaluation économique du service de production d'eau potable se fera alors via l'usage (utilisation effective) ou via les services qui contribuent à cet usage (purification de l'eau et stockage d'eau).

Figure 2 – Principe de la chaîne logique appliquée au service de l'alimentation en eau potable



La prise en compte du potentiel naturel

Cette structuration permet également de mettre en exergue la notion de « potentiel naturel » à la frontière entre offre et demande de services. Cette notion de potentiel permet notamment d'appréhender d'une manière opérationnelle la valeur d'option (rarement explicitée dans les analyses économiques traditionnelles), qui résulterait d'une utilisation future possible du potentiel naturel suite à des interventions anthropiques qui en faciliteraient l'accès (voir glossaire).

Une utilisation exhaustive des méthodes d'évaluation

Ce travail mené sur le PNR a permis de conjuguer pour chaque service l'ensemble des méthodes de monétarisation existantes afin de retenir au final la plus pertinente selon le type de service. Ont ainsi été utilisées :

- les méthodes fondées sur les coûts qui déduisent la valeur d'une zone humide (ou plus souvent de l'une de ses fonctions) à partir des coûts qui seraient engagés si celle-ci venait à disparaître. Ces méthodes ont été retenues pour une des composantes du service de purification de l'eau ;

- les méthodes des préférences révélées qui déduisent la valeur des services rendus à partir de décisions effectivement prises par les individus et observées sur un marché. Ces méthodes ont été utilisées notamment pour le service de recharge des aquifères ;
- les méthodes de transferts de bénéfices, qui utilisent les résultats d'études similaires existantes. Ces méthodes ont, par exemple, été utilisées pour le service de valeur éducative et scientifique ;
- les méthodes des préférences déclarées ont également été utilisées afin de compléter les valeurs économiques obtenues à l'aide des autres méthodes. Elles ont été retenues pour l'évaluation des services de valeur esthétique et la valeur (de non-usage) de la biodiversité.

Une articulation des préférences déclarées avec les autres méthodes

Les méthodes fondées sur les coûts ou les préférences révélées permettent de mesurer des valeurs d'usage (voir glossaire), ou éventuellement des valeurs d'option. Pour les valeurs de non usage (valeurs d'existence et valeurs de legs) qui ne peuvent être déterminées par ces méthodes, il est nécessaire de demander directement à la population de déclarer son consentement à payer pour préserver les biens et services environnementaux étudiés. Une enquête en préférences déclarées a donc été menée pour estimer les consentements à payer. Son objectif était de pouvoir mesurer des valeurs qui ne pouvaient pas être estimées par d'autres méthodes (biodiversité) et de vérifier la robustesse de ces résultats sur d'autres services (purification de l'eau, valeur esthétique et récréative) en les comparant à des valeurs d'usage mesurées par d'autres méthodes a priori plus robustes. Cette enquête a utilisé la méthode dite de l'analyse conjointe.

Dans une enquête par analyse conjointe, il est proposé aux personnes interrogées de choisir entre plusieurs scénarios qui consistent en différents aménagements du site étudié. 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 scénarios sont tirés au sort de façon à pouvoir, après enquête, obtenir la valeur moyenne accordée à chaque attribut.

La distinction des consentements à payer selon les services

La construction du questionnaire devait permettre de distinguer les consentements à payer pour différents services afin d'articuler les résultats de l'enquête avec ceux des autres méthodes de monétarisation utilisées. Il a été choisi de proposer des scénarios touchant à la biodiversité, aux capacités épuratoires, à l'état des paysages et à l'accessibilité. La biodiversité a été retenue en faisant l'hypothèse, a priori raisonnable, que cette notion recouvrait essentiellement des valeurs de non-usage qui pourraient être légitimement

additionnées avec des valeurs calculées par ailleurs sans risque de double compte. En effet, la valeur d'usage de la biodiversité est majoritairement, voire totalement, évaluée par l'intermédiaire des services écosystémiques. Le consentement à payer pour les services épuratoires pouvait quant à lui être directement comparé avec les valeurs obtenues par d'autres méthodes. L'introduction du paysage dans les attributs des scénarios avait pour objectif d'estimer des valeurs d'usage et de non usage pour le service de valeur esthétique et récréative. Le consentement à payer pour le maintien des services rendus (services de purification de l'eau, de valeur esthétique et récréative, de biodiversité) par les marais du Cotentin et du Bessin est, en moyenne, de 39 euros par an et par personne pour l'échantillon interrogé (figure 3). Multiplié par la population (population de Basse-Normandie pour l'hypothèse basse et population de Basse-Normandie + des départements limitrophes pour l'hypothèse haute), ce chiffre permet d'obtenir la valeur pour l'ensemble de la zone considérée.

Figure 3 – Valeur accordée aux services de biodiversité, purification de l'eau, valeur esthétique et récréative des marais du Cotentin et du Bessin

Par personne et par an

Service	Consentement à payer
Biodiversité	9 euros
Purification de l'eau	15 euros
Valeur esthétique et récréative	15 euros
Total	39 euros

Source : CGDD

Un apport important des consentements à payer

Pour le service d'épuration, sous réserve d'hypothèses raisonnables sur la population à prendre en compte pour permettre un passage de consentements à payer individuels à un consentement à payer total, les valeurs fournies par l'enquête sont d'un ordre de grandeur assez comparable avec les valeurs fournies par d'autres méthodes. Cela valide l'utilisation de cette méthode. Ainsi, additionner les valeurs obtenues par différentes méthodes sur des services différents semble de ce point de vue légitime. Le recours aux consentements à payer participe pour une grande part à la valeur totale (de 20 à 45 % selon les extrêmes de la fourchette dans le présent cas). Il apporte un complément important, et non substituable, aux autres outils de monétarisation. L'usage qui en a été fait ici s'est révélé complémentaire des méthodes par les coûts pour approcher la valeur de services correspondant à des valeurs de non usage (biodiversité) ou à des valeurs d'usage dans le cas où un équivalent marchand n'est pas aisé à construire (valeur esthétique et récréative).

La présente étude montre que le recours à différentes méthodes de monétarisation, en y incluant une enquête destinée à mesurer les consentements à payer, est possible et permet d'utiliser au mieux les avantages des différentes méthodes sans pâtir de leurs inconvénients.

Références

- [1] Études & documents n°49 - *Évaluation économique des services rendus par les zones humides – Enseignements méthodologiques de monétarisation*, CGDD septembre 2011
- [2] Études & documents n°50 - *Évaluation économique des services rendus par les zones humides - Complémentarité des méthodes de monétarisation*, CGDD septembre 2011
- [3] La revue du CGDD - *Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire*, CGDD décembre 2010
- [4] Études & documents n°23 - *Évaluation économique des services rendus par les zones humides*, CGDD 2010
- [5] Le point sur n°62 - *L'évaluation économique des services rendus par les zones humides, un préalable à leur préservation*, CGDD septembre 2010

GLOSSAIRE

Valeur économique totale (VET) : La notion de valeur économique totale fournit une mesure globale de la valeur économique de tout bien ou service environnemental. Elle se décompose en valeur d'usage et de non usage (elles-mêmes décomposables en sous-catégories).

Valeur d'usage : valeur relative à la satisfaction d'utiliser ou de pouvoir utiliser un bien environnemental dans le futur.

Valeur d'option : valeur d'usage accordée à la conservation d'un actif en vue d'un usage futur (par exemple, la préservation d'une plante connue pour son intérêt médical). Elle appartient aux deux catégories, valeur d'usage et valeur de non usage.

Valeur de non-usage : valeur relative à la satisfaction de savoir qu'un actif ou un état de fait désirable existe. Ces valeurs sont souvent liées aux notions de justice ou de respect de la Nature et permettent de justifier la protection d'espèces ou de sites naturels connus.

Valeur d'existence : Valeur de non-usage simplement liée au fait qu'un patrimoine existe.

Valeur de legs : Valeur de non-usage associée à la volonté de préservation pour les générations futures.

Zones humides : Les zones humides sont des zones de transition entre le milieu terrestre et le milieu aquatique. Elles se caractérisent par la présence d'eau douce, salée ou saumâtre, en surface ou à très faible profondeur dans le sol de façon permanente ou temporaire. Cette position d'interface explique que les zones humides figurent parmi les milieux naturels les plus riches au plan écologique. Elles accueillent une grande variété d'espèces végétales et animales spécifiques.

Lætitia BOMPÉRIN et Sarah FEUILLETTE – Quels arguments économiques en faveur de la protection des captages ?

Lætitia BOMPÉRIN, ingénieur agronome et économiste, est chargée d'études en économie à l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.

Sarah FEUILLETTE est ingénieur diplômée de l'Institut national agronomique Paris-Grignon et de l'École nationale du génie rural des eaux et forêts, et docteur ès sciences de l'eau de l'université de Montpellier II. A l'agence de l'Eau Seine-Normandie, elle est responsable d'une équipe en charge des analyses économiques liées à la directive-cadre sur l'eau et des études d'évaluation des politiques publiques et de prospective.

L'Agence de l'eau Seine-Normandie s'est engagée depuis le début de son 9^e programme dans une politique renforcée de protection préventive des captages destinés à l'eau potable, tout en continuant d'aider les traitements curatifs. Des affirmations circulent selon lesquelles « le préventif est toujours plus cher que le curatif » ou à l'inverse « le préventif est systématiquement moins cher que le curatif ».

La comparaison économique entre le curatif et le préventif, réalisée sur 21 cas d'études concrets répartis sur le bassin Seine-Normandie, vise à éclairer ces questions et à envisager les arguments économiques en faveur de la mise en place d'actions préventives en zones agricoles.

Protéger la ressource en eau

Les ressources en eau du bassin Seine-Normandie sont fortement dégradées : 40 % des 5 000 captages d'eau destinée à la consommation humaine que compte le bassin sont considérés impactés par les nitrates et les pesticides. 18 masses d'eau souterraines sur 60 sont en état médiocre du fait des nitrates et 38 masses d'eau souterraines sur 60 sont en état médiocre du fait des pesticides. Or, ces pollutions diffuses proviennent essentiellement de l'activité agricole.

Le bassin Seine-Normandie compte depuis 1999 au moins 332 abandons de captages (connus) liés aux teneurs excessives en nitrates et pesticides. Ces abandons donnent lieu à de nouvelles connexions à d'autres ressources, coûteuses et problématiques en termes de durabilité.

La lutte contre ces pollutions diffuses sur les aires d'alimentation de captages est structurée depuis quelques années par un cadre réglementaire européen et national visant plus globalement le bon état de l'ensemble des eaux pour 2015 (Directive Cadre sur l'Eau, abrégée « DCE », 2000). En déclinaison de la DCE, le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) du bassin Seine-Normandie oriente la gestion de l'eau sur le bassin sur 1 700 captages jugés prioritaires. La reconquête et la protection de la qualité des nappes souterraines passent par la définition au niveau des aires d'alimentation des captages de zones protégées pour les prélèvements destinés à la consommation humaine, puis par la mise en place d'un programme d'actions adapté pour protéger ou reconquérir l'eau captée pour l'alimentation en eau potable. La loi Grenelle I de 2009 établit quant à elle une liste de 249 captages Grenelle sur le bassin, parmi les 1 700 prioritaires au titre du SDAGE, menacés par les pollutions diffuses et pour lesquels une démarche de reconquête de la qualité doit être menée d'ici 2012.

Tandis que les mesures préventives sont encouragées par l'ensemble de ces textes, la solution curative, souvent privilégiée localement car plus facile à mettre en œuvre rapidement et efficace à court terme en matière de qualité de l'eau distribuée, est quant à elle de plus en plus remise en cause du fait de sa non-durabilité (en deçà d'un seuil de qualité, la ressource brute n'est plus traitée ; d'autre part, en cas de dégradation généralisée, le service d'eau ne peut plus trouver une autre ressource à proximité) mais aussi des coûts élevés à supporter par les services d'eau et les financeurs publics. De même, les solutions palliatives parfois envisagées (interconnexions, mobilisation d'une nouvelle ressource) ne sont pas durables car elles ne contribuent ni à l'amélioration ni à la protection de la qualité de la ressource.

L'Agence de l'eau soutient la protection des captages

L'Agence de l'eau agit auprès des collectivités et de l'ensemble des acteurs concernés sur le territoire pour la protection des aires d'alimentation des captages d'eau potable jugées prioritaires vis-à-vis de l'ensemble des pressions qui s'exercent sur la ressource. Elle apporte ainsi une aide financière pour la mise en place de l'ensemble des étapes de la démarche de protection : réalisation de l'étude d'aire d'alimentation de captage, mise en place d'une animation dédiée, et enfin installation des actions préventives en zones agricoles et non agricoles (réduction des intrants, passage au bio et/ou à l'herbe).

Par ailleurs, l'Agence de l'eau conditionne les aides versées pour traiter l'eau à la mise en place d'actions préventives sur les captages concernés.

Envisager des arguments économiques en faveur du préventif

La présente étude vise à clarifier la question du coût du préventif par rapport au coût du curatif et à envisager des arguments économiques en faveur de la mise en place d'actions préventives efficaces en zones agricoles tirés de l'analyse économique de 21 cas d'étude, permettant de disposer d'une palette variée de situations. Les données ont été collectées auprès de services d'eau et de l'Agence de l'eau Seine-Normandie.

L'intérêt du préventif dépasse le cadre de l'étude

L'enjeu eau potable est le seul étudié ici : il s'agit de chiffrer le service 'Eau' rendu par l'économie des coûts de traitement des pesticides et nitrates réalisée. Il convient cependant de rappeler que le coût global supporté par la collectivité du fait des pollutions diffuses va bien au-delà de l'enjeu 'Eau potable' : d'autres coûts sont induits par les pratiques agricoles à l'origine de la dégradation des captages, tels que les coûts de dégradation des milieux (cf. impact des algues vertes sur le littoral), les coûts sanitaires, mais aussi les coûts de gestion et d'élimination des boues d'eau potable.

Aussi, l'intérêt des politiques préventives va au-delà du seul service rendu 'Eau potable'. Les pratiques agricoles respectueuses de l'environnement mises en place sur les aires d'alimentation de captage contribuent également à l'atteinte de l'objectif global de bon état des eaux en créant des zones de dilution de la pollution, mais aussi à la préservation des écosystèmes et de la biodiversité. Enfin, les solutions préventives passent par des pratiques agricoles nécessitant plus de main d'œuvre que l'agriculture conventionnelle, ce qui favorise l'emploi local et contribue à l'aménagement des territoires ruraux.

L'intérêt économique des solutions préventives est donc sous-évalué dans cette étude.

Le parti-pris méthodologique

Les coûts du traitement curatif (pour traiter les nitrates et pesticides) ont été comparés pour chaque cas d'étude à la mise en place d'actions préventives comme si ces deux démarches étaient mises en œuvre de manière exclusive, ce qui n'est pas toujours le cas dans la réalité. Par ailleurs, la comparaison économique a été réalisée en « rythme de croisière », c'est-à-dire une fois la période de transition nécessaire à la mise en œuvre des solutions préventives terminée, afin de s'affranchir des incertitudes liées aux coûts supportés par les acteurs et à la durée de cette phase.

D'autre part, les coûts ont été calculés selon deux points de vue (celui du service d'eau, et celui du service d'eau et des autres financeurs comme l'Agence de l'eau), afin de développer un argumentaire adapté aux élus mais aussi au grand public.

Concernant le préventif, l'absence fréquente d'actions préventives suffisamment avancées ou ambitieuses sur le terrain a conduit à élaborer un scénario préventif fictif à la fois garant de la protection de la ressource et en adéquation avec le contexte et les possibilités d'action sur un territoire, malgré une relative incertitude sur l'efficacité des mesures sur la ressource. Devant cette difficulté, il a été choisi, dans les cas où la réalité de terrain ne permettait pas de faire les calculs, de retenir deux scénarios préventifs aux degrés d'ambition différents :

- un scénario préventif tendanciel, construit à partir d'hypothèses basées sur l'existant et sur ce qui semble réalisable à l'Agence de l'eau (taux d'aides de l'Agence, types de mesures préventives choisies, etc.) ;

- un scénario « préventif + » qui propose des mesures plus fortes que le scénario préventif tendanciel, présentant plus de garanties d'efficacité et de pérennité quant à leur rôle de restauration et de protection de la ressource en eau.

L'étude confirme l'intérêt économique des solutions préventives

La comparaison économique effectuée sur les 21 cas d'étude a permis de confirmer l'intérêt des solutions préventives par rapport aux choix curatifs, notamment si une politique préventive est mise en œuvre avant la dégradation des eaux.

Les grands enseignements de l'étude sont les suivants :

- **Pour les services d'eau potable, l'intérêt du préventif est nettement confirmé : le coût du préventif est toujours inférieur au coût curatif.** Pour le préventif, les coûts supportés par le service d'eau potable sont en effet limités aux coûts d'animation (50 %), aux coûts de pompage de l'usine (sans traitement), et à l'acquisition foncière, peu sollicitée dans nos cas d'études.

Dans tous nos cas d'étude, le préventif se révèle ainsi être la solution la plus intéressante économiquement. Ces résultats restent liés au contexte actuel : les services de l'eau ne peuvent en effet, aujourd'hui, apporter de soutiens directs aux agriculteurs pour protéger les captages (comme c'est le cas à Munich en Allemagne), et soutiennent encore très peu les filières pour encourager les systèmes durables. De tels coûts supportés par les services d'eau devraient être pris en compte en cas de modifications, de même que si l'acquisition foncière prenait plus d'importance.

- **Pour l'ensemble des acteurs (services d'eau et autres financeurs), le résultat est moins tranché : le coût global du préventif peut parfois être supérieur au coût du curatif** (par exemple si les captages sont alimentés par des grandes aires de captage tout en fournissant un volume d'eau peu important). Les résultats chiffrés restent cependant très liés aux effets de seuils artificiels induits par les scénarios préventifs fictifs réalisés, d'autant que les interconnexions ne sont pas prises en compte par l'étude. Mais même dans ce cas, l'enjeu protection durable de la ressource suffit à lui seul à justifier les mesures préventives.

	Caractéristiques	Coût du préventif	Coût du curatif
Cas 1	400 000 m ³ / an SAU : 1 000 ha	De 0,2 à 0,6 €/m ³ Dont 0,08 €/m ³ à charge du service	0,3 €/m ³
Cas 2	7 300 000 m ³ / an SAU : 7 053 ha	De 0,06 à 0,08 €/m ³ Dont 0,02 €/m ³ à charge du service	0,4 €/m ³

- Une politique préventive est d'autant plus intéressante qu'elle est engagée tôt : plusieurs cas d'étude montrent en effet qu'engager une politique préventive suffisamment tôt permet d'éviter une période de « double-peine » consistant pour l'ensemble des financeurs à payer le curatif (indispensable à court terme) et le préventif (nécessaire pour l'avenir).

Afin de s'affranchir des effets de seuil artificiels, un outil a été construit, permettant de visualiser la comparaison économique entre préventif et curatif sur un captage donné.

Le préventif offre de nombreux autres services environnementaux qui non pas été comptés ici (difficilement chiffrables), mais rien qu'en s'intéressant au service rendu « Eau », l'intérêt économique du préventif est ainsi démontré.

Atelier n°3 :

Habitats, milieux, biodiversité

Christina HUERZELER – Les coûts externes des transports en matière d'habitats et de biodiversité : une évaluation pour une tarification

Christina HUERZELER travaille comme économiste au sein de l'Office fédéral du développement territorial de la Confédération helvétique, dans le département en charge de l'Environnement, des Transports, de l'Energie et de la Communication.

Contexte

Depuis le 1^{er} janvier 2001, la Suisse perçoit une redevance poids lourds liée aux prestations (RPLP) sur tous les véhicules de plus de 3,5 tonnes qui utilisent le réseau routier suisse. Cette taxe a remplacé le forfait prélevé de 1985 à 2000. Selon l'art. 1 de la loi fédérale la concernant (LRPL), la RPLP doit assurer la couverture à long terme des coûts d'infrastructure et des coûts occasionnés à la collectivité par ce trafic. C'est la première fois en Europe que l'on applique ainsi le principe du pollueur payeur au transport de marchandises.

Selon l'art. 7, al. 3, LRPL, l'administration doit tenir à jour régulièrement les données concernant les coûts et avantages externes du trafic des poids lourds supportés par ceux qui n'entrent pas dans cette catégorie. Pour une question de synergie et en raison du besoin de disposer de données de base, les coûts et avantages externes de l'ensemble du système de transport supportés par les non-usagers des transports sont également présentés.

Coûts externes des transports

Lorsqu'ils choisissent un moyen de transport, les usagers mettent en rapport d'une part les avantages ou l'utilité attendus, et de l'autre les coûts. Actuellement, ils prennent en charge essentiellement les coûts liés au véhicule (acquisition, entretien et utilisation), ainsi que des coûts d'infrastructure (construction et entretien des réseaux routier et ferroviaire). Dans le transport individuel motorisé (TIM), les coûts liés au véhicule sont supportés directement par les propriétaires du véhicule. Le financement des infrastructures routières et ferroviaires ainsi que les coûts liés au véhicule des transports publics (TP) incombent aux collectivités ou aux entreprises publiques, qui les couvrent grâce à la vente de titres de transport et au prélèvement de redevances (impôt et surtaxe sur les huiles minérales, vignette autoroutière, impôts cantonaux sur les véhicules à moteur, taxes de stationnement, etc.).

Cependant, le trafic provoque également des coûts externes, qui ne sont supportés ni directement, ni indirectement par les usagers. Les principaux domaines concernés sont les suivants:

- Les accidents engendrent des coûts qui ne sont pas totalement pris en charge par les systèmes d'assurance (notamment les pertes de production).
- Le bruit influence négativement le prix des locations d'appartements situés dans les zones soumises à un fort trafic et affecte le bien-être et la santé des riverains.
- En ce qui concerne la santé, la pollution de l'air provoque des maladies des voies respiratoires et des maladies cardiovasculaires, entraînant des hospitalisations et des décès prématurés.
- Les bâtiments doivent être rénovés ou nettoyés plus fréquemment à cause des gaz d'échappement.
- Le climat se modifie sous l'action des gaz à effet de serre.
- Dans le domaine de la nature et du paysage, la construction d'infrastructures provoque des pertes et des fragmentations d'habitat pour la faune et la flore (Encadré « L'évaluation des coûts externes dans le domaines de la nature et du paysage »)

Ces coûts ne sont pas assumés par les usagers des transports. Comme le marché n'en tient pas compte, on les qualifie de « coûts externes ».

Vers une internalisation des coûts externes

L'existence de coûts non couverts par les usagers ou d'externalités montre que le marché ne fonctionne pas correctement. Le prix payé pour se déplacer est trop bas par rapport à ce qui serait efficace du point de vue socio-économique. Cette situation entraîne une demande trop forte de mobilité, ce qui conduit à un gaspillage des ressources.

La défaillance du marché peut être palliée de différentes manières, par exemple par des interdictions ou des mesures contraignantes. Une autre manière de procéder consiste à appliquer le principe du pollueur payeur et à prélever une taxe qui correspond à l'évaluation des coûts externes. Ainsi, les coûts qui, sans intervention de l'Etat, étaient externes deviennent de ce fait internes. On parle alors d'« internalisation ». La redevance poids lourds liée aux prestations (RPLP) est un exemple d'internalisation.

Coûts externes des transports en 2007 en millions de francs suisse (méthode « mode de transport »)

2007	Rail	Route	Total
Accidents	23	2156	2179
Bruit	79	1174	1253
Coûts de la santé (air)	128	1937	2065
Dégâts aux bâtiments (air)	17	294	311
Climat	3	1292	1295
Nature et paysage	121	748	869
Pertes agricoles	1	68	69
Dégâts aux forêts	1	80	81
Dégâts aux sols	36	121	158
Coûts suppl. en zone urbaine	21	82	103
Processus en amont et en aval	41	631	671
Total (point de vue des modes de transport)	471	8582	9053

Une partie des coûts totaux doit être attribuée au trafic poids lourd :

Coûts externes du trafic poids lourd en 2007 en millions de francs suisses (méthode « catégorie de moyens de transport »)

2007	AC	PL	TS	Total
Accidents	22	91	43	155
Bruit	14	160	87	261
Coûts de la santé (air)	17	349	180	546
Dégâts aux bâtiments (air)	2	59	30	92
Climat	9	98	52	158
Nature et paysage	2	36	25	64
Pertes agricoles	2	18	9	29
Dégâts aux forêts	2	21	10	33
Dégâts aux sols	2	27	14	43
Coûts suppl. en zone urbaine	0	3	2	5
Processus en amont et en aval	3	53	36	92
Coûts des pertes de temps dans les embouteillages	-	-	-	269
Total (catégorie de moyens de transport)	76	913	488	1746

Calcul du tarif de la redevance

Pour calculer le tarif de la redevance, on a tout d'abord déterminé les prestations kilométriques totales accomplies en Suisse par les véhicules des diverses catégories de poids. Ces chiffres ont ensuite été multipliés par le poids moyen des véhicules de chacune de ces catégories. Toutes catégories confondues, on a obtenu un total de 47 milliards de tonnes-kilomètres. En divisant le montant connu des coûts à prendre en charge par le trafic poids lourd en 1993, – 1,15 milliard de francs (total des coûts externes 1993, de l'insuffisance de couverture des coûts mise en évidence par le compte routier et de la suppression de la redevance forfaitaire) – par ces 47 milliards de tonnes-kilomètres, on obtient la valeur de 2,5 centimes par tonne-kilomètre. Ce calcul est fondé sur les statistiques de 1993, les valeurs ont été actualisées depuis.

Pour donner aux entreprises de transports le temps pour s'adapter aux nouvelles conditions il a été décidé d'introduire le nouveau système progressivement.

La RPLP dépend non seulement des distances parcourues par un véhicule et de la catégorie à laquelle il appartient, mais encore de la catégorie de polluants qu'il émet. Pour la calculer, on a formé trois groupes correspondant aux catégories d'émissions considérées dans l'UE. La différence de prix entre les catégories n'excède pas 15 %.

Références

Econcept, Nateco (2004), *Externe Kosten des Verkehrs im Bereich Natur und Landschaft; Monetarisierung der Verluste und Fragmentierung von Habitaten, Studie im Auftrag des Bundesamtes für Raumplanung, des Bundesamtes für Strassen und des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft.*

Office fédéral du développement territorial ARE (2010), *Coûts externes 2006-2007, Calcul des coûts externes des transports en Suisse.*

Office fédéral du développement territorial ARE (2012), *Equitable et efficiente – La redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP) en Suisse*

L'ÉVALUATION DES COÛTS EXTERNES DANS LE DOMAINE DE LA NATURE ET DU PAYSAGE

Pertes d'habitats

Pour déterminer les pertes d'habitats, nous avons comparé la surface des habitats le long des infrastructures de transport en 1998/99 avec la surface des habitats dans les années cinquante et soixante. Les photographies aériennes numériques utilisées à cette fin ont été interprétées et analysées en trois dimensions directement à l'écran. La diminution de la surface a été calculée pour 27 types d'habitats à l'aide d'un échantillon représentatif de 300 tronçons d'infrastructure d'un kilomètre de long environ, puis rapportée à l'ensemble du réseau des transports. La surface prise en considération englobe le tronçon de l'infrastructure de transport ainsi qu'une bande de part et d'autre de celle-ci (chemins de fer et routes nationales de classe 1 à 3 : 10 m; semi-autoroutes - 10 à 20 mètres ; autoroutes - 40 à 50 mètres). Ces bandes correspondent à l'influence que l'infrastructure de transport est supposée exercer sur les habitats. L'intégration des habitats dans l'environnement et leur degré de maturité ont été pris en compte. Le calcul des coûts externes des pertes d'habitats s'effectue sur la base des coûts de remplacement. Les coûts externes correspondent aux coûts nécessaires à la recréation des surfaces perdues (achat de terrain, remise en état et mesures d'entretien). Pour calculer les coûts annuels, les coûts d'investissement ont été amortis sur une durée de trente ans (une génération).

Fragmentations d'habitats

La fragmentation spatiale a été mesurée pour six groupes d'animaux ayant des besoins d'espace et de mobilité différents. Sur la base des photographies aériennes, nous avons regardé si des espaces partiels existaient de part et d'autre de la voie de transport et recherché les endroits où les différents groupes d'animaux pouvaient, le cas échéant, traverser cette voie (pour les animaux sauvages, on est en présence d'une fragmentation quand il passe plus de 10 000 véhicules par jour). Nous avons tenu compte, dans ce travail, de l'état actuel des connaissances sur la fragmentation de l'habitat (voir les publications de l'OFEFP et de l'OFROU). Nous avons calculé les coûts externes en estimant les coûts des ouvrages de liaison pour les groupes d'animaux pris en compte. Les coûts externes se composent des coûts d'investissement de ces ouvrages (construction, aménagement et végétalisation) ainsi que des coûts d'exploitation et des coûts d'entretien. Les ouvrages ont des dimensions différentes selon le type d'infrastructure (largeur et étendue).

Dégradation de la qualité des habitats

Même si nous réduisons le nombre de surfaces morcelées et remplaçons les surfaces quasi naturelles endommagées, nous ne tenons pas compte de tous les effets externes directs des infrastructures de transport sur les habitats. En effet, il subsiste des effets résiduels qui entraînent une dégradation de la qualité des habitats: pollutions dues à des substances nocives, bruit, découpage de surfaces quasi naturelles en mosaïques plus petites (perte de la mise en réseau). Ces conséquences réduisent la qualité non seulement des habitats originels restants, mais aussi de ceux qui ont été créés depuis les années cinquante. Les études entreprises montrent que la qualité des habitats se dégrade. Dans le cadre de l'étude menée, la détérioration ne pouvait toutefois pas être quantifiée avec suffisamment de fiabilité pour procéder à une estimation des coûts.

Marie-Eve STOECKEL – Une évaluation économique d'un bien environnemental complexe : l'amélioration de la richesse piscicole du Rhin.

Marie-Eve STOECKEL est chercheuse au sein d'EDF R&D et chercheuse associée à l'institut de recherche européen sur l'énergie (EIFER). L'étude présentée ici a reçu le concours du bureau d'étude Actéon (Hélène BOUSCASSE, Pierre DEFRANCE et Pierre STROSSER).

Contexte

La Directive Cadre sur l'Eau européenne a conduit à un recours croissant aux approches économiques dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques. L'application de ces approches soulève de nombreux défis. Ceci est particulièrement le cas pour la valorisation monétaire des coûts et bénéfices environnementaux qui reste soumise à de nombreux questionnements d'ordre méthodologique. Afin de renforcer sa compétence dans ce domaine, EDF a commandité à ACTEon, en partenariat avec l'ENGEES, une étude portant sur l'évaluation économique d'une amélioration de la richesse piscicole dans le bassin du Rhin supérieur franco-allemand.

Cette étude de R&D à vocation méthodologique s'inscrit dans la suite d'une série d'applications menées à EDF pour tester différentes méthodes mais l'ambition est sensiblement accrue. En effet, il ne s'agit pas de valoriser une activité particulière liée à l'eau ni une espèce particulière, mais d'estimer globalement la valeur accordée par la population de la zone d'étude à un bien environnemental complexe : une amélioration de la richesse piscicole (toutes espèces confondues). Cette valeur intègre à la fois les valeurs d'usage (accordées à l'amélioration des conditions d'usages influencés par la richesse piscicole tels que la pêche, la promenade...) et des valeurs de non-usage (accordées, en dehors de toute activité présente, à des usages futurs ou à la seule existence de la richesse piscicole).

Le choix de la zone d'étude témoigne lui aussi d'une ambition accrue sur deux aspects. Tout d'abord, cette zone d'étude s'étend :

- du Sud au Nord, de St-Louis (France) et Lörrach (Allemagne) à Karlsruhe ;
- de l'Ouest à l'Est, des crêtes des Vosges aux sommets de la Forêt Noire.

Le fait que cette zone soit située de part et d'autre du Rhin est une spécificité de l'étude. En effet, les études évaluant un bien environnemental identique dans deux pays différents sont rares. De plus, mettre en œuvre de manière simultanée et surtout cohérente une étude d'évaluation dans deux pays frontaliers tout en tenant compte des spécificités nationales est un vrai défi.

D'autre part, le domaine d'étude prend en compte l'ensemble du bassin du Rhin supérieur franco-allemand puisqu'il intègre à la fois :

- le cours principal du Rhin (Grand Canal d'Alsace, le Vieux Rhin, canaux de navigation et d'irrigation...) ;
- ses principaux affluents ;
- et les anciens bras morts, polders et zones d'expansion des crues.

Considérer un tel réseau hydrographique (et non pas un cours d'eau particulier, un tronçon de rivière ou une masse d'eau) est une spécificité supplémentaire de l'étude qui est à prendre en compte dans chacune de ses phases.

Déroulement

Pour cette étude, la Méthode d'Évaluation Contingente (MEC) a été choisie pour appréhender la valeur accordée par la population à l'amélioration de la richesse piscicole (combinant toutes espèces et habitats) sur l'ensemble du réseau hydrographique transfrontalier.

Face aux difficultés liées à cette application particulièrement complexe de la MEC, l'enjeu était de tester des moyens de minimiser les biais méthodologiques inhérents à la méthode. Ceci pour améliorer la robustesse et la cohérence de ses résultats. C'est pourquoi des étapes du protocole d'application de la MEC ont été proposées et testées (mobilisation d'experts techniques, travail ciblé de développement du questionnaire et des documents d'accompagnement, organisation de tests spécifiques pour s'assurer de la compréhension du grand public...). La phase d'enquête a consisté en entretiens en face à face effectués en salle par un institut de sondage sur un échantillon de 1000 personnes (500 de chaque côté du Rhin). L'enquête s'est déroulée dans 6 grandes villes de la zone en avril et mai 2009.

Résultats

L'étude permet d'une part d'avoir une vision précise de la perception des personnes interrogées quant à l'environnement d'une manière générale, à la dégradation des ressources en eau et la disparition d'espèces, et à l'état du Rhin et de sa faune piscicole. L'environnement d'une manière générale est au second rang des préoccupations sociétales (après le chômage). Parmi les problématiques environnementales, la dégradation des ressources en eau et la disparition d'espèces ne sont pas prioritaires pour les personnes interrogées. Concernant le Rhin en particulier, 12 % des personnes interrogées estiment que le fleuve est « en mauvaise santé » (critère défini par les personnes interrogées incluant la présence de poissons, la diversité des espèces animales, la végétalisation et l'aspect des berges...). Enfin, les personnes interrogées ont une vision plutôt pessimiste de l'état des poissons dans le Rhin et ses affluents : 53 % jugent leur état moyen à mauvais et seulement 25 % leur état bon ou très bon. Cet état est essentiellement attribué à la pollution chimique de l'eau.

D'autre part, concernant les consentements à payer (CAP), près de 60 % des personnes interrogées acceptent de payer. Le CAP moyen de l'échantillon franco-allemand est compris dans une fourchette de 30 à 37 euros par ménage et par an pendant 10 ans. Ces résultats restent dépendants de choix méthodologiques, en particulier du traitement nécessaire pour la prise en compte des « faux zéro », c'est-à-dire les réponses des personnes n'acceptant pas de payer par protestation. La littérature ne fournit pas de recommandations claires sur comment réaliser ce traitement. Selon les approches testées, il existe un risque de sur- ou sous-estimation important du CAP (environ +/- 30%).

Différents traitements statistiques ont été réalisés : tests bi-variés pour tester les liens entre les variables et le CAP d'une part et analyse économétrique d'autre part. Ce dernier traitement permet de construire une fonction explicative d'un choix en identifiant les facteurs et caractéristiques qui l'expliquent. Les principaux résultats sont les suivants :

- Les différents modèles donnent des résultats similaires concernant les variables « revenu » et « âge ». Plus une personne a un revenu élevé, plus elle est susceptible de payer et plus le montant qu'elle déclare est élevé. Les personnes les plus jeunes sont celles qui (à revenu équivalent) acceptent le plus facilement de payer mais aussi celles qui déclarent le montant le plus élevé.
- Le lien que les personnes interrogées entretiennent avec le bien à évaluer, au sens de son utilisation joue positivement sur la probabilité qu'elles ont de payer et sur le montant du CAP.
- Les personnes qui perçoivent l'état de la richesse piscicole du Rhin et de ses affluents comme dégradé acceptent plus aisément de payer et ont également un CAP plus élevé.
- La distance physique n'a pas d'effet sur l'acceptation de payer ni sur le montant du CAP. Ceci s'explique probablement par le fait que le bien est réparti de manière diffuse sur la zone d'étude (le réseau hydrographique y étant très dense).

Enseignements

Le principal apport de l'étude est de montrer qu'une mise en œuvre rigoureuse de la méthode permet d'améliorer la fiabilité des résultats dans un contexte complexe. Le point essentiel est de développer au maximum les phases préparatoires pour prendre en compte les biais potentiels dès la conception de l'étude. L'enjeu était de construire et d'optimiser un questionnaire basé sur les connaissances scientifiques d'un groupe d'experts, mais compréhensible et acceptable pour le public. Il s'agissait d'identifier les éléments de connaissances nécessaires et de les formuler de telle manière que les personnes interrogées entrent dans le jeu de l'évaluation contingente et puissent construire un CAP reflétant au mieux leurs préférences. Un autre aspect important a été de concevoir le questionnaire de telle manière qu'il permette de mieux comprendre les perceptions, connaissances et comportements des personnes interrogées et surtout l'influence de ces facteurs sur le CAP exprimé. Ce travail préparatoire permet d'améliorer la confiance dans les résultats. Il ressort des différentes phases que le scénario contingent ainsi que le questionnaire n'ont pas donné lieu à des problèmes de compréhension et que le niveau d'information apporté semble être approprié. Le biais d'inclusion a été réduit (les personnes interrogées ont été amenées à se concentrer progressivement sur l'amélioration de la richesse piscicole) et le biais hypothétique a pu être maîtrisé (le scénario est jugé réaliste et est bien accepté par les personnes interrogées).

Les principales limites de l'étude se situent au niveau de l'analyse économétrique des résultats. En effet, la capacité prédictive des différents modèles testés reste faible. Ceci est relativement décevant compte tenu du travail préparatoire réalisé mais est similaire à ce que l'on constate en général dans la littérature.

L'analyse des résultats de l'étude dans un contexte transfrontalier permet également d'apporter un éclairage sur la pratique de la méthode de transfert de valeurs. Cela dans un contexte où l'usage de cette méthode est de plus en plus fréquent dans le domaine de l'évaluation économique environnementale en appui à la prise de décision. L'étude confirme en effet certains doutes sur la robustesse des méthodes de transfert.

Thuriane MAHÉ, Sylvain ROUSSET, Julien FOSSE – Évaluer les impacts environnementaux pour une analyse socio-économique des politiques phytosanitaires

Thuriane MAHÉ, ingénieur diplômée de l'ENGREF et docteur en sciences économiques, est chargée de mission au Centre d'Etudes et de Prospective du MAAPRAT sur les questions d'environnement, d'économie appliquée et de technologies.

Sylvain ROUSSET est économiste à l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA, ex-Cémagref). Au sein de l'unité Aménités et Dynamiques des Espaces Ruraux, à Bordeaux, il est spécialisé en économie de l'agriculture et des ressources naturelles.

Julien FOSSE est chef du bureau de l'appui scientifique et technique à la Direction Générale de l'Alimentation (MAAPRAT) et coordonne à ce titre les activités de recherche, de veille scientifique et d'évaluation socio-économique des mesures de gestion des risques dans les domaines de compétences de la DG (alimentation, santé animale, santé végétale).

Des dizaines de millions d'euros sont dépensés chaque année par l'Etat et les professionnels pour lutter contre les organismes nuisibles aux végétaux, dont les organismes réglementés de quarantaine. Les choix de politiques phytosanitaires doivent concilier les objectifs de conservation des ressources agricoles et forestières avec les contraintes concernant les fonds publics, tout en assurant la meilleure information possible quant aux impacts sociétaux des interventions publiques. Dans ce contexte, comment définir le niveau de risque acceptable ? Comment partager la gestion collective et individuelle du risque ? Quel niveau de « prévention optimale » retenir en santé végétale ? L'analyse socio-économique permet d'allouer les moyens dans un souci d'efficacité et d'efficacités. La direction générale de l'alimentation (DGAL) du ministère en charge de l'agriculture a la volonté de déployer ce type d'évaluation plus largement en complément du dispositif existant d'analyse des risques liés aux stratégies de lutte contre les organismes nuisibles aux cultures commerciales. Une étude a ainsi été engagée pour :

- (1) faire un bilan méthodologique basé sur la bibliographie,
- (2) comprendre les atouts et les limites de l'analyse coût-bénéfice, principal outil d'aide à la décision mobilisé par les ministères de plusieurs pays de l'OCDE (Europe du Nord, Amérique du Nord, Australie, Nouvelle-Zélande), sur la base d'une étude de cas (les options de lutte contre la Chrysomèle des racines du maïs, un insecte ravageur) et
- (3) établir des recommandations d'usage de cet outil permettant de comparer les impacts directs et indirects (économiques, sociaux, environnementaux, sanitaires) de toute politique phytosanitaire.

Cette étude de l'Irstea, non publiée à ce jour, illustre la complexité de l'évaluation des coûts et bénéfices non marchands dans le cas de l'usage des pesticides en grandes cultures. Elle ne remet toutefois pas en question la nécessité d'agir en santé végétale. Les enseignements tirés de cette étude en matière d'évaluation socio-économique des risques liés à l'usage de pesticides pour l'agriculture sont présentés ici.

Tout d'abord, il convient de distinguer les effets d'un organisme nuisible sur les cultures des impacts que peuvent avoir les actions de prévention et de contrôle des ravageurs et maladies. D'un côté, les invasions par des espèces exotiques peuvent perturber l'écosystème, avoir des impacts sanitaires sur les animaux domestiques voire plus rarement s'attaquer à l'homme (exemple de la fourmi de feu). De l'autre, les actions de lutte obligatoire contre un nuisible réglementé (tel que l'usage de pesticides de synthèse) ont des impacts indirects. En effet, si l'utilisation de pesticides contribue efficacement à éradiquer ou limiter les dégâts, elle peut

toutefois être à l'origine de divers effets environnementaux et sanitaires, qu'il convient idéalement d'intégrer au calcul économique.

Dans l'étude, une analyse coût-bénéfice a été menée sur la lutte contre le ravageur de quarantaine qu'est la chrysomèle des racines du maïs (*Diabrotica virgifera virgifera*), pour plusieurs scénarios d'action d'endiguement de l'insecte. En référence à la poursuite de la politique actuelle (qui consiste en une stratégie de confinement dans les départements où se multiplient les foyers, doublée d'une action nationale de prévention), trois scénarios de renforcement de la politique ont été étudiés, ainsi qu'un scénario contrefactuel sans lutte obligatoire. Leur comparaison s'est basée sur les coûts privés des producteurs amenés à faire des rotations ou des traitements insecticides/larvicides et les "coûts externes" de l'usage de ces pesticides. On a modélisé la dispersion spatiale des populations d'insectes sur longue période, et évalué l'efficacité des mesures préventives à partir d'un modèle biologique développé par le Laboratoire de la Santé des Végétaux (Anses), afin de chiffrer les pertes des exploitants, actualisées sur longue période. Pour les pesticides, la monétarisation du point d'indicateur de fréquence de traitement (IFT) a été effectuée, en appliquant l'objectif de réduction de 50% du plan Ecophyto 2018 au secteur des grandes cultures, à partir des travaux conduits par l'INRA dans le cadre de l'étude Ecophyto R&D. Toute précaution gardée sur les hypothèses faites, l'analyse de sensibilité des résultats (par rapport à la vitesse maximale de dispersion de l'insecte) ne permet pas de retenir un scénario supérieur aux autres car les coûts sociétaux dans la zone de confinement à court terme (cinq à dix ans) et les bénéfices à plus long terme (cent ans) tendent à s'équilibrer.

L'étude confirme qu'aucune valeur tutélaire n'existe pour monétariser les risques liés à l'usage des produits phytopharmaceutiques en agriculture en Europe (une méta-analyse récente conclut d'ailleurs sur la difficulté à réaliser des transferts de valeur en l'état actuel de la recherche dans le domaine de l'exposition au risque des pesticides). Parmi les études scientifiques recensées et malgré une « bibliométrie » croissante depuis les années 1990, on doit constater le manque de références sur les risques liés aux pesticides agricoles. Seuls les risques sanitaires réels ou supposés liés à la consommation fortuite de résidus de pesticides sur des produits frais font l'objet d'un nombre significatif de publications. Peu de travaux portent sur le secteur des grandes cultures et les impacts sur les écosystèmes. Par ailleurs, les évaluations de politiques phytosanitaires prennent rarement en compte les impacts sociaux et environnementaux des méthodes de lutte, et se concentrent sur les impacts marchands portant sur les cultures commerciales. Parmi les travaux recensés, la monétarisation fait appel tant à l'approche par les coûts qu'à l'approche fondée sur la mesure des préférences individuelles. Pour la première, ce sont les coûts des dommages, de remplacement, de réparation, etc. qui sont estimés, en s'appuyant sur une relation causale entre l'utilisation de polluants et les dépenses consécutives observables. Mais il existe peu de fonctions « dose/réponse » sur la santé ou sur l'environnement bien établie pour les pesticides agricoles, qui se distinguent par un grand nombre de matières actives dont l'usage évolue, rendant délicates les approches épidémiologiques. Pour la seconde approche, que ce soient les préférences déclarées ou révélées, les études recensées portent essentiellement sur le risque pour les consommateurs. Or, l'exposition aux résidus de pesticides via l'alimentation ne représente qu'une partie des effets indirects qu'on souhaite étudier.

Finalement, c'est l'approche coût-efficacité de la réduction des risques qui a été retenue. Plus particulièrement, la monétarisation des effets non marchands s'est basée sur un indicateur (physique) d'usage global des pesticides. Il en existe actuellement plusieurs, exprimés selon le cas en quantité de matière active (et donc sensible au grammage de la molécule dans le produit) ou en doses de produit commercial. L'indicateur IFT utilisé ici exprime la fréquence des traitements appliqués en unité de dose homologuée et à la parcelle. Il a été largement utilisé et calculé dans le cadre du plan Ecophyto 2018 et de différents travaux de prospective (étude Ecophyto R&D) et d'évaluations de politique agro-environnementale. La valeur proposée dans l'étude sur la chrysomèle est exprimée en euro par variation marginale d'IFT à la parcelle. Cette valeur tient compte de l'objectif de réduction des produits phytosanitaires à l'horizon 2018, de la culture (maïs ou cultures substituées selon la stratégie d'endiguement), reflétant ainsi le prix fictif de la contrainte de réduction.

Le retour d'expérience montre que les exercices de monétarisation produisent en fait une forte variabilité des valeurs. Quelques chiffres de la littérature illustrent celle-ci, avec des valeurs par kilogramme de substance active allant de 4 euros-2010 (étude du MEDD en 2004) à 806 euros-2010 (étude de 2008). Généralement, l'évaluation du coût des dommages est inférieure aux valeurs estimées par les consentements à payer révélés, et encore plus à celles estimées par les

consentements à payer déclarés. Le problème majeur de toutes ces études reste le dénominateur ou l'indicateur dans lequel est exprimé l'impact des produits phytosanitaires, les indicateurs d'usage ne tenant pas compte des types de risques pour l'environnement et pour les opérateurs (substances toxiques, mutagènes et toxiques pour la reproduction). Une approche proposée par une équipe britannique permet d'ailleurs d'inclure les différentes catégories de risques, la santé des agricultures, la santé des consommateurs, les écosystèmes, en les pondérant avec un indicateur composite. Cela dit, cette approche à plusieurs critères ne résout pas le problème : elle s'appuie sur des études de monétarisation existantes dont les limites sont connues, et la pondération des impacts reste largement arbitraire.

Si toute référence et valeur proposée pour un transfert de valeur est discutable et nécessite une mise en contexte, l'étude de l'Irstea pour la DGAL conclut à l'importance d'intégrer les effets non marchands des risques liés aux pesticides à l'évaluation des politiques phytosanitaires. Il apparaît nécessaire de présenter les hypothèses retenues de façon transparente, de les faire valider par les utilisateurs de l'évaluation, d'utiliser des indicateurs aussi simples, calculables et généralisés que possible, voire de coupler l'analyse coût-bénéfice à une approche plus qualitative par exemple multicritère. Enfin, construire de façon collégiale et en s'appuyant sur une démarche scientifique des valeurs tutélaires pour les principales externalités agricoles reste un défi majeur et essentiel pour évaluer les avantages et les coûts de l'intervention publique dans ce secteur.

Mahé CHARLES – Analyse économique et sociale du coût de la dégradation du milieu marin dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

Mahé CHARLES est chargé de mission à l'Agence des Aires Marines Protégées, plus particulièrement en charge de l'analyse économique et sociale de l'évaluation initiale de la Directive cadre stratégie pour le milieu marin. Ingénieur de l'Institut Supérieur d'Agriculture de Lille, avec une spécialisation complémentaire en économie de l'environnement à l'université de Wageningen, il a précédemment travaillé sur l'évaluation des services écosystémiques des récifs coralliens et sur les problématiques du financement des aires marines protégées.

La directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »

La directive 2008/56/CE du 17 juin 2008 « établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin », dite « directive-cadre stratégie pour le milieu marin » (DCSMM), constitue le pilier environnemental de la politique maritime intégrée de l'Union européenne et conduit les États membres à devoir prendre toutes les mesures nécessaires pour réduire les impacts des activités sur le milieu marin afin de réaliser ou de maintenir un bon état écologique de ce milieu au plus tard en 2020.

La mise en œuvre de la directive passe par l'élaboration par chaque État membre, de stratégies marines. La transposition de ces stratégies en droit français s'effectue par l'élaboration de plans d'action pour le milieu marin – PAMM (art K 219-9 du code de l'environnement). En France, la directive s'applique aux eaux marines métropolitaines, divisées en quatre sous-régions marines : la Manche-Mer-du-Nord ; les mers celtiques ; le golfe de Gascogne ; la Méditerranée occidentale.

Pour chaque sous-région marine, les autorités compétentes doivent élaborer, en association avec les acteurs concernés, et mettre en œuvre le PAMM. Celui-ci comporte :

- **une évaluation initiale** de l'état écologique des eaux marines et de l'impact environnemental des activités humaines sur ces eaux, composée de trois volets : une analyse des spécificités et caractéristiques essentielles et de l'état écologique de ces eaux ; une analyse des principales pressions et des principaux impacts, notamment dus à l'activité humaine, sur l'état écologique de ces eaux ; **une analyse économique et sociale (AES) de l'utilisation de ces eaux et du coût de la dégradation du milieu marin** ;
- la définition du bon état écologique pour ces mêmes eaux reposant sur des descripteurs qualitatifs ;
- la définition d'objectifs environnementaux et d'indicateurs associés en vue de parvenir à un bon état écologique du milieu marin ;
- un programme de surveillance en vue de l'évaluation permanente de l'état des eaux marines et de la mise à jour périodique des objectifs ;
- un programme de mesures qui doit permettre de réaliser ou maintenir un bon état écologique des eaux marines.

L'analyse économique et sociale dans la DCSMM

L'évaluation initiale constitue le diagnostic de départ de l'état du milieu, sur lequel reposera ensuite la construction du futur programme de mesures du plan d'action. L'« analyse économique et sociale » (AES) comporte une analyse de l'utilisation des eaux françaises et une analyse du coût de la dégradation du milieu marin. Contrairement aux deux autres volets de l'évaluation initiale, l'AES n'est pas cadrée par la directive elle-même, par exemple au travers d'une liste de sujets à traiter. Elle est donc fondée sur une méthodologie qui a été définie par un groupe d'experts au niveau national, et discutée avec l'ensemble des États-Membres dans le cadre d'un groupe de travail communautaire (WGESA).

L'AES a vocation à éclairer les choix du décideur, au moment de définir ses objectifs et de développer les mesures appropriées pour y parvenir. La directive indique ainsi explicitement que :

- « Les préoccupations sociales et économiques doivent être suffisamment prises en compte dans la définition des objectifs environnementaux. » (annexe 4, §9)
- « Les répercussions sociales et économiques des mesures doivent être prises en compte ; les Etats membres veillent à ce que les mesures soient efficaces au regard de leur coût et procèdent, avant l'introduction de toute nouvelle mesure, à des évaluations des incidences, et notamment à des analyses coûts/avantages. » (art.13, §3)
- « Les Etats membres ne sont pas tenus, [...] de prendre des mesures particulières [...] lorsque les coûts de ces mesures seraient disproportionnés compte tenu des risques pour le milieu marin [...]. » (art 14, §4)

L'analyse économique et sociale, dans le cadre de l'évaluation initiale, vise à préparer des éléments d'aide à la décision, notamment pour la définition des programmes de mesures. Elle doit permettre, d'une part, de mettre en évidence les enjeux économiques et sociaux associés aux activités interagissant avec le milieu marin, et d'autre part de donner des indications sur le coût des mesures de protection du milieu.

L'analyse du coût de la dégradation du milieu marin

Approche retenue. Le groupe de travail communautaire consacré à l'AES a montré qu'il existait différentes approches pour traiter cette question, et n'a pas conclu que l'une d'entre elles était préférable aux autres. Le coût de la dégradation pourrait être traité comme une perte de valeur des services rendus par l'écosystème, ce qui impliquerait de définir ce que serait un écosystème en bon état écologique, un écosystème dégradé, et nécessiterait d'évaluer en termes monétaires les valeurs économiques des écosystèmes marins dans les deux états, afin d'établir la perte de valeur liée à la dégradation.

Cette approche présente deux limites :

- d'une part, elle suppose de disposer de la capacité d'évaluer en termes monétaire la totalité des services rendus par les écosystèmes marins (la littérature recense au moins une cinquantaine de services potentiels), qui plus est en considérant deux états différents de ces écosystèmes ;
- d'autre part, elle suppose de raisonner par rapport à un état de référence hypothétique, assimilée à ce stade au « bon état écologique » au sens de la DCSMM, alors que les critères définissant le bon état écologique sont encore en élaboration (en toute rigueur, la logique de cette approche strictement économique aurait été de choisir pour état de référence celui qui maximise la valeur monétaire des services rendus par les écosystèmes marins)

Mais l'analyse du coût de la dégradation peut aussi être traitée par l'étude des coûts comptables supportés par la société et liés à la dégradation (avérée, perçue ou potentielle) du milieu marin. Cette approche consiste à évaluer les coûts associés au dispositif de suivi, d'évitement et d'atténuation de la dégradation du milieu marin, compte tenu des objectifs de préservation qui sont actuellement visés, et que la DCSMM se propose de réviser en redéfinissant le « bon état écologique ». L'analyse des coûts liés au dispositif de gestion actuel doit être complétée par une estimation des impacts résiduels, qui permettra d'en mesurer l'efficacité. L'évaluation du dispositif actuel de protection de la qualité du milieu marin posera alors les bases d'une future réflexion sur le « bon état écologique » qui aboutira à en réviser et en compléter les objectifs. Les autorités compétentes françaises ont retenu cette deuxième approche car elle offre de meilleures garanties tant en terme de disponibilité et de fiabilité des données qu'en terme d'utilité pour la réflexion collective qui devra s'engager pour préparer le futur programme de mesures.

Cette méthodologie consiste à évaluer des coûts liés à une dégradation du milieu marin, qui peut être passée, présente ou potentielle. Elle permet de recenser un ensemble de chiffres et d'ordres de grandeur, économiques ou non, qui pourront facilement être mobilisés ou actualisés pour la suite de la mise en œuvre de la DCSMM. Cette méthodologie permettra enfin de prendre en compte des considérations économiques et sociales au moment d'alimenter les analyses « coûts-avantages » et/ou les analyses « coût-efficacité » des mesures à définir d'ici 2015.

Organisation de l'analyse. L'analyse est organisée par thèmes de dégradation. La notion de « dégradation » s'entend au regard des objectifs de gestion actuels. Une référence qui est

implicitement le « bon état écologique » (BEE), décrit par les « descripteurs » de l'annexe 1 de la DCSMM. La liste de thèmes de dégradations a été établie en prenant compte la liste de descripteurs du futur « bon état écologique » (BEE) figurant à l'annexe 1 de la DCSMM, mais aussi la liste de « pressions et impacts » de l'évaluation initiale, l'organisation des dépenses liées à la protection du milieu et la littérature scientifique. Un thème de dégradation important, d'ordre principalement sanitaire et qui ne fait pas l'objet d'un descripteur du bon état écologique, est néanmoins traité : celui de l'introduction d'organismes pathogènes microbiens.

L'organisation de l'AES du coût de la dégradation s'appuie donc sur les thèmes de dégradation listés ci-dessous, leur lien avec les « descripteurs » définissant le BEE étant rappelé pour mémoire :

- déchets marins ; lien avec le descripteur 10 (déchets marins) du BEE ;
- micropolluants ; lien avec les descripteurs 8 (contaminants et pollution, effets écologiques) et 9 (contaminants dans les denrées alimentaires) du BEE ;
- organismes pathogènes microbiens ; lien avec la pression « introduction d'organismes pathogènes microbiens » de l'analyse des pressions et impacts ;
- marées noires et rejets illicites d'hydrocarbures ; lien avec les descripteurs 8 (contaminants et pollution, effets écologiques) et 9 (contaminants dans les denrées alimentaires) du BEE ;
- eutrophisation ; lien avec le descripteur 5 (« eutrophisation ») du BEE ;
- espèces non-indigènes invasives ; lien avec le descripteur 2 (« espèces non indigènes ») du BEE ;
- dégradation des ressources biologiques exploitées ; lien avec le descripteur 3 (état des espèces exploités) du BEE ;
- perte de biodiversité et perte d'intégrité des fonds marins ; lien avec les descripteurs du BEE : descripteur 6 (intégrité des fonds marins), descripteur 1 (biodiversité) et descripteur 4 (réseaux trophiques) du BEE ;
- introduction d'énergie dans le milieu et modifications du régime hydrologique ; lien avec les descripteurs 11 (énergie) et 7 (hydrographie) du BEE.

Typologie des coûts. Le tableau suivant présente la typologie de coûts développée et utilisée par les référents-experts afin d'analyser les coûts liés à la dégradation du milieu marin. **Ces différents types de coûts ne doivent pas être agrégés.** En effet, ils sont de natures différentes :

- certains coûts sont des coûts comptables annuels (notamment des dépenses) ;
- d'autres sont des pertes de bénéfices, marchands et non marchands, par rapport à une référence ;
- de plus, les coûts des mesures d'action positive en faveur de l'environnement (éviter, prévenir), ou les coûts de suivi, font partie de l'analyse : de ce fait, il ne faut pas considérer que l'ensemble des coûts ont vocation à être diminués dans le cadre de la directive.

Typologie des coûts supportés par la société et liés à la dégradation du milieu marin (dégradation avérée, perçue ou potentielle)

Coûts comptables	<p>1- Coûts de suivi et d'information</p> <p>Coûts associés à la collecte d'information, à la recherche appliquée, aux suivis scientifiques associés à une dégradation, à la mise en place de règles de prévention et de gestion environnementale, au contrôle du respect de ces règles</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts des réseaux de suivis (REPHY, REMI, etc.); - Budgets de recherche sur la protection du milieu marin (en lien avec une dégradation); 	Coûts 'ex-ante' : peuvent augmenter
	<p>2- Coûts des actions positives en faveur de l'environnement</p> <p>Coûts liés à la prévention de la dégradation et à l'évitement de la dégradation du milieu marin, y compris les investissements, les incitations économiques et les mesures de gestion visant la protection du milieu marin</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts des mesures de prévention (tel que l'épuration des eaux continentales, la réduction des flottes de pêche); - Coûts des programmes de sensibilisation à des pratiques responsables - Coûts de gestion des Aires Marines Protégées 	
	<p>3-Coûts d'atténuation des impacts constatés (ou coûts curatifs)</p> <p>Coûts associés à la restauration de la qualité du milieu marin et à la protection de la population humaine contre les impacts de la dégradation.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Coût du ramassage des algues vertes ou des hydrocarbures (marées noires), coût d'extraction d'individus d'espèces invasives (crépîdules, caulerpes); - Coûts de la restauration d'un écosystème côtier; 	Coûts 'ex-post' : devraient diminuer
	<p>4- Impacts résiduels et éventuels coûts associés</p> <p>Conséquences de la dégradation du milieu marin en termes de pertes de bénéfices (ou de surcoûts) pour les activités marchandes, de pertes d'aménités pour les activités récréatives et d'impacts sur la santé humaine.</p> <p><i>(peut partiellement s'appuyer sur l'AES de l'utilisation)</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> - Manque à gagner des pêcheurs liés à la dégradation des ressources exploitées; Réduction des bénéfices (pour les conchyliculteurs ou pour les hôteliers) liée à l'eutrophisation; - Mécontentement devant la situation des « marées vertes »; 	

Les trois premières catégories de coûts sont de nature comptable et monétaire : ils sont renseignés, autant que possible, sous forme de coûts annuels : soit sur une année typique et récente, soit sur une moyenne d'années récentes, selon les cas (et la pertinence de ces approches).

La quatrième catégorie, les « coûts des impacts résiduels », renseigne les impacts subis par la société malgré les mesures déjà prises (d'où le terme « résiduel »). Bien souvent, ces coûts ne peuvent être monétarisés (par exemple, le mécontentement de la population) : ils sont alors exprimés, soit dans l'unité qui convient à leur description, soit de manière qualitative. Traiter la question des impacts résiduels revient donc à estimer, lorsque cela est possible, une « perte de bénéfices », mais sans qu'il soit nécessaire d'utiliser des scénarios d'évolution des écosystèmes ni des hypothèses sur la valeur des services écosystémiques, ou plus simplement à estimer l'écart par rapport aux objectifs actuels de préservation du milieu marin (respect d'une norme, limitation des occurrences d'évènements critiques).

Les coûts de suivi et d'information ainsi que les coûts des actions positives (évitement, prévention) devraient augmenter avec la mise en place de la DCSMM alors que les coûts d'atténuation et les coûts des impacts résiduels devraient diminuer en conséquence de l'atteinte du bon état écologique.

Résultats

L'analyse économique et sociale, coordonnée par l'agence des aires marines protégées et réalisée par un réseau d'experts français, est actuellement en phase de concertation, sous la responsabilité des autorités compétentes, au niveau des sous-régions marines. Les résultats chiffrés inclus dans cette présentation ont pour seule vocation d'illustrer la méthodologie qui a été développée, mais ne peuvent être considérés comme les résultats définitifs de l'analyse.

Au niveau national, et pour l'ensemble des thèmes de dégradation, il a été recensé, en moyenne annuelle, 228 M€ de coûts de suivi et d'information, 1 701 M€ de coûts des actions positives en faveur de l'environnement, et seulement 72 M€ de coûts d'atténuation des impacts, sans tenir compte des coûts du ramassage des déchets, qui n'ont pu être évalués précisément mais pourraient être plus élevés que les précédents. Les coûts des impacts résiduels ne peuvent être quantifiés monétairement, seul le coût (annualisé) associé aux marées noires a été estimé, à 19 M€. Cette répartition montre donc une large prédominance des coûts des actions positives en faveur de l'environnement. Cela s'explique par le fait que ces coûts incluent une partie des dépenses liées au traitement des eaux usées des ménages et des industriels, qui, vue du milieu marin, est une action de prévention de la dégradation de ce milieu.

Parmi les coûts de suivi et d'information, ainsi que parmi les coûts des actions positives, plus des deux tiers sont liés à des dépenses relatives aux thèmes de dégradation suivants : les micropolluants, les pathogènes microbiens, la dégradation des ressources halieutiques, et l'eutrophisation.

Les coûts d'atténuation sont assez faibles. 41 % d'entre eux sont associés à la perte de biodiversité et d'intégrité des fonds marins (ex : mesures de compensation volontaire et réglementaire) et 26 % aux marées noires (ex : nettoyage).

Par exemple, au niveau de la sous-région marine Manche-Mer-du-Nord, on peut retenir qu'en ce qui concerne les coûts de suivi et d'information liés à la dégradation du milieu marin, les coûts liés aux suivis des micropolluants et à la dégradation de la biodiversité sont les coûts majoritaires en raison de :

- la forte industrialisation des bassins versants et en conséquence des coûts relativement importants d'actions positives liés au traitement des eaux usées industrielles.
- le coût relativement élevé du suivi associé aux travaux portuaires et à leurs mesures compensatoires.

Les coûts liés aux actions positives en faveur de l'environnement dans cette sous-région marine sont majoritairement composés de dépenses liés au traitement de l'eau, pour limiter les organismes pathogènes microbiens (traitement des eaux usées d'habitation) et les micropolluants (traitement des eaux usées industrielles). La part des coûts associés aux micropolluants est un peu plus élevée dans cette sous-région marine que dans les autres, en raison de l'importance relative de son industrialisation.

Les coûts liés à l'atténuation des impacts constatés sur le milieu marin concernent notamment la préservation de la biodiversité et sont associés aux mesures compensatoires dans les ports maritimes de la sous-région marine. Le littoral de Manche-Mer-du-Nord se distingue, en outre, par l'apparition de « marées vertes » (échouages d'algues dus à l'eutrophisation du milieu) et par plusieurs accidents maritimes ayant causé des marées noires, ce qui a engendré des coûts d'atténuation des impacts relativement importants associés au ramassage des algues et des hydrocarbures. Enfin, les dépenses associées au ramassage des déchets sur les plages sont également un coût d'atténuation des impacts de la dégradation du milieu marin, qui n'a pu être évalué précisément mais qui se compte typiquement en milliers d'euros par kilomètre de plage et par an, et en dizaines de millions d'euros à l'échelle de la sous-région marine, supportés essentiellement par les collectivités territoriales.

Les coûts des impacts résiduels ne sont pas estimés en termes monétaires (à l'exception des marées noires). Afin de qualifier ces coûts, il est possible de distinguer les coûts liés aux :

- pertes économiques (ou manques à gagner) par les activités marchandes : en Manche-mer du Nord, le secteur de la pêche est ainsi clairement affecté par la dégradation des ressources halieutiques, le secteur conchylicole, par la dégradation de la qualité de l'eau et

une certaine surcharge des bassins d'exploitation, le secteur du tourisme, par le phénomène des marées vertes en Bretagne nord, et par la présence de déchets sur les plages, mais les valeurs de ces pertes économiques sont très difficiles à quantifier. Beaucoup d'activités et notamment la pêche, la conchyliculture, et la production d'énergie, sont affectées par la présence de déchets en mer. Dans la sous-région marine, touchée par quatre marées noires significatives depuis 1967, surtout celle de l'Amoco Cadiz en 1978, les pertes économiques dues aux marées noires sont estimés à environ 4,4 M€ en moyenne annuelle.

- pertes d'agrément et de satisfaction (« pertes d'aménités ») : selon une enquête menée en 2011, les citoyens français se disent très majoritairement préoccupés par l'état de santé du milieu marin. Parmi les usagers du littoral de Manche-Mer-du-Nord, la moitié environ estiment que la sous-région marine est en « assez mauvaise » ou « très mauvaise » santé. Près de 80 % d'entre eux se disent gênés par les déchets et les traces de mazout sur les plages, et 83 % et 44 % ont respectivement été confrontés à ces problèmes, et 51 % à la présence d'algues vertes. 37 % des usagers de Manche-Mer-du-Nord déclarent avoir été confrontés à des pollutions ayant entraîné des interdictions de baignade. Ces mécontentements ne peuvent être traduits en terme monétaire, mais ils sont des leviers très importants de l'action publique.
- impacts sur la santé et la sécurité humaine : malgré les suivis rigoureux et les dispositifs d'alerte et d'interdiction mis en place, il est certain que des cas de maladies diverses interviennent à la suite de baignades en mer (cas probablement rares) ou de consommation de fruits de mer contaminés. Il est très difficile de dénombrer ces cas. Par ailleurs, des cas, rares mais emblématiques, d'intoxication due aux marées vertes, ont également été rapportés ces dernières années en Bretagne du nord. D'autres impacts résiduels concernent la sécurité des activités maritimes, notamment la navigation qui peut être affectée par la présence de gros déchets flottants comme des conteneurs.
- impacts sur la biodiversité : la dégradation de la biodiversité, et des services « non marchands » qu'elle rend (ex : production d'oxygène, régulation du climat, protection contre les tempêtes, production de nourriture pour des espèces exploitées ...) sont aussi des formes d'impact sur la société, qu'il est difficile d'estimer en termes monétaires, mais aussi en termes strictement écologiques, ce qui est l'objet du volet « pressions et impacts » de l'évaluation.

La directive DCSMM mettant en place un processus itératif d'évaluation, de suivi et d'action, certains besoins ont d'ores et déjà pu être identifiés par les experts ayant contribué à l'AES de l'évaluation initiale. Ils concernent notamment :

- a) le développement du cadre méthodologique afin qu'il puisse alimenter en particulier les analyses économiques des mesures de la directive;
- b) le développement d'un système de suivi offrant une vision plus intégrée entre les indicateurs socio-économiques des usages, leurs contributions aux pressions et impacts sur le milieu marin et littoral et l'évaluation des coûts liés à la dégradation.

Références

Harold LEVREL *et al.*, *The costs of environmental degradation in the Marine Strategy Framework Directive: the French case study*, à paraître

<http://wwz.ifremer.fr/dcssmm/Documents-de-references/Niveau-francais/Evaluation-initiale/Contributions-thematiques>

Atelier n°4 : Coûts et bénéfices des politiques de traitement de déchets

Marie-Emilie MOLLARET – Une méthode pour le couplage ACB / ACV : application au cas du traitement des ordures ménagères résiduelles

Marie-Emilie MOLLARET est économiste, chargée de recherches à l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA, ex-Cémagref). L'étude présentée a été réalisée avec le concours de Marc BAUDRY, Lynda AISSANI, André LE BOZEC et Agathe MUSELET.

Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) in Waste Management (WM) is one of the most applied method for the environmental planning at a local or regional scale. This tool allows comparison of scenarios according to their different impacts. It provides a prospective and a multicriteria environmental analysis when using a midpoint characterisation method. However, this one is hardly well-used by decision makers because it does not give clear-cut results, like a single score, to simplify choices. Two questions arise from this fact. Firstly, how can decision makers balance the different impacts obtained from LCA? Secondly, what role do environmental impacts play in project valuations that take into account economic and social interests too? These issues come down to the following problematic: How to weight environmental impacts in order to compare them and to insert them into a global assessment like Cost-Benefit Analysis (CBA)? Precisely, the implementation of a monetisation method can be seen as a possibility to weight these impacts and to establish a hierarchy of WM scenarios to help decision-making. Nevertheless, a methodology is lacking in choosing on the one hand the kind of impacts to be monetised and on the other hand one or several suitable monetisation methods [1].

The aim of this work is to explain the adaptability approach of a monetisation method which is currently not much used for environmental impacts that are assessed in LCA [2]. It is based on Choice Experiment, a stated preferences monetisation method. In addition to the explanation of the implemented methodology, this presentation will:

- point out the specificities that are linked to the method adaptability,
- analyse the results, namely the marginal Willingness-To-Pay (WTP) for each impact category,
- go through results and method limits,
- finally discuss the further needs and developments to use such methods for environmental impacts.

Methodology

Contrary to classical monetisation methods, which are mainly based on damages or on emissions costs, we propose to monetise environmental impacts from LCA. The originality of the method relies on a simultaneous monetisation of different impacts with a unique valuation process. At first, the unit monetary values provide a system of impacts weighting. Then they are coupled with previous LCA results of WM scenarios in order to establish a hierarchy between them.

Background

Our explanatory approach begins with an environmental impact assessment of four WM scenarios with LCA: a benchmark scenario (incineration) and three Mechanical Biological Treatment (MBT) alternatives. WM systems are limited to residual waste and biowaste flows and take into account collection, transport, treatment, refusal management and by-products recovery. According to the CML method, only three midpoint impact categories, which seem to represent major issues in WM, are studied: Global Warming Potential (GWP), Human Toxicity Potential (HTP) and Abiotic Depletion Potential (ADP). The LCA implementation led us to environmental impacts quantification.

Then, we propose to adapt the Choice Experiment (CE) to obtain monetary values from environmental impacts. This method requires to design a survey with choice cards and then to submit it to a population sample. People are asked to choose scenarios according to their attributes

but do not have to directly express their Willingness-To-Pay (WTP). An econometric analysis of the survey results provides marginal WTPs for each attribute variation. At last, these WTP are coupled with LCA score impacts in order to give an environmental monetary assessment for each waste management scenario.

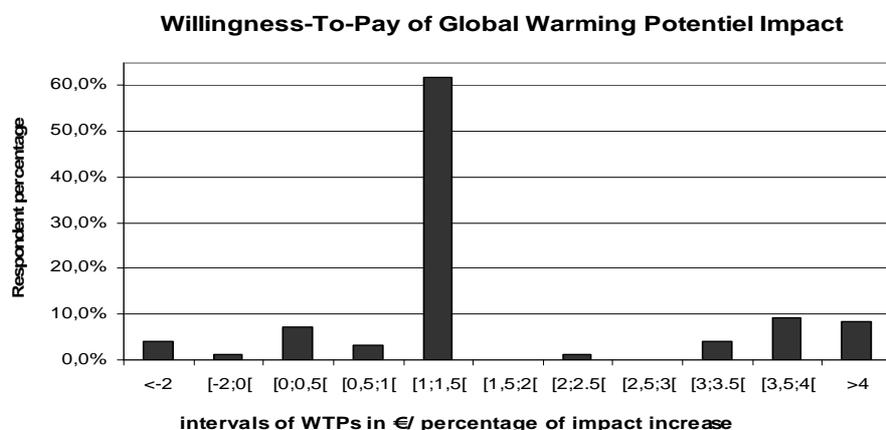
Implementation

We construct an experimental design made up of choice cards. Three WM scenarios are presented on each choice card: two alternatives and a benchmark scenario corresponding to the LCA benchmark scenario. Each scenario is defined with three environmental impacts-called "attributes"- which are ADP, HTP and GWP, and a monetary attribute based on French WM fees. Each attribute can take several levels. All these levels are combined to construct arbitrary WM scenarios, disconnected from existing situations and previous LCA MBT scenarios.

Then, our experiment was led on a sample of one hundred persons with, for each respondent, a choice exercise on six different choice cards and a further survey on his environmental behaviour, and socio-economic information. We finally chose a Mixed Logit Model which takes into account individual heterogeneity to estimate marginal Willingness-To-Pay (WTP) for each impact category.

Results and Conclusion

The figure below presents marginal WTPs for the GWP impact. These results stress the existence of an important intra impact dispersion of individual WTPs, with some negative values and some extreme values. This WTPs dispersion highlights an individual heterogeneity in the perception of environmental issues which should be taken into account in the consensus quest for public decision.



Perspective

The econometric model could be improved with the integration of a scale parameter in order to avoid negative values of WTPs and to provide better results concerning individual heterogeneity. In a further research, it would be also interesting to take into account and to assess the effects of uncertainty on the estimated WTPs.

References

- [1] Ahlroth S, Nilsson M, Finnveden G, Hjelm G, Hochschorner E. 2011. *Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools- suggestion for further developments*. J Cleaner Production 19:145-156.
- [2] Hoyos D. 2010. *The state of the art of environmental valuation with discrete choice experiment*. Ecological Economics 69:1595-1603.

Doris NICKLAUS, Arthur KATOSSKY – Les bénéfices environnementaux de différents scénarios de prévention et de gestion de fin d'usage des déchets des équipements électriques et électroniques

Doris NICKLAUS, ingénieure des ponts, des eaux et des forêts, agro-économiste, est chef du bureau de l'évaluation des politiques des risques, de l'eau, et des déchets, et spécialiste de l'évaluation économique des politiques en matière de déchets.

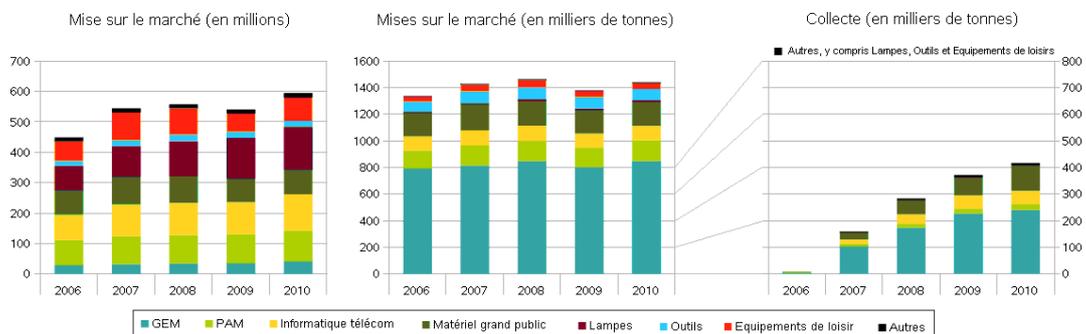
Arthur KATOSSKY, économiste, statisticien, est chargé de mission en économie de l'environnement au sein du CGDD, spécialisé dans les techniques économétriques d'analyse du comportement des ménages.

En 2010, presque 600 millions d'appareils électriques et électroniques ménagers ont été mis sur le marché en France et ce volume continue à augmenter. Or chaque étape du cycle de vie de ces équipements (fabrication, utilisation et élimination) a des impacts environnementaux. Une filière de traitement dédiée, dite « filière D3E » est en place depuis 2006 (Encadré 1). L'allongement de la durée d'usage (réparation, réutilisation, ...), des choix d'achats plus responsables ou une meilleure conception des produits peuvent réduire considérablement la consommation des ressources non renouvelables (métaux, énergies fossiles) et les émissions de polluants associées à cette consommation. C'est également le cas du recyclage et dans une moindre mesure de l'incinération avec récupération d'énergie. L'étude de la fin d'usage de cinq types d'appareils (réfrigérateurs, lave-linge, téléviseurs, ordinateurs et cafetières électriques) permet de hiérarchiser les modes de gestion selon leurs impacts (Encadré 2) environnementaux et d'identifier des leviers d'action permettant de les réduire.

Encadré 1 – La filière « D3E »

Les « équipements électriques et électroniques » (EEE) mis sur le marché en 2010 approchent les 600 millions d'unités et dépassent les 1,4 millions de tonnes, que l'on peut décomposer en : 800 000 tonnes de gros électroménager (cuisinières, lave-linge, réfrigérateurs...); presque 200 000 tonnes de petit électroménager (mixeurs, sèche-cheveux...) et de matériel grand public (appareils-photo, réveils...); environ 100 000 tonnes d'appareils informatiques et de télécommunication (ordinateurs, téléphones, imprimantes...), d'outils (perceuses, ponceuses...) et de jouets (trains électriques, consoles...). Ces équipements, en fin d'usage, deviennent des « déchets d'équipements électriques et électroniques » (D3E).

Mise sur le marché et collecte des appareils électriques et électroniques

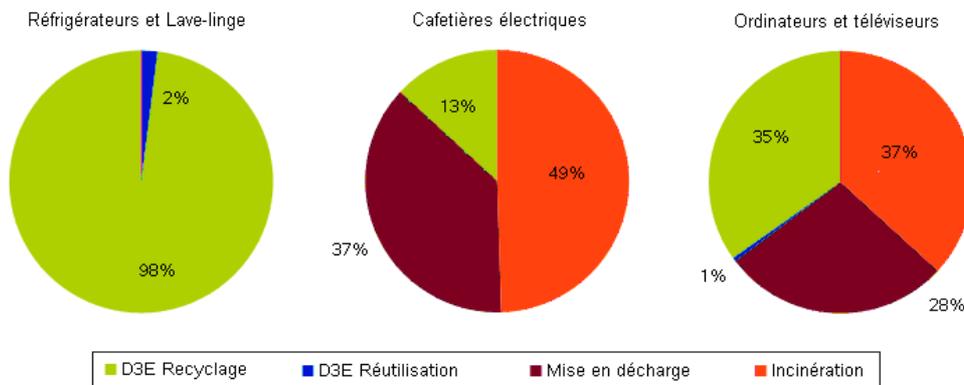


Source : Rapport annuel sur la mise en œuvre de la réglementation sur les déchets d'équipements électriques et électroniques (ADEME, septembre 2011)

Pour collecter et traiter les D3E, une filière dédiée est opérationnelle en France depuis novembre 2006 en alternative à la filière « classique » des « ordures ménagères résiduelles » (incinération et mise en décharge). La filière D3E, mise en place par le décret n° 2005-829 du 20 juillet 2005 transposant la directive 2002/96/CE du 27 janvier 2003 dite « directive D3E », privilégie au contraire le recyclage et la réutilisation. Elle repose sur le principe de « responsabilité élargie des producteurs », qui impose aux fabricants nationaux, aux importateurs d'appareils ainsi qu'aux distributeurs (pour les

appareils vendus sous leur marque) de prendre en charge la collecte sélective puis le traitement des déchets issus de ces appareils. Depuis sa mise en place, la collecte sélective augmente rapidement, passant de 160 tonnes en 2007 à presque 420 tonnes en 2010, équivalant à 30 % de la quantité mise sur le marché à cette même date.

Répartition des appareils électriques et électroniques en fin d'usage entre les filières officielles en 2010 (en tonnes)



Source : Envie, Emaüs ; Rapport annuel sur la mise en œuvre de la réglementation sur les déchets d'équipements électriques et électroniques (ADEME, septembre 2011)

La filière D3E ne reçoit cependant, via la collecte sélective, qu'une partie des déchets électriques et électroniques, car il existe de nombreuses « fuites ». Si la quasi-totalité du gros électroménager est collecté, en revanche près de 90 % des cafetières et plus de 70 % des téléviseurs empruntent encore la filière des ordures ménagères. Par ailleurs, une quantité inconnue mais non négligeable de déchets est traitée par des filières illégales (décharge sauvage, exportation).

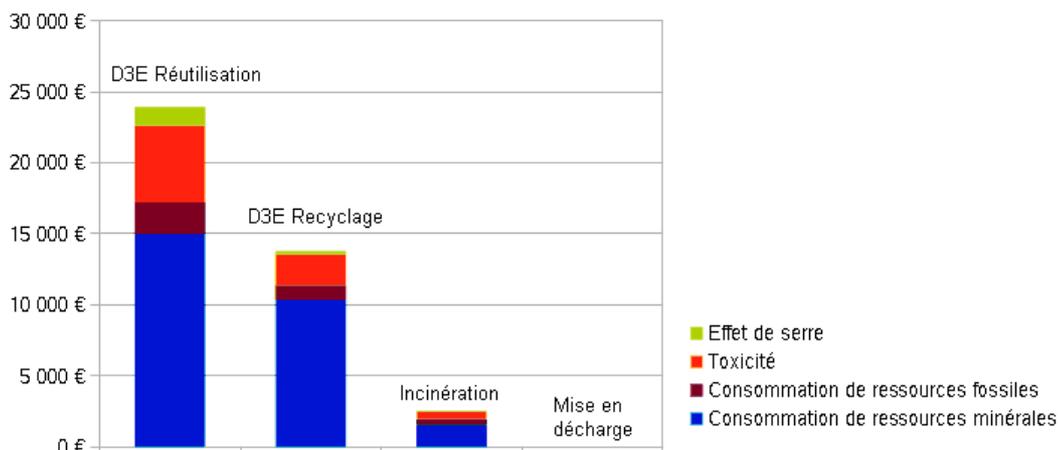
Prévention, recyclage, élimination : une hiérarchie confirmée

Sur le plan environnemental, la prévention est préférable au recyclage, et le recyclage plus avantageux que l'incinération et la mise en décharge. La prévention quantitative consiste à réduire la quantité de déchets produits, par exemple en favorisant la réutilisation des appareils usagés via la filière dédiée. Cette hiérarchie des modes de traitements – prévention quantitative, recyclage, incinération / mise en décharge – est clairement démontrée dans le cas des ordinateurs portables (Graphique 1). Les principaux bénéfices environnementaux résultent de la diminution de la consommation de ressources minérales et énergétiques fossiles :

- la réutilisation réduit le nombre d'appareils neufs et la consommation de ressources associée ;
- le recyclage fournit une offre alternative en minéraux et plastiques ;
- l'incinération, lorsqu'elle est équipée pour la récupération énergétique, fournit une offre alternative d'énergie.

Seule la mise en décharge présente un bilan environnemental clairement négatif.

**Graphique 1 – Hiérarchie des modes de gestion des ordinateurs en fin d’usage
(en euros par tonne d’ordinateurs portables en fin d’usage)**



Lecture : Réutiliser une tonne d’ordinateurs portables en fin d’usage (1) par la filière dédiée crée un bénéfice environnemental de 25 000 €. La réutilisation est plus intéressante que le recyclage (+ 14 000 €) et le recyclage que l’incinération (2) (+ 1 000 €). La mise en décharge est l’option la moins avantageuse (bénéfice nul). La hiérarchie se retrouve avec toutes les méthodes d’agrégation et est robuste aux hypothèses de modélisation. **Notes :** Voir Encadré 2 pour les définitions et précautions méthodologiques, notamment sur la toxicité. (1) En négligeant les étapes de collecte et de redistribution des appareils, la réutilisation est équivalente à un allongement de la durée d’utilisation. (2) Incinération équipée pour la récupération d’énergie. **Source :** CGDD & Intertek-RDC

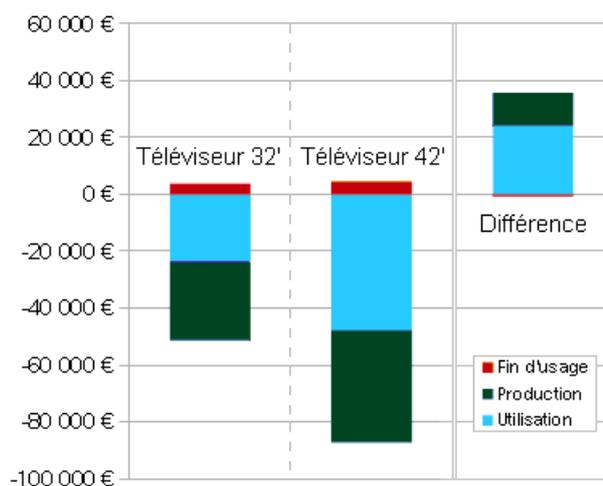
Cette hiérarchie se retrouve pour l’ensemble des appareils étudiés à quelques exceptions près. Ainsi, dans le cas des réfrigérateurs, la réutilisation a un bilan meilleur que le recyclage, sauf lorsque le réfrigérateur réutilisé appartient à une classe énergétique inférieure à l’appareil qui aurait été acquis autrement. Par exemple, il est positif pour l’environnement qu’une personne disposée à acheter un réfrigérateur neuf de classe A acquière un réfrigérateur d’occasion de classe A ou A+ ; mais pas de classe B ou inférieure. Autre exception : si la réutilisation exige une réparation, les impacts de celle-ci (production de pièces de rechange, consommation d’énergie...) doivent être comptés dans le bilan environnemental. Dans le cas général cependant, la réutilisation permet souvent un équipement de meilleure qualité que l’achat neuf. C’est ce que suggère une étude belge sur le marché de l’occasion (Le réemploi – CRIOC, 2005).

Le choix du consommateur à l’origine d’importants bénéfices environnementaux

Le meilleur bilan environnemental est celui de l’appareil qui n’a pas été produit : utiliser un téléviseur plus petit, ou prolonger l’utilisation d’un ordinateur, permettent des bénéfices environnementaux importants. En effet, la production d’un téléviseur plus petit nécessite moins de matière, et son utilisation demande moins d’énergie. De même, prolonger l’utilisation d’un ordinateur évite la production d’un nouvel appareil.

Dans le cas du choix d’un téléviseur plus petit (Graphique 2) le gain à l’étape de production (en bleu) compense largement le surcoût en fin d’usage (en rouge sombre) alors qu’il faut également compter le bénéfice d’une moindre consommation d’énergie pendant la phase d’utilisation (en orange). Si un propriétaire d’un téléviseur LCD 42” optait plutôt pour un téléviseur 32”, cette action serait à l’origine d’un bénéfice environnemental de 35 euros par kilogramme de téléviseurs LCD 42” en fin d’usage ! Les choix des consommateurs peuvent ainsi être à l’origine de bénéfices environnementaux importants.

Graphique 2 – Bénéfice environnemental de l'achat d'un téléviseur LCD de plus petite dimension (en euros par tonne de téléviseurs LCD 42' en fin d'usage)



Lecture : Un tonne de téléviseurs usagés LCD 42' contient un nombre n de téléviseurs. Produire n téléviseurs LCD 32' plutôt que n 42' permet de réduire la quantité de ressources mobilisées et est donc bénéfique pour l'environnement (+ 12 000 €). Utiliser le même nombre de téléviseurs 32' (plutôt que des 42') permet également de réduire la consommation d'énergie (+ 24 000 €). Dans le même temps, n téléviseurs 32' usagés génèrent moins de déchets que n 42'. Ce sont autant de déchets qui ne peuvent être recyclés ou réutilisés, d'où un léger surcoût en fin d'usage. **Note :** L'analyse repose sur l'hypothèse que tous les téléviseurs sont recyclés par la filière agréée. **Source :** CGDD & Intertek-RDC

Pistes pour renforcer l'efficacité environnementale des actions de prévention

- ❖ Augmenter l'efficacité énergétique globale des appareils les plus énergivores pendant leur phase d'utilisation :
 - en favorisant l'accès à des appareils plus performants, notamment en développant les filières de réutilisation, qui rendent possible un meilleur équipement des foyers modestes. Une meilleure connaissance de la clientèle des filières formelles et informelles de réutilisation permettrait de préciser ce point.
 - en décourageant l'usage des appareils les moins performants, lorsque la phase d'utilisation est prépondérante sur l'ensemble du cycle de vie. Pour ces appareils, l'opportunité d'un système de « prime à la casse » devrait être étudiée.
 - en favorisant les procédures d'évaluation et de maintenance de la performance énergétique des appareils en usage (contrats de maintenance, changement périodique des joints des réfrigérateurs...)
- ❖ Inciter à un usage prolongé des appareils dont la part de la production dans le bilan environnemental global de l'appareil est élevé, comme les ordinateurs ou les téléviseurs. Cette mesure est intéressante même en l'absence d'amélioration de la performance énergétique en phase d'utilisation.

Ces préconisations doivent cependant être inscrites dans un cadre plus général de réflexion autour de la robustesse et de la possibilité de réparation des produits ainsi que du coût de mise en œuvre de ces politiques.

Le recyclage est positif pour l'environnement, en réduisant l'utilisation de ressources naturelles

En complément de la prévention, le recyclage est préférable à l'incinération et à la mise en décharge, car le recyclage augmente l'offre de matière première et évite ainsi l'extraction et la transformation de matière première vierge. Même une incinération performante, qui valorise l'énergie (électricité et chaleur) et/ou qui permet la récupération des résidus métalliques de l'incinération, reste inférieure au recyclage.

C'est le fait d'éviter la production de matières premières minérales vierges qui explique le bon résultat du recyclage. Lorsqu'on essaie d'exprimer l'ensemble des impacts du recyclage sur une échelle agrégée, par exemple pour les réfrigérateurs, la diminution de l'épuisement des ressources représente entre 40 et 95 % (selon l'indicateur composite retenu) de l'impact total du recyclage (Encadré 2). Le recyclage permet en effet d'éviter :

- la consommation et l'épuisement de ressources minérales (métaux, terres rares...);
- la consommation et l'épuisement de ressources énergétiques fossiles (pétrole, gaz...) liée à l'extraction et à la première transformation de ces ressources minérales.

Mais cette moindre consommation de matière est également bénéfique pour l'environnement de façon plus générale, car les économies d'énergies fossiles permettent à leur tour de réduire les impacts liés à l'extraction, à la transformation et à la combustion de ces énergies.

Le bilan environnemental du recyclage des cafetières, par exemple, est positif pour les impacts « effet de serre », « épuisement des ressources », « eutrophisation » et, dans une moindre mesure, « destruction de la couche d'ozone ». Ce sont les étapes de recyclage des métaux ferreux et non ferreux et, dans une moindre mesure, des plastiques qui contribuent le plus à ce bon bilan environnemental.

La collecte sélective : un levier important du bilan environnemental de la filière de fin d'usage.

La quasi-totalité du gros électroménager est dirigée vers le recyclage grâce à la collecte de ces appareils, encombrants, par les distributeurs ou les collectivités (Encadré 1). En revanche, le taux de collecte des petits appareils est encore faible, malgré l'obligation de reprise de l'ancien appareil lors d'un nouvel achat.

Ainsi, près de 90 % des cafetières électriques et de 65 % des téléviseurs en fin d'usage sont encore collectés avec les ordures ménagères en 2008, et donc incinérés ou mis en décharge. Seules 13 % des cafetières arrivant en fin d'usage sont traitées par la filière de recyclage. Atteindre un taux de collecte de 65 % en 2020 permettrait d'améliorer considérablement la performance environnementale totale du traitement de fin d'usage. Ce constat peut être étendu à la plupart des appareils dont le niveau actuel de collecte sélective est faible, comme les ordinateurs ou les téléviseurs. Ceux-ci contiennent en outre des métaux à forte valeur économique (or, argent, indium...) dont le recyclage peut être à l'origine de bénéfices environnementaux conséquents et ce, même s'ils sont présents en plus faible quantité que d'autres matières.

Pistes pour développer le recyclage

Favoriser la collecte sélective du petit électroménager, des ordinateurs et des téléviseurs, dont le taux de collecte est plus faible que celui du gros électroménager.

Favoriser le recyclage de matériaux présents en quantité réduite dans les appareils, car le bénéfice environnemental de leur recyclage peut s'avérer supérieur à celui de matériaux présents en plus grande proportion. Néanmoins, la viabilité économique d'une filière de recyclage de ces matériaux est à étudier.

Encadré 2 – Méthodes, définitions et unités de mesure

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode d'évaluation environnementale qui permet de quantifier les impacts d'un procédé – ici le traitement d'une tonne de déchets électriques et électroniques en fin d'usage – en prenant en compte tous les procédés amonts et avals qui lui sont nécessaires – depuis l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination de ses résidus.

Définition et mesure des impacts environnementaux

Dans une ACV, chaque catégorie d'impacts environnementaux est exprimée dans une unité propre :

- L'effet de serre est mesuré en kilogramme équivalent CO₂.
- La destruction de la couche d'ozone en kilogramme équivalent CFC11 (un gaz réfrigérant).
- L'eutrophisation (apport excessif de substances nutritives dans l'eau douce ou l'eau de mer) en kilogrammes équivalent phosphate (un engrais).
- L'impact sur la santé humaine (toxicité humaine) ou sur la santé des écosystèmes (éco-toxicité) en « unité toxique comparative ». Il s'agit respectivement de l'augmentation de la morbidité par kilogramme de polluant émis pour la toxicité humaine, et de la fraction d'espèces potentiellement affectées pour l'écotoxicité.
- L'épuisement des ressources peut être mesuré de plusieurs façons, selon la définition donnée à la « rareté » d'une ressource. Les deux méthodes utilisées ici font appel à deux définitions différentes :
 - L'une considère les réserves ultimes (quantité supposée présente dans la croûte terrestre). Il s'agit d'une définition particulièrement optimiste de la rareté.
 - L'autre retient au contraire les réserves économiques (quantité avérée exploitable) en rapport avec la consommation annuelle mondiale (et la tendance pour les années à venir).

Chaque étape du cycle de vie (collecte, démantèlement et broyage, recyclage, valorisation énergétique, mise en décharge) est évaluée selon les impacts sus-cités.

Limites de la mesure

L'évaluation de la toxicité humaine et de l'écotoxicité doit être considérée avec beaucoup de réserve compte tenu de l'incertitude et de l'incomplétude des méthodes d'évaluation actuellement disponibles. Dans le cas du recyclage par exemple, la méthode utilisée, Usetox, attribue une place importante aux émissions de zinc vers l'air. Or le recyclage de l'acier rejette plus de zinc vers l'air que sa production primaire, et le recyclage apparaît ainsi comparativement néfaste pour la santé humaine. En fait, de nombreux autres polluants affectent potentiellement la santé, sans être comptabilisés.

Indicateurs composites

L'ACV est une méthode multi-critères puisque chaque catégorie d'impacts est mesurée dans une unité propre. Pour obtenir un indicateur synthétique, il faut « agréger » ces impacts environnementaux, c'est-à-dire les pondérer et les additionner, en donnant plus de poids aux impacts qui sont jugés plus graves. L'agrégation permet de gagner en lisibilité mais, en contre-partie, perd en finesse d'analyse. Deux familles de méthodes ont été utilisées : les pondérations adoptées par des panels d'experts (Ecoindicator 99, Recipe 2008, EPS 2000) ; la monétarisation, qui consiste à évaluer en euros le coût environnemental des différents impacts (monétarisation RDC). C'est cette dernière qui est utilisée pour les graphiques 1 et 2.

Jeanne SERRE – Une analyse coûts/bénéfices pour la filière de valorisation agricole des produits résiduaire organique

*Jeanne SERRE travaille au sein de Veolia Environnement Recherche et Innovation depuis 2006 en tant que chargée de projets d'évaluation environnementale. Ingénieure agronome de formation, spécialisée en économie de l'environnement, elle a développé une expertise dans les méthodes d'évaluation environnementale (Evaluation des Risques, Analyse de Cycle de Vie) qui lui permet de mener à bien des projets d'évaluation des performances et des impacts environnementaux dans le domaine de la gestion de l'eau et des déchets. Elle mène également des réflexions méthodologiques dans le domaine de la monétarisation des impacts environnementaux. Le projet présenté est mené conjointement avec **Jean-Marc Brignon, Pierre-Alain Jayet et Sabine Houot**.*

La valorisation agricole des Produits Résiduaire Organiques (PRO) consiste au retour au sol des matières organiques contenues dans les déchets. En France, les PRO d'origine urbaine ne sont que partiellement valorisés en agriculture (environ 60 % des boues et 10 % des déchets ménagers). Or, la filière de valorisation agricole des PRO est encouragée par les politiques publiques qui visent de plus en plus au recyclage des déchets et à la baisse des pressions sur les matières premières primaires.

La filière de valorisation agricole des PRO comporte des impacts positifs directs d'ordre agronomique et des impacts positifs indirects, liés à l'économie de ressources naturelles épuisables et la pollution évitée pour la production d'engrais auxquels ils se substituent (D4E, 2006). Elle peut en revanche comporter des risques potentiels environnementaux et sanitaires.

Etant donné que ces effets positifs et négatifs échappent pour la plupart au marché, une analyse des coûts et des bénéfices externes s'avère importante pour accompagner les décideurs dans le choix de la filière de valorisation / d'élimination des PRO à privilégier. Le projet PRO-EXTERN se place dans ce contexte et a deux principaux objectifs : (i) Produire des valeurs sur les coûts et bénéfices externes de la filière de valorisation agricole des PRO de diverses origines (eaux usées pour les boues et déchets pour les composts) ; (ii) Révéler les préférences pour ce mode de fertilisation et d'amendement des sols.

La démarche consiste à apporter des éléments économiques sur des relations environnementales et agronomiques quantitatives qui auront été préalablement construites. A partir d'une connaissance des effets positifs et négatifs de l'épandage de PRO en milieu agricole, deux types de méthodes économiques seront déployées.

L'une des deux méthodes consistera en une modélisation économique d'une exploitation agricole, et permettra de dégager des valeurs pour les effets liés aux substances azotées, voire carbonées. La deuxième méthode est une analyse conjointe : elle permettra de révéler les préférences des individus pour ce mode de fertilisation et d'amendements des sols, en comparaison avec d'autres modes de gestion ; cette méthode permettra par ailleurs de proposer certaines valeurs économiques pour certains effets tels que la qualité de l'eau, les désaménités locales, etc.

Le projet permettra donc d'apporter des éléments économiques sur les effets environnementaux positifs et négatifs associés à l'épandage. Il permettra de mieux comprendre les leviers économiques et environnementaux qui peuvent jouer dans l'acceptation des PRO en épandage (acceptation par les agriculteurs et par la société). Enfin, des recommandations méthodologiques pour la réalisation d'ACB, ainsi que des éléments d'aide à la décision et d'aide à la communication des résultats seront fournis.

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

Tél : 01.40.81.21.22

Retrouvez cette publication sur le site :

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

Résumé

Le Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable, au sein du Commissariat Général au Développement Durable, a pour mission de développer et de diffuser les méthodes de valorisation économique des politiques, régulations, biens et services environnementaux, sur la biodiversité, les patrimoines naturels et aménités environnementales. C'est à ce titre qu'il a organisé le 7 décembre 2011 la seconde édition du séminaire sur la monétarisation des biens et services environnementaux.

Le premier séminaire organisé en 2010 avait permis de faire le point sur les problématiques méthodologiques de la valorisation économique des biens et services environnementaux. Cette seconde édition a été l'occasion d'aborder la mise en oeuvre de ces méthodes à travers la présentation d'études de cas, d'en cerner les apports et les limites, et de dégager des pistes d'amélioration. Plusieurs domaines des politiques environnementales ont été abordés : écosystèmes agricoles et forestiers, biodiversité, milieux aquatiques, déchets...

Ce séminaire a réuni aussi bien des experts et des praticiens des techniques de monétarisation que des utilisateurs des valeurs qui en sont issues. Il a été l'occasion de rassembler et de faire dialoguer des représentants du monde académique et les personnels des administrations concernées par ces problématiques.



Dépôt légal : Novembre 2012
ISSN : 2102 - 4723