

Études & documents

n° 116

Octobre

2014

*Monétarisation des biens, services
et impacts environnementaux en
appui à la décision :
les nouveautés méthodologiques*

Actes du séminaire du 19 décembre 2013



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

- Titre du document : Monétarisation des biens, services et impacts environnement en appui à la décision : les nouveautés méthodologiques
Actes du séminaire du 19 décembre 2013
- Directeur de la publication : Xavier **Bonnet**
- Coordination éditoriale : La rédaction de ce rapport a été coordonnée par Olivier **Simon**, Atika **Ben Maïd** et Ophélie **Darses** avec le concours de l'ensemble de la sous-direction de l'économie des ressources naturelles et des risques.
- Rédaction : Le SEEIDD remercie l'ensemble des intervenants à ce séminaire pour leurs présentations et leurs contributions écrites à ce séminaire.
- Date de publication : Octobre 2014

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

Contexte	3
Editorial - Xavier Bonnet	4
Atelier n°1 : Une méthode d'évaluation de la dette environnementale de la France	5
André Vanoli - Vers un enrichissement des comptes de la Nation par la valorisation de l'évolution de l'état des actifs naturels.....	6
Frédéric Nauroy - Les coûts écologiques non payés liés aux émissions de gaz à effet de serre	10
Jérémy Devaux - Les coûts écologiques non payés liés à la pollution de l'eau en France	14
Strahil Christov - Les approches visant à évaluer les services écosystémiques au sein de l'Union européenne et dans le cadre de la comptabilité nationale.....	16
Résumé du débat de l'atelier n°1 « Une méthode d'évaluation de la dette environnementale »	24
Atelier n°2 : Économie circulaire	25
Olivier Simon - Comment valoriser la rareté d'une ressource ?	26
Martin Bortzmeyer & Antonin Vergez - Des indicateurs physiques d'impact du prélèvement ou de la consommation d'une ressources : développements récents liés à l'empreinte « eau » dans les analyses en cycle de vie.....	29
Résumé du débat de l'atelier n°2 « économie circulaire »	32
Présentation de la base de données EVRI	33
Christine Lagarenne - L'Inventaire des références de valorisations environnementales (<i>Environmental Valuation Reference Inventory, EVRI</i>)	34
Atelier n°3 : Santé – Environnement	37
Dominique Ami, Frédéric Aprahamian, Olivier Chanel & Stéphane Luchini - Consentements à payer pour une diminution de l'exposition à la pollution de l'air : comparaison de trois scénarios	38
Luc Baumstarck - Valeur de la vie humaine : une nouvelle valeur tutélaire basée sur les recommandations OCDE	40
Dominique Auverlot & Géraldine Ducos - Le processus de production des valeurs tutélaire - De nouvelles valeurs d'impacts sanitaires de la qualité de l'air.....	50
Christophe Rafenberg - Modélisation de l'impact sanitaire d'une perte de biodiversité : modélisation de l'impact de la perte du cheptel d'abeilles » : synthèse.....	54
Résumé du débat de l'atelier n°3 « santé-environnement »	56
Conclusion – Harold Levrel	58

Contexte

Le Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, au sein du Commissariat général au développement durable, a dans ses missions de développer et 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 19 décembre 2013 la quatrième édition du séminaire sur la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux.

Après trois premières éditions consacrées respectivement aux méthodes de valorisation économique des biens et services environnementaux, à la mise en œuvre de ces méthodes et à l'utilisation des valeurs qui en découlent, l'édition 2013 du séminaire a poursuivi ce partage d'expérience et d'information en illustrant comment les nouveautés méthodologiques viennent en appui de la décision, tant celle des acteurs privés que dans le cadre de politiques publiques. Les domaines considérés concernent aussi bien la mesure de la dette environnementale que l'économie circulaire ou l'impact de l'environnement sur la santé.

Le séminaire sur la monétarisation réunit chaque année aussi bien des experts et des praticiens des techniques de monétarisation que des utilisateurs des valeurs qui en sont issues. Il permet de rassembler et de faire dialoguer des représentants du monde académique, les personnels des administrations et les acteurs privés concernés par ces problématiques.

Context

Within the Department of the General Commissioner for Sustainable Development, the Division for Economics, Assessment and Integration of Sustainable Development 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 19th 2013, this department held the fourth annual seminar on monetary valuation of environmental goods, services and impacts.

The three first editions were respectively devoted to economic valuation methods of environmental goods and services, their implementation and the use of monetary values resulting from these methods. The 2013 seminar addressed methodological innovations and the way they contribute to decision in private sector and in policy-making process, in domains such as environmental debt, circular economy or health impact of environment.

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, government agencies and private sector involved in these issues.

Editorial - Xavier Bonnet

Chef du service de l'économie de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

La monétarisation des biens et services environnementaux est un exercice qui peut aider à illustrer la richesse de la biodiversité, des ressources naturelles ou d'un environnement sain ; elle peut servir à convaincre de l'intérêt de la mise en œuvre des politiques de développement durable puisque leurs bénéfices sont souvent non marchands. Elle peut aussi, parfois, guider l'élaboration de politiques de préservation des biens et services environnementaux au travers de l'évaluation de leurs coûts et bénéfices. C'est donc un moyen pour orienter les politiques publiques et les comportements des acteurs privés vers une meilleure prise en compte de l'environnement dans leurs choix.

Après un cycle ouvert par les trois premières éditions du séminaire et qui avait traité, respectivement, des problématiques méthodologiques de la monétarisation des biens et services environnementaux, de la mise en œuvre de ces méthodes au travers d'études de cas et, enfin, de l'utilisation faite des valeurs qui en découlent, l'édition 2013 du séminaire est revenue sur les innovations méthodologiques de la monétarisation et la façon dont elles appuient la décision. Cette quatrième édition a réuni près d'une centaine de personnes, issues des établissements publics, de centres de recherche, des administrations, ou encore de grandes entreprises ou de cabinets d'études...

Les nouveautés méthodologiques de la monétarisation ont été abordées autour de trois thématiques :

- l'évaluation de la dette environnementale : **André Vanoli** a présenté une proposition de méthode pour introduire dans les comptes nationaux la dégradation des actifs naturels (ou leur amélioration) induite par les activités économiques, au travers de la notion de coûts écologiques non payés. **Frédéric Nauroy** et **Jérémy Devaux** ont donné une estimation de ces coûts pour la France, dans les domaines respectifs des émissions de gaz à effet de serre et de la pollution de l'eau. Au niveau européen, **Strahil Christov** a montré les défis existants pour intégrer l'état de l'environnement dans les comptes nationaux des Etats membres, de façon cohérente et harmonisée ;
- la monétarisation de la consommation des ressources : dans le cadre du développement d'une économie circulaire, où il y aurait notamment découplage entre croissance économique et consommation de matière, la façon de monétariser la rareté d'une ressource revêt une importance cruciale. **Olivier Simon** a exposé les bases d'une méthode standard de monétarisation, préliminaire à des méthodes plus approfondies, et son application à divers minerais. Dans le domaine de la consommation d'eau, **Martin Bortzmeyer** est revenu sur les développements récents en matière de calcul de l'empreinte « eau » dans les analyses en cycle de vie ;
- la monétarisation de l'impact de l'environnement sur la santé : revenant sur les travaux de la Commission Quinet, **Luc Baumstark** a détaillé le nouveau cadre de référence élaboré pour la valeur de la vie humaine, qui s'inspire notamment des recommandations de l'OCDE en la matière, tandis que **Dominique Auverlot** et **Géraldine Ducos** se sont penchés sur les mises à jour des valeurs tutélaires de la pollution atmosphérique. La qualité de l'air a également fait l'objet de l'intervention de **Dominique Ami**, qui a évalué les consentements à payer d'une diminution de l'exposition à la pollution de l'air. Enfin, **Christophe Rafenberg** a exposé une méthode de monétarisation de l'impact sur la santé de la diminution du service de pollinisation.

Au terme de cette journée, **Harold Levrel** a souligné la tension inhérente à la monétarisation des biens et services environnementaux, entre « outil de communication et de décision », nécessaire au débat, et « outil de preuve », tributaire de méthodologies rigoureuses et sujettes à conventions. À ce titre, la présentation par **Christine Lagarenne** de la base « EVRI » (*Environmental Valuation Reference Inventory*), qui recense les études internationales sur l'élaboration de valeurs environnementales, illustre la multiplicité des valeurs monétaires et des méthodes afférentes.

La cinquième édition du séminaire, en décembre 2014, se situera dans la ligne de cette conclusion puisqu'elle traitera de la variabilité des valeurs monétaires dans les dimensions où celle-ci se pose (variabilité au sein des prix de marché, spatiale et temporelle).

Atelier n°1 : Une méthode d'évaluation de la dette environnementale de la France

Vers un enrichissement des comptes de la Nation par la valorisation de l'évolution de l'état des actifs naturels

Coûts écologiques non payés, dette écologique, demande finale aux coûts totaux

André Vanoli, président de l'association de comptabilité nationale

Démarche et concepts

L'objectif poursuivi est d'envisager l'introduction dans les comptes de la Nation d'une **représentation comptable quantifiée en valeurs monétaires** de certains aspects essentiels des relations entre les activités économiques, au sens habituel de la comptabilité nationale, et la nature.

Dégradation des actifs naturels et concept de « coûts écologiques non payés »

On s'intéresse ici à l'évolution de l'état des actifs naturels et en premier lieu à leur dégradation, résultant des activités économiques de production et de consommation (à l'exclusion donc des effets des catastrophes naturelles). L'extraction de ressources non renouvelables du sous-sol fait l'objet d'autres traitements.

On ne cherche pas à donner une valeur aux stocks eux-mêmes des actifs naturels, mais seulement à leur évolution (dégradation, éventuelle restauration). Les dommages aux actifs naturels résultent des pressions exercées par les activités économiques au-delà des capacités de régénération de la nature. Pour éviter, limiter ou réparer les conséquences négatives de certaines pressions, diverses mesures ont déjà été appliquées. Les coûts de ces mesures ont été internalisés. Ils font partie des coûts économiques payés via les prix. On appelle ici « coûts écologiques non payés » les coûts des atteintes aux actifs naturels résultant des activités économiques qui n'ont pas été évitées ou réparées par des coûts internalisés.

L'expression « coûts écologiques » est utilisée plutôt que l'expression « coûts environnementaux » pour marquer qu'il s'agit des coûts à la nature, tandis que la seconde expression est généralement employée dans un sens plus large englobant aussi les coûts des dommages aux personnes et à leurs biens résultant soit directement des activités économiques, soit indirectement via la dégradation des actifs naturels, y compris les pertes de services d'écosystèmes engendrées par celle-ci.

Les coûts écologiques non payés sont supposés estimés, dans cette approche, par les coûts que l'économie aurait dû supporter pour éviter la dégradation des actifs naturels ou qu'elle devrait supporter pour les restaurer. Il s'agit des coûts de maintenance – « *imputed maintenance costs* » au sens du manuel « *Integrated Environmental and Economic Accounting* », dit SEEA, de 1993.

Coûts écologiques non payés et dette écologique

La dette écologique est une notion complémentaire à celle de coûts écologiques non payés. Le stock de dette écologique de l'économie envers la nature résulte de l'accumulation au cours du temps de coûts écologiques non payés. De nouveaux flux de coûts écologiques non payés augmentent le stock de dette écologique. Si, de diverses manières, l'économie restaure des actifs naturels dégradés, cette restauration diminue la dette écologique.

Trois composantes sont à distinguer pour les flux et les stocks de dette écologique selon qu'ils concernent la nature domestique, la nature des autres pays ou la nature globale.

L'expression « dette environnementale » est plus courante que celle de « dette écologique ». Cependant la seconde est plus pertinente ici dans la mesure où elle évoque directement une notion de dette envers la nature. Dans les deux cas le terme dette est plus fort que celui qui comporte l'expression « dette financière ».

En l'absence de séries longues de coûts écologiques non payés, l'estimation de ces derniers, si on la suppose réalisée pour une courte période récente, ne permet pas d'estimer le stock de dette écologique. La question de l'état de référence a souvent été soulevée dans ce contexte. Lorsqu'il existe des objectifs et des normes fixés en termes physiques par des politiques environnementales, on peut s'y référer. Bien qu'elles fixent des objectifs de qualité de certains actifs à atteindre au bout d'un certain délai dans le futur T_n , on peut considérer qu'elles décrivent un état conventionnel de référence du passé jugé souhaitable par la société. À partir de là, on peut estimer, par différence avec l'état des actifs naturels au point de départ T_0 des politiques en question, un stock d'actifs naturels dégradés à cette date, c'est-à-dire de dette écologique correspondant aux normes environnementales concernées. Ces normes renvoient implicitement à un état de référence passé des actifs naturels en question que l'on cherche à rétablir. Si dans le cadre de la préparation de ces politiques ou de leur mise en œuvre, on a chiffré le coût des mesures à appliquer, celui-ci représente la valorisation de la dette écologique à la date de départ.

Coûts écologiques non payés et demande finale aux coûts totaux

Une dégradation d'actifs naturels peut être provoquée à divers stades des processus de production et de consommation. Dans la démarche proposée, l'ensemble de la dégradation (et donc des coûts écologiques non payés correspondants) est au bout du compte à attribuer à la demande finale des produits issus des activités économiques, que cette dégradation apparaisse au cours de leur production ou du fait de leur utilisation.

De la sorte, un concept de demande finale aux coûts totaux peut être introduit. La demande finale aux coûts totaux est la somme de la demande finale aux coûts économiques payés (celle des comptes nationaux) et des coûts écologiques non payés.

Dans une économie fermée et supposée isolée du reste de la planète, la dégradation des actifs naturels concerne seulement la nature domestique du pays considéré et elle est entièrement attribuable à la demande finale des agents économiques résidents de cette économie.

Dans une économie ouverte, une partie de la dégradation (et donc des coûts écologiques non payés correspondants) de la nature domestique de cette économie est attribuable aux exportations réalisées vers le reste du monde (vers les résidents d'autres pays). Symétriquement, les importations réalisées en provenance du reste du monde résultent de processus de production au cours desquels des actifs naturels ont pu être dégradés. Une partie des coûts écologiques non payés résultant de la dégradation de la nature des pays fournisseurs est donc attribuable à la demande finale des résidents des pays importateurs (pour mémoire : on néglige ici l'élément de complexité additionnelle dû aux ré-exportations directes ou indirectes). En outre, une partie de la dégradation de la nature globale (le réchauffement climatique en particulier) est attribuable aux activités économiques de la plupart des pays, avec ici encore le jeu des échanges extérieurs.

Idéalement, il faut donc viser l'estimation des coûts écologiques non payés par la demande finale des résidents d'une économie donnée, afin de donner une valeur à l'ensemble de la dégradation des actifs naturels attribuable à cette économie, où qu'elle se produise. La demande finale résidente de cette économie pourrait ainsi être mesurée aux coûts totaux. Ce n'est évidemment pas simple.

L'étape cruciale est l'estimation de la valeur de la dégradation des actifs naturels domestiques, c'est-à-dire des coûts écologiques non payés à la nature domestique d'une économie donnée.

Étendue à un nombre important de pays, sinon généralisée, une telle réalisation permettrait de passer, par un processus assez complexe, à l'estimation des coûts écologiques non payés par la demande finale résidente du pays par produit composant cette demande finale. Les tableaux entrées-sorties et les matrices de commerce extérieur sont des outils indispensables pour une telle opération. Mais leur rôle serait purement auxiliaire dans l'approche proposée. Ils serviraient à convertir des estimations élaborées selon une certaine optique en estimations correspondant à une autre optique. Ils ne seraient pas du tout utilisés pour tenter une simulation de ce qui pourrait arriver si les coûts écologiques non payés étaient internalisés. Le but est de révéler les coûts écologiques cachés qui ne sont pas pris en compte dans les valeurs économiques enregistrées dans les comptes nationaux. Les valeurs des productions des branches, leurs consommations intermédiaires et leurs valeurs ajoutées économiques seraient inchangées.

Globalement, la mise en lumière des coûts écologiques non payés correspondant à la dégradation d'actifs naturels et attribués à la demande finale montre bien que nous « consommons » indirectement une partie de la nature. Cependant, en montrant pour chaque case de la demande finale le passage de sa valeur aux coûts économiques payés à sa valeur aux coûts totaux, l'intention n'est pas de montrer concrètement pour chaque case le morceau de nature « consommé » en plus du produit économique couvert. Il s'agit en fait de passer d'un mode d'évaluation de la demande finale (« aux coûts économiques payés ») à un autre mode d'évaluation (« aux coûts totaux »).

Peut-on adapter le cadre comptable central intégré des comptes nationaux pour y faire apparaître ce qui est proposé dans l'approche présentée ci-dessus ?

Un cadre central de comptabilité nationale élargi

Les principaux traits du schéma comptable proposé sont présentés ci-après.

L'Économie et la Nature sont conçues comme deux entités distinctes (d'où l'utilisation à ce stade des majuscules) qu'enveloppe la super-entité Planète. La Nature n'est pas représentée comme une partie de l'Économie.

Ce traitement diffère des pratiques habituelles en comptabilité environnementale, lesquelles font de la nature au mieux une sorte de secteur additionnel à l'intérieur de l'économie ou l'incluent dans un ou certains secteurs de l'économie ou encore l'introduisent simplement sous la forme d'une catégorie supplémentaire d'actifs.

Il permet de ne pas modifier et de laisser apparente la plus grande partie de la représentation de l'activité économique telle qu'elle apparaît usuellement dans les comptes nationaux, tout en la complétant sur un point crucial des relations entre l'Économie et la Nature.

Un transfert en capital de la Nature à l'Économie est enregistré.

Il est égal, au cours d'une période donnée, au flux de coûts écologiques non payés. Comme l'introduction de ces coûts dans les comptes de l'Economie augmente la valeur des utilisations de son revenu (économique) lui-même inchangé, un montant équivalent d'épargne négative apparaît. Les comptes de l'Economie sont rééquilibrés par un transfert en capital en provenance de la Nature.

Du côté de la Nature, un compte partiel de variation de patrimoine enregistre d'un côté la valeur du flux de dégradation des actifs naturels intervenue dans la période, de l'autre le transfert en capital à l'Economie correspondant. Ce compte partiel de variation de patrimoine de la Nature s'articule avec un compte de patrimoine lui-même partiel. Ce dernier comporte deux postes, tous deux à l'actif. Le premier, comptabilisé en négatif, enregistre la dégradation accumulée des actifs naturels du fait des activités économiques (accumulation de coûts écologiques non payés). Le second enregistre le montant équivalent de la dette écologique accumulée de l'Economie envers la Nature (accumulation de transferts en capital de la Nature à l'Economie).

Les restaurations éventuelles d'actifs naturels antérieurement dégradés donnent lieu à des écritures en sens contraire des précédentes et en particulier des transferts en capital de l'Economie à la Nature.

L'introduction des relations avec le reste du monde, celle des éventuelles réévaluations compliquent le schéma comptable.

Un exemple chiffré simplifié (économie fermée)

Hypothèse : un revenu national brut (RNB) de 1 000 (égal au PIB), avec 900 de consommation finale (CF) et 100 de formation brute de capital fixe (FBCF), une dégradation additionnelle (coût écologique non payé, soit CENP) de 50 attribuée pour 45 à la consommation finale et 5 à la FBCF

Comptes de l'Economie

RNB	1000		
CF aux coûts payés	900		
<u>CENP sur CF</u>	<u>45</u>	[<u>CF aux coûts totaux</u>	<u>945</u>]
FBCF aux coûts payés	100		
<u>CENP sur FBCF</u>	<u>5</u>	[<u>FBCF aux coûts totaux</u>	<u>105</u>]
<u>Epargne négative de l'Economie</u>			<u>- 50</u>
<u>Transfert en capital de la Nature à l'Economie</u>			<u>+ 50</u>
<u>(= variation de la dette écologique de l'Economie)</u>			

Comptes de la Nature

(variation de patrimoine de la Nature)

<u>Dégradation d'actifs naturels</u>	<u>- 50</u>
<u>Transfert en capital à l'Economie</u>	<u>+ 50</u>
<u>(= variation de la dette écologique de l'Economie)</u>	

Mais comment faire en pratique pour estimer, selon ce schéma comptable, la dégradation des actifs naturels et ce qui en découle ?

La mise en œuvre de ce qui est proposé ici ne peut être que complexe.

La ligne directe consisterait, pour chaque catégorie d'actifs naturels distinguée :

- à mesurer chaque année, pour prendre la période comptable principale des comptes nationaux, la variation physique en quantité et en qualité des stocks d'actifs naturels en question ;
- à attribuer à cette variation physique une valeur en termes monétaires aux coûts d'évitement de la dégradation intervenue ou de restauration des actifs dégradés.

La première opération (a) relève en principe de l'observation des actifs naturels. Celle-ci figure, de façon plus ou moins complète, parmi les objectifs du système statistique de l'environnement. De grands progrès ont été réalisés dans ce champ de la statistique. On semble encore loin toutefois de disposer d'un ensemble de données statistiques qui permettrait d'effectuer régulièrement à ce rythme la mesure (a). Cependant, une sorte d'inventaire permanent des actifs naturels en termes physiques est du domaine du possible. Il répondrait à des besoins d'information bien plus larges que celui évoqué ici pour enrichir la comptabilité nationale.

La deuxième opération (b) est une toute autre affaire. Elle peut utiliser des observations, mais on est ici de toute façon dans le domaine de l'analyse. Imaginer des projets de restauration (en aval de la dégradation donc) et en premier lieu s'interroger sur leur possibilité même, et en chiffrer les coûts n'est déjà pas simple. Se situer en amont et chercher à évaluer les coûts qu'il

aurait fallu consentir pour éviter la dégradation qui est intervenue est plus difficile encore. En effet, l'importance des problèmes à résoudre croît depuis la considération de techniques alternatives existantes mais plus coûteuses jusqu'à l'estimation, impliquant l'emploi de modèles, de modifications de structures des activités économiques pouvant aller jusqu'à l'abstention de certaines d'entre elles. Il n'est pas facile d'imaginer les experts et analystes des divers domaines procédant chaque année, au cours d'un exercice bien coordonné, à une évaluation en valeur monétaire de la tranche de la dégradation intervenue au cours de cette période.

La difficulté de l'évaluation de la dégradation explique sans doute pour une bonne partie pourquoi, après un petit nombre de tentatives dans quelques pays, l'objectif même de mesurer la dégradation de la nature, qui était avec le traitement de l'extraction / épuisement des ressources naturelles au centre des préoccupations en matière de comptes économiques environnementaux au moment de la conférence de Rio de 1992, paraît être devenu tout à fait secondaire aujourd'hui. Ainsi, la première édition du manuel du SEEA parue en 1993 donnait un relief particulier à la question des coûts de maintenance, aspect qui n'est plus qu'esquissé dans la nouvelle édition de 2012 de ce manuel¹.

Or il paraît essentiel, du point de vue de la représentation des relations entre l'Économie et la Nature, de mettre l'accent sur la mesure de la dégradation des actifs naturels qui résulte directement des pressions exercées par les activités économiques. La mesure des dommages à la santé des personnes ou des pertes de services d'écosystèmes par exemple répondent à d'autres objectifs et constituent des exercices différents.

Mais alors comment faire ?

L'examen des travaux relatifs aux coûts liés à la réduction des émissions de gaz à effet de serre en France et aux coûts de l'atteinte au bon état des masses d'eau, qui sera présenté dans la suite de cet atelier du séminaire par Frédéric Nauroy et Jérémy Devaux, permet de dégager certaines pistes.

Dans certains domaines, des normes nationales ou internationales ont fixé, avec la contribution d'experts scientifiques de ces domaines, des objectifs à atteindre en termes de caractéristiques des actifs naturels d'ici un horizon donné et par comparaison avec un état de dégradation de référence du passé. D'autres experts, en particulier des économistes et des acteurs des domaines en question, se sont efforcés de dégager les mesures à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs et d'en chiffrer le coût.

Du point de vue de l'approche proposée ici, on peut tirer de ces travaux certains enseignements :

1° Ainsi que cela a déjà été évoqué plus haut (dernier paragraphe de la section « Coûts écologiques non payés et dette écologique »), le coût des mesures à prendre pour atteindre les objectifs fixés à l'horizon T_n du futur peut s'interpréter comme l'estimation de la valeur de la dégradation accumulée dans le passé jusqu'au moment T_0 de départ des politiques en question, c'est-à-dire comme la valeur des coûts écologiques non payés accumulés ou encore comme le stock de dette écologique à la date T_0 .

2° Si la politique mise en œuvre conduit effectivement au cours d'une année donnée à se rapprocher de la norme visée (en termes d'émissions de gaz à effet de serre par exemple), cela s'interprète comme une restauration partielle de l'état de l'actif naturel sous-jacent. Ceci se traduit par un transfert en capital de l'Économie vers la Nature (ou en d'autres termes des coûts écologiques non payés négatifs) et une diminution concomitante de sa dette écologique.

3° Si, en dépit de la politique mise en œuvre, on s'éloigne au cours d'une année donnée de la norme visée, on enregistrera au contraire de nouveaux coûts écologiques non payés, un transfert en capital de la Nature, *etc.*

4° Au moyen de divers indicateurs et de quelques hypothèses, on pourrait peut-être proposer une rétropolation du stock de dette écologique évalué en T_0 jusqu'au moment du passé où la qualité des actifs naturels a commencé à s'éloigner des niveaux souhaités maintenant par la société.

5° D'éventuelles réévaluations sont, entre autres complications, à prendre en compte.

Ce qui apparaît ainsi est la possibilité de tirer partie de travaux menés par ailleurs afin d'estimer à une date donnée la valeur d'un stock de dette écologique et de l'utiliser comme pivot dans la démarche suggérée ici.

Il n'existe malheureusement pas de politiques équivalentes pour toutes les catégories d'actifs naturels. On pourrait cependant s'inspirer de ces expériences pour imaginer par type d'actifs des consultations d'experts, de praticiens et de statisticiens qui s'efforceraient périodiquement de procéder à des exercices analogues. Ceux-ci pourraient être conçus de manière à s'insérer dans des dispositifs plus larges d'information, d'étude, de préparation et de suivi de décisions. De tels groupes devraient s'intéresser de près à la manière de prendre en compte le caractère mondial des processus de production et de consommation, des échanges de biens et services et des problématiques.

Ceci suppose des initiatives institutionnelles dans une perspective de longue haleine.

¹ Plus précisément dans la partie consacrée, à titre expérimental, aux comptes des écosystèmes.

Les coûts écologiques non payés liés aux émissions de gaz à effet de serre

Frédéric Nauroy, chargé de mission au service de l'Observation et des Statistiques du Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE)

Contexte

Les recherches entreprises depuis plusieurs décennies dans le domaine de la comptabilité économique environnementale n'ont pu converger sur un consensus débouchant sur la construction et surtout l'adoption d'un nouvel indicateur de la production ou de l'épargne nationale intégrant la préservation du patrimoine naturel. Il paraît aujourd'hui admis que la production d'un indicateur unique répondant aux différentes dimensions du bien-être est hors de portée, comme l'a souligné le rapport de la Commission Stiglitz sur la mesure des performances économiques et du progrès social (CMPEPS). Ce rapport a souligné la difficulté, voire l'impossibilité actuelle, de prendre en compte simultanément, à travers un même indicateur, le bien-être présent et futur. Ces deux dimensions doivent être clairement séparées.

Des travaux sont entrepris au Commissariat général au développement durable du Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE) en vue de produire des indicateurs monétaires susceptibles de compléter les messages apportés par l'évolution du PIB en répondant à certaines préoccupations environnementales qui dépassent son objet. Au lieu de s'orienter vers la construction d'un "PIB vert", notion controversée quant à sa mesure et sa pertinence comme l'a souligné le rapport de la commission Stiglitz, des travaux ont été engagés sur une voie plus opérationnelle. Ils portent sur l'évaluation des coûts écologiques actuellement non payés, valeur qui n'est pas prise en compte par les agrégats courants des comptes nationaux.

Comptabiliser les coûts écologiques non payés

Les coûts écologiques non payés reflètent les montants qui auraient dû être consentis par les agents économiques en vue de prévenir la dégradation de différents actifs naturels (air, climat, cours d'eau, sols,...) ou de restaurer leur état. Ces coûts non payés, une fois estimés, donnent lieu à de nouvelles mesures pour certains agrégats de la comptabilité nationale. La comparaison entre les agrégats actuels et les agrégats ajustés permettrait d'évaluer le poids des charges non assumées résultant des pressions du mode de développement actuel sur la nature.

La question de la dégradation de l'environnement est abordée dans le 2^{ème} volet du nouveau SEEA (*System of Environmental-Economic Accounting*) publié en 2012. Le 1^{er} volet était centré sur la comptabilisation des stocks et flux de ressources naturelles en termes quantitatifs. Cette deuxième partie vise l'élaboration, à titre expérimental, d'un cadre comptable permettant de retracer la capacité des écosystèmes à produire des services. L'objectif d'analyse des coûts écologiques non payés est plus limité que celui portant sur la valorisation de l'état et des services des écosystèmes, mais les difficultés d'évaluation ne doivent pas être sous-estimées.

Principe

L'approche² consiste à mesurer le coût total de la demande finale. On considère en effet que sa mesure dans les comptes actuels est sous-évaluée car elle laisse de côté le coût lié à la dégradation des actifs naturels. Ce coût devrait être mesuré et comptabilisé lorsque la pression des activités économiques sur la nature est trop forte pour être absorbée.

En l'absence de mesures suffisantes pour freiner la pression sur la nature, la valeur des biens et services acquis par les consommateurs laisse de côté la valeur de la dégradation, pour une année donnée, de certains actifs naturels. Cette valeur, non enregistrée dans les comptes nationaux actuels, est évaluée aux "coûts de conservation" des actifs naturels. Concrètement, il s'agit d'évaluer les coûts écologiques non payés sur la base d'investissements dans des technologies sobres en carbone ou de mesures entraînant l'accroissement du coût de production ou d'acquisition de certains produits. L'impact économique et environnemental de telles mesures peut être apprécié par différents outils (modèles) afin d'estimer in fine des coûts écologiques non payés.

² Approche développée par A. Vanoli dans un article paru en 1995 qui propose une description et un traitement comptable des relations entre l'économie et la nature, considérée comme une entité à part entière. Dans un écrit récent proposé à l'association internationale IARIW, il formule et explicite le concept de demande finale aux coûts totaux.

Coûts écologiques non payés sur la question du changement climatique

Le stockage dans l'atmosphère pendant plusieurs dizaines d'années de certains gaz à effet de serre, comme le dioxyde de carbone, conduit à mesurer des coûts non payés dans une optique d'évitement d'émissions et non de restauration. En effet, cette dernière paraît aujourd'hui impossible à mettre en œuvre dans l'hypothèse d'un réchauffement climatique important d'ici la fin du XXI^{ème} siècle. En revanche, dans une telle situation, les conséquences, envisagées par le GIEC (disparitions de zones côtières, baisse des récoltes, menaces sur les ressources en eau,...) pourraient se concrétiser de manière plus ou moins graves selon les régions du globe. Cette situation nouvelle générerait des coûts d'adaptation, alors effectivement payés, et d'un montant sans commune mesure avec les coûts de prévention non assumés antérieurement. Le rapport Stern (2006) sur l'économie du changement climatique donne une illustration sans appel de ce phénomène en comparant les coûts de l'inaction à ceux de la prévention.

Premières évaluations

Sur le plan pratique, une première évaluation a été réalisée sur les coûts non payés liés aux émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (avec des hypothèses relatives au contexte français).

La préservation des équilibres climatiques est une problématique planétaire qui ne peut être déclinée localement avec la mise en œuvre de seuils ou d'objectifs écologiques visant à restaurer ou conserver l'état d'actifs naturels sur un territoire donné. Même si cela représente une contribution très partielle au maintien des équilibres climatiques eu égard à la faible part des émissions françaises dans le total mondial, on prendra pour référence l'objectif que la France s'est fixée (loi POPE de 2005) en termes de réduction de ses émissions de gaz à effet de serre (GES). Cet objectif appelé « facteur 4 » prévoit une division par 4 du niveau annuel d'émission de GES entre 1990 et 2050. Des coûts écologiques non payés additionnels devraient apparaître lorsque les émissions annuelles sont excessives en regard de l'objectif. Ceci suppose de définir une trajectoire d'émission sur près de 40 ans convergeant sur le niveau d'émission final visé. À ce stade, deux aspects doivent être distingués : le montant de la dette écologique³ relative aux objectifs définis en France et la survenue de coûts écologiques non payés (CENP) annuels qui contribuent à son accroissement.

Pour la dette écologique, des travaux récents ont évalué le coût total qu'il serait nécessaire de mettre en œuvre pour parvenir au « facteur 4 ». On citera notamment les travaux de la Commission Quinet (2008) sur la valeur tutélaire du carbone et le rapport du comité de Perthuis « Trajectoires 2020-2050 vers une économie sobre en carbone » (2011). Ce dernier rapport fournit des indications sur le coût global à payer pour parvenir à l'objectif « facteur 4 » en s'appuyant sur trois trajectoires différentes entre 2012 et 2050. Les coûts totaux sur la période se situent entre 260 à 440 Md€. Il serait toutefois hasardeux d'affirmer que la dette écologique se situe à l'intérieur de cet intervalle, des informations manquant notamment sur la prise en compte, lors du calcul des coûts, d'une certaine baisse d'émission sans mesure supplémentaire (scénario "au fil de l'eau"). On peut néanmoins s'intéresser aux variations de la dette écologique d'une année sur l'autre sans connaître avec précision son montant de départ. Trois cas peuvent être envisagés :

- des hausses d'émission annuelles de GES entraînant de nouveaux CENP et un accroissement de la dette écologique ;
- une baisse régulière d'émission conforme à l'atteinte du « facteur 4 » en 2050 : en lieu et place de CENP apparaissent de nouveaux coûts dans les transactions économiques (taxes environnementales, dépenses de protection, investissements dans des technologies sobres en carbone,...) entraînant une résorption partielle de la dette écologique (ou CENP négatifs) ;
- situation intermédiaire : baisse d'émission, mais insuffisante pour parvenir à l'objectif en temps voulu. Des CENP doivent être considérés si l'on estime impossible tout report d'émission d'une année sur l'autre au même coût unitaire. La variation de la dette écologique est plus difficile à estimer dans un tel cas.

Pour rendre compte des deux premières situations, on peut s'appuyer sur le coût marginal de la tonne de carbone évitée. Si l'on dispose de cette information, il est possible de valoriser la quantité d'émission excessive ou au contraire réduite par rapport à la trajectoire déterminée en vue de l'objectif.

Il est nécessaire de disposer d'une telle trajectoire pour connaître l'effort annuel de réduction d'émission qu'il faut envisager sur la période. Différents types de profils, plus ou moins réguliers, sont produits par les modèles, mais en termes de CENP, un effort annuel constant (baisse d'émission équivalente chaque année) peut être retenu.

Exemple : on envisage une baisse annuelle d'émission de 8 MtCO₂ chaque année afin de réaliser le « facteur 4 » d'ici à 2050. Pour parvenir à ce niveau, un effort parallèle, mais à un coût beaucoup moins élevé, doit être réalisé sur les autres GES comme le protoxyde d'azote et le méthane. Cet aspect sera éludé ici, seule la question du CO₂ étant abordée.

³ Voir la note d'André Vanoli présentée à ce même séminaire.

Le coût unitaire d'évitement des premiers millions de tonnes de CO₂ est donné à 35 € par tonne évitée⁴. Si les émissions annuelles de CO₂ restent constantes d'une année sur l'autre, les émissions non contenues pour réaliser l'effort projeté s'élèvent à 8 Mt et les CENP à 280 M€. Si au contraire, les émissions de GES diminuent davantage que la variation requise (-8 Mt), de nouveaux coûts, effectivement payés se substituent aux CENP (ou CENP négatifs) et contribuent à réduire la dette écologique.

Limites, approfondissements

L'exemple donné précédemment constitue une solution simple pour comptabiliser un montant de CENP sur les émissions de GES en France, en s'appuyant sur les principaux outils et données disponibles aujourd'hui.

Les évaluations se complexifient si l'on tient compte d'un scénario au fil de l'eau prévoyant une certaine baisse des émissions (sans coûts supplémentaires) ou si la mesure porte sur l'ensemble des GES directs et non pas seulement sur le CO₂ (trois quarts des émissions de GES).

Une autre difficulté est de formaliser le lien entre le montant annuel estimé de CENP et la variation de la dette écologique. En principe, le montant estimé s'ajoute à la dette écologique, mais sur la question des émissions de GES, ce n'est pas si simple. Le montant estimé de CENP correspond bien au coût supplémentaire qu'il aurait fallu supporter si l'on avait respecté la trajectoire annuelle convergeant sur l'objectif final. Mais, ce montant non assumé entraîne une réévaluation de la dette écologique et de la contrainte annuelle permettant de l'effacer à terme. Si l'on reprend l'exemple précédent, comme aucune réduction d'émission n'est intervenue, la même quantité totale d'émission à réduire doit désormais être obtenue sur une période diminuée d'un an. Peut-on utiliser la même courbe de coûts marginaux annuels ou faut-il en utiliser une nouvelle, probablement plus contraignante ?

Par ailleurs, le mode d'estimation de CENP proposé ici se base sur les émissions intérieures et non sur celles relatives à « l'empreinte carbone de la demande finale ». Or, ces dernières qui sont nettement plus élevées que les premières sont conformes à la notion de demande finale résidente qui est l'agrégat cible pour les CENP et l'élaboration d'une demande finale aux coûts totaux. Cependant, les problèmes de faisabilité et même de légitimité (aucun objectif national ou international n'est basé sur l'empreinte carbone) semblent devoir au moins différer une telle solution.

Il paraît aussi important d'effectuer un suivi, si possible annuel, des facteurs de variation des émissions. On devrait ainsi pouvoir mesurer, à travers une baisse d'émission la part imputable à de nouveaux coûts permanents qui ont été consentis par les acteurs économiques et celle liée à des facteurs climatiques. Ce besoin de suivi est clairement exprimé dans le récent rapport du CGEDD sur le facteur 4 qui recommande la création d'un « observatoire permanent du facteur 4 ». Les travaux d'estimation de CENP en fonction de l'évolution des émissions de GES en France pourraient contribuer à un tel observatoire.

Il faut enfin signaler l'existence d'autres travaux sur les CENP et la dette écologique, notamment ceux relatifs à l'atteinte du bon état des masses d'eau⁵ et à la qualité de l'air. Concernant les sols, la biodiversité et les eaux marines, les estimations de CENP sont beaucoup plus difficiles à établir, les normes écologiques et les données de coûts faisant défaut.

Références

Centre d'analyse stratégique (2008) - La valeur tutélaire du carbone, Rapport de la commission présidée par A. Quinet.

Conseil général de l'environnement et du développement durable (2013) - Le facteur 4 en France : la division par 4 des émissions de gaz à effet de serre à l'horizon 2050.

De Perthuis C. (2011) - Trajectoires 2020 – 2050 vers une économie sobre en carbone, rapport du comité présidé par Christian de Perthuis.

European Commission (2010) – Directorate general for Energy: EU energy trends to 2030 – update 2009.

IIASA (2010) - Potentials and costs for mitigation of non-CO₂ greenhouse gas emissions in the European Union until 2030.

MEDDE/DGEC (2011) - Scénarios prospectifs Energie – Climat – Air à horizon 2030

Nauroy F. (2012) - Comptabiliser la dégradation non compensée des actifs naturels et leur épuisement, note présentée au XIV^{ème} colloque de l'Association de comptabilité nationale.

Pasquier J.-L. (2012) - L'empreinte carbone de la consommation des Français : évolution de 1990 à 2007, Le Point sur n° 114 – mars 2012.

Vanoli A. (1995) - Reflections on Environmental Accounting Issues, Review of Income and Wealth, Series 41, Number 2, 1995.

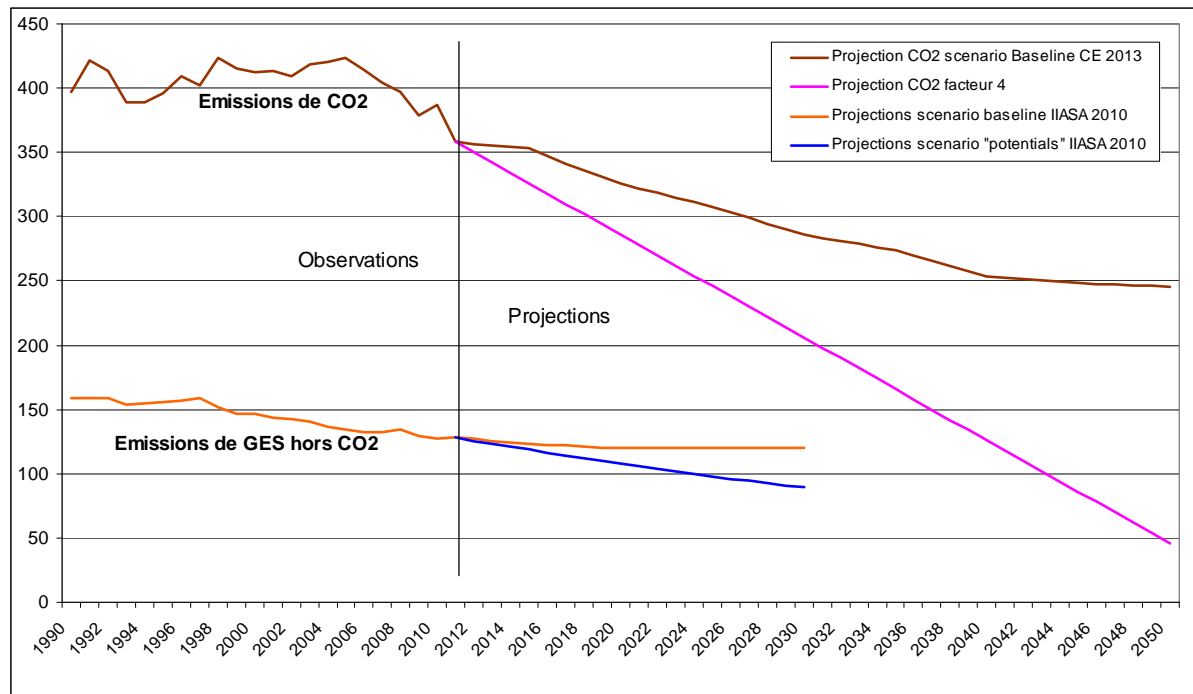
⁴ Scénario T30 du rapport du comité de Perthuis "Trajectoires 2020-2050 vers une économie sobre en carbone" (2011). Les coûts d'atteinte du facteur 4 n'ont été estimés que pour le CO₂, pas sur l'ensemble des GES.

⁵ Voir la note de Jérémie Devaux présentée à ce même séminaire.

Annexe

Évolution et projections des émissions de gaz à effet de serre entre 1990 et 2050

En millions de tonnes équivalent CO₂



Source : SOeS, d'après données Citepa et projections de la Commission européenne et de l'IIASA

Les coûts écologiques non payés liés à la pollution de l'eau en France

Jérémy Devaux, chargé de mission sur l'eau et les milieux aquatiques au sein du bureau de l'évaluation des politiques des risques, de l'eau et des déchets du MEDDE.

Une approche via l'existant à travers la Directive Cadre sur l'Eau de 2000

Dans le cadre des indicateurs complémentaires au PIB, l'objectif des coûts écologiques non payés consiste à calculer le coût des mesures à mettre en place pour atteindre un niveau suffisant de préservation d'une ressource étudiée (air, eaux continentales, sols, climat).

Pour le cas de l'eau et des milieux aquatiques, cela consisterait à appréhender les coûts, non supportés actuellement, qui permettraient de :

- ramener la concentration de l'eau en une ou plusieurs substances en dessous d'un seuil donné ;
- assurer la présence d'êtres vivants dans les masses d'eau de surface ;
- assurer un équilibre entre prélèvements et recharge des masses d'eau souterraines.

Compte tenu de cette définition, les coûts écologiques non payés relatifs à l'eau et aux milieux aquatiques pourraient être approchés par l'intermédiaire des coûts des mesures à engager pour atteindre les objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Cette directive du 23 octobre 2000, à travers son objectif d'atteinte du « bon état »⁶ de l'ensemble des masses d'eau à l'horizon 2015, impose aux États membres de l'Union Européenne le respect des trois critères précédemment cités.

Pour répondre à l'objectif de bon état, les États membres ont dû recenser et chiffrer le coût de l'ensemble des mesures à mettre en place. Cet exercice s'est fait sur la base de diagnostics établis au niveau des commissions territoriales à partir d'états des lieux réalisés en 2004 par chaque agence de l'eau (pour les grands bassins hydrographiques métropolitains⁷) ou office de l'eau (pour les départements d'outre-mer⁸).

Les mesures retenues au final ont été considérées comme les plus coûts-efficaces pour atteindre les objectifs fixés et constituent ainsi une sorte de « scénario idéal » d'atteinte du bon état des eaux. Elles concernent tous les acteurs qui peuvent subventionner, financer ou réaliser des actions pour la protection de l'eau, notamment : l'Union Européenne, l'État français, les conseils régionaux et généraux, les agences de l'eau, les services de l'eau, les ménages, les agriculteurs et les industriels.

Cependant, si le « scénario idéal » d'atteinte du bon état a bien été défini dans chaque bassin et district hydrographique, il n'a toutefois pas été appliqué en l'état. En effet, l'évaluation de la faisabilité des mesures, effectuée en 2007 dans chaque agence et office de l'eau, a permis d'identifier des zones pour lesquelles les efforts financiers étaient trop importants pour être réalisables d'ici 2015 et qui nécessitaient donc des reports de délais. La DCE prévoit cette éventualité dans son article 4. Ainsi, dans le cas de coûts trop importants par rapport aux bénéfices attendus, les États membres peuvent étaler les coûts d'atteinte du bon état à des échéances plus lointaines, à savoir 2021 (on parle alors de 2^e cycle DCE) ou 2027 (3^e cycle DCE).

Suite aux arbitrages de délais effectués dans chaque bassin, chaque agence ou office de l'eau a alors produit un document appelé « programmes de mesures » qui, comme son nom l'indique, recense l'ensemble des mesures à mettre en place sur la période du 1^{er} cycle DCE (2010-2015). Deux autres programmes de mesures suivront, recensant les mesures propres aux masses d'eau ayant obtenu des reports de délais. Le 2^e programme de mesure couvrira ainsi la période 2016-2021 alors que le 3^e programme de mesure couvrira la période 2022-2027, date à laquelle l'ensemble des masses d'eau du territoire aura atteint le bon état.

⁶ Le bon état d'une masse d'eau est atteint lorsque plusieurs critères sont satisfaits. Ces critères varient selon le type de masse d'eau (de surface ou souterraine) considéré.

Une masse d'eau de surface est au bon état lorsque son état écologique (présence d'êtres vivants végétaux et animaux suffisante pour permettre le bon fonctionnement de l'écosystème) et son état chimique (concentrations en polluants dont les substances dangereuses prioritaires) sont jugés comme au moins « bons ».

Une masse d'eau souterraine est au bon état lorsque son état quantitatif (équilibre entre les prélèvements et la recharge naturelle d'une masse d'eau souterraine) et son état chimique (concentrations en polluants dont les substances dangereuses prioritaires) sont jugés comme au moins « bons ».

⁷ Adour-Garonne, Artois-Picardie, Loire-Bretagne, Rhin-Meuse, Rhône-Méditerranée-Corse, Seine-Normandie.

⁸ Guadeloupe, Réunion, Martinique, Guyane, Mayotte.

Stock des coûts écologiques non payés

Les coûts du « scénario idéal », déjà chiffrés, peuvent servir à approcher le volume total (stock) des coûts écologiques non payés avec pour année de référence 2010 (date prévue par la DCE de début de mise en place des mesures)⁹.

Plusieurs précautions doivent toutefois être prises concernant ces premiers chiffrages :

- d'une part, quelques années s'étant écoulées entre le début des états des lieux (2004), le chiffrage des mesures à mettre en œuvre (2007) et le début de réalisation des premières mesures (2010), les coûts écologiques non payés approchés par cette méthode peuvent s'éloigner de la réalité dans la mesure où la dégradation de certaines masses d'eau a pu se poursuivre dans ce laps de temps ;
- d'autre part, si les mesures retenues ont été jugées a priori efficaces pour atteindre l'objectif de bon état, les véritables effets finaux ne pourront être observés qu'après réalisation.

Flux des coûts écologiques non payés

Pour approcher les coûts écologiques non payés annuellement, il est alors théoriquement possible de s'appuyer sur les programmes de mesures et sur les montants ayant été effectivement engagés chaque année par les différents acteurs à ce titre.

Cependant, de manière empirique, l'accès à ces données n'est pas simple. D'une part, il est complexe de distinguer au niveau des agences et offices de l'eau les dépenses annuelles consenties au titre du programme de mesures de celles relevant plus globalement du programme d'intervention général dans le domaine de l'eau. D'autre part, les données des autres acteurs ne remontent pas toujours aux agences de l'eau.

Un Outil de Suivi des Mesures Opérationnelles Sur l'Eau (OSMOSE) devrait être mis en place par les services du Ministère en 2014 et pourrait permettre d'appréhender les coûts écologiques non payés annuels.

⁹ Pour calculer le stock des coûts écologiques non payés en 2013, il serait nécessaire de connaître l'état d'avancement du « scénario idéal » dans chacun des bassins et districts hydrographiques.

Les approches visant à évaluer les services écosystémiques au sein de l'Union européenne et dans le cadre de la comptabilité nationale

Strahil Christov, chargé de mission à la direction de l'environnement de la Commission européenne (DG Environnement)

Actions on NCA

Global

Policy Commitments

- CBD Aichi Target 2
- Rio+20: NCA communiqué; TFWW: alternatives to GDP
- Gaborone Declaration

Activities and Initiatives

- UN SEEA Vol 1 and 2
- WAVES
- OECD better life
- Stiglitz-Sen-Fitoussi Commission
- TEEB

Private Sector

- WBCSD
- Natural Capital Declaration
- TEEB for Business Coalition
- Global Reporting Initiative
- Integrated Reporting
- Prince of Wales Accounting for Sustainability

EU/MS

Policy Commitments

- EU Biodiversity Strategy Action 5
- GDP and Beyond Communication and SWP
- 7EAP
- RE Platform

Activities and Initiatives

- MAES WG & pilots
- EEA ecosystem capital accounts
- ESTAT environmental accounts
- Valuation/Assessment study

Private Sector

- EU Business and Biodiversity Platform workstream on NCA

7EAP

- The integration of the economic value of ecosystem services into accounting and reporting systems at EU and national level by 2020 will result in better management of the EU's natural capital'
- Work to develop a system of environmental accounts, including physical and monetary accounts for natural capital and ecosystem services, will need to be stepped up.
- This supports the outcome of Rio+20, which recognises the need for broader measures of progress to measure well-being and sustainability to complement gross domestic product.

ACTION: Developing and applying alternative indicators that complement and go beyond GDP to monitor how sustainable our progress is and continuing work to integrate economic indicators with environmental and social indicators, **including natural capital accounting.**

European Resource Efficiency Platform

EREP short-term policy recommendations, 17 June 2013:

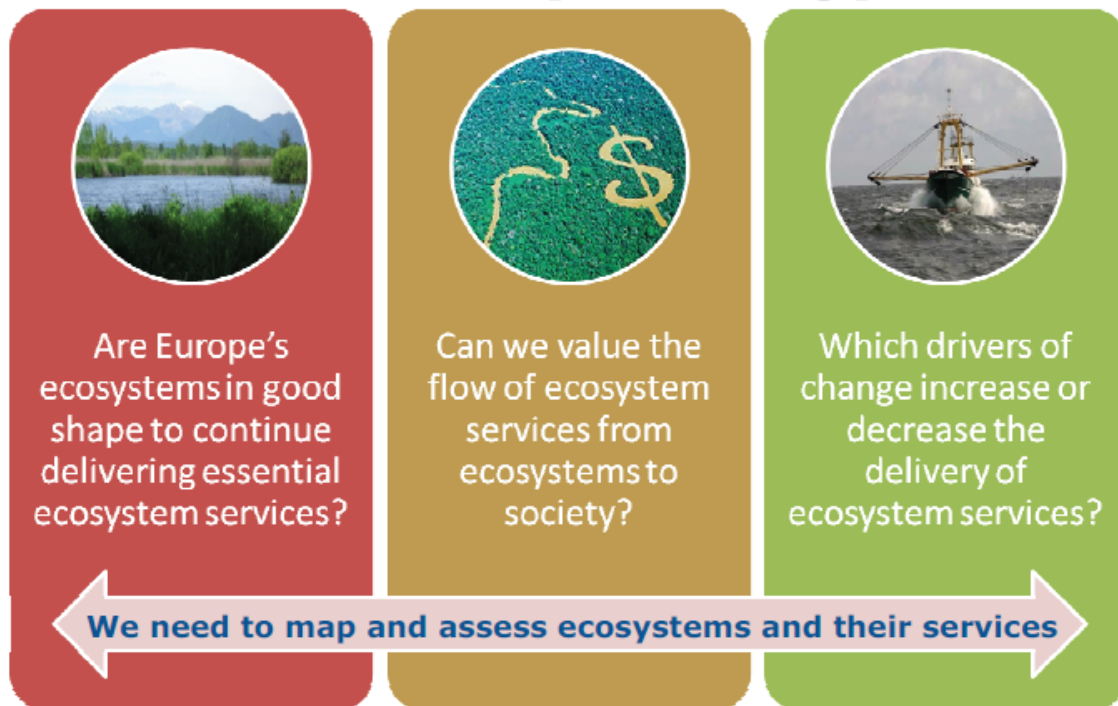
Failure to reflect the real value of ecosystems and their services in decision-making has significant negative economic and social impacts. The EU, its Member States and businesses should develop and mainstream natural capital accounting methodologies for countries to use in national accounts and for businesses to use over the whole supply chain. **Building on the work of mapping ecosystems services, the Commission should initiate pilot schemes for such accounting methodologies in which Member States and businesses respectively would be encouraged to participate.**

EU 2020 Biodiversity Strategy: Target 2

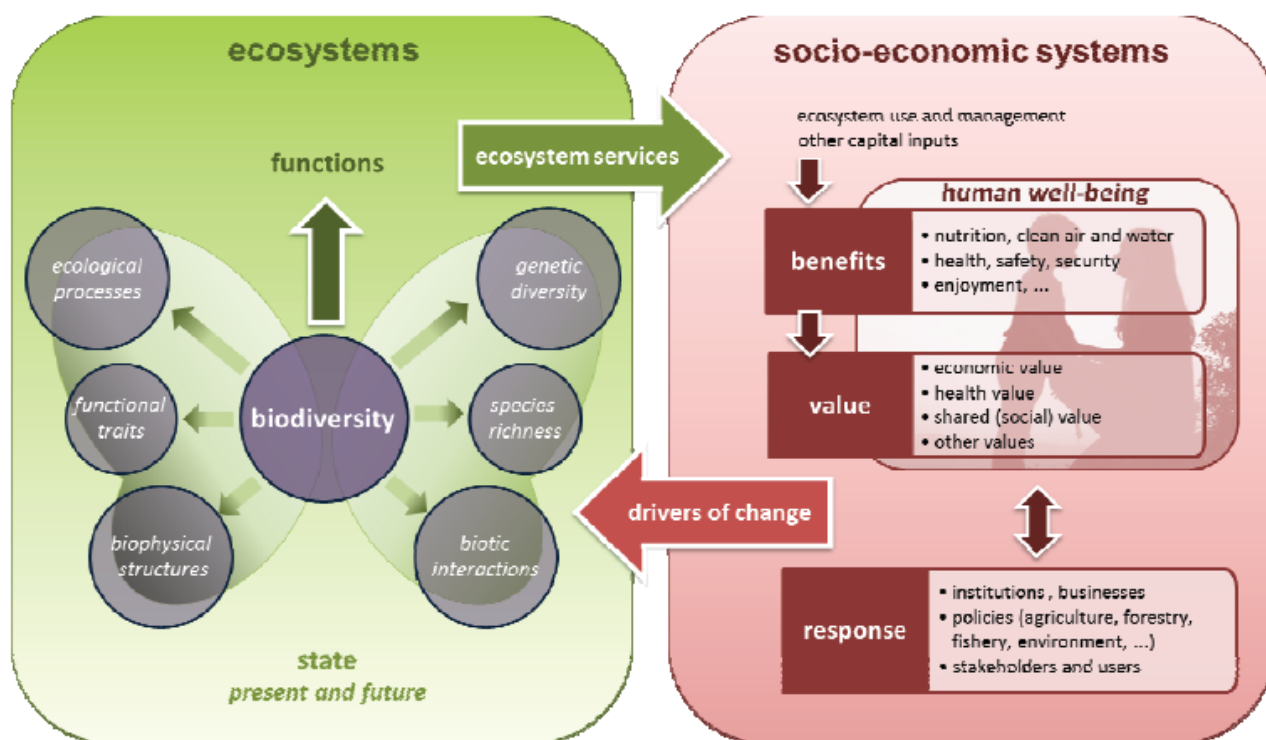
Action 5: Improve knowledge of ecosystems and their services in the EU

Member States, with the assistance of the Commission, will *map and assess the state of ecosystems and their services in their national territory by 2014, assess the economic value of such services, and promote the integration of these values into accounting and reporting systems at EU and national level by 2020.*

EU 2020 Biodiversity Strategy and MAES



MAES Conceptual Framework



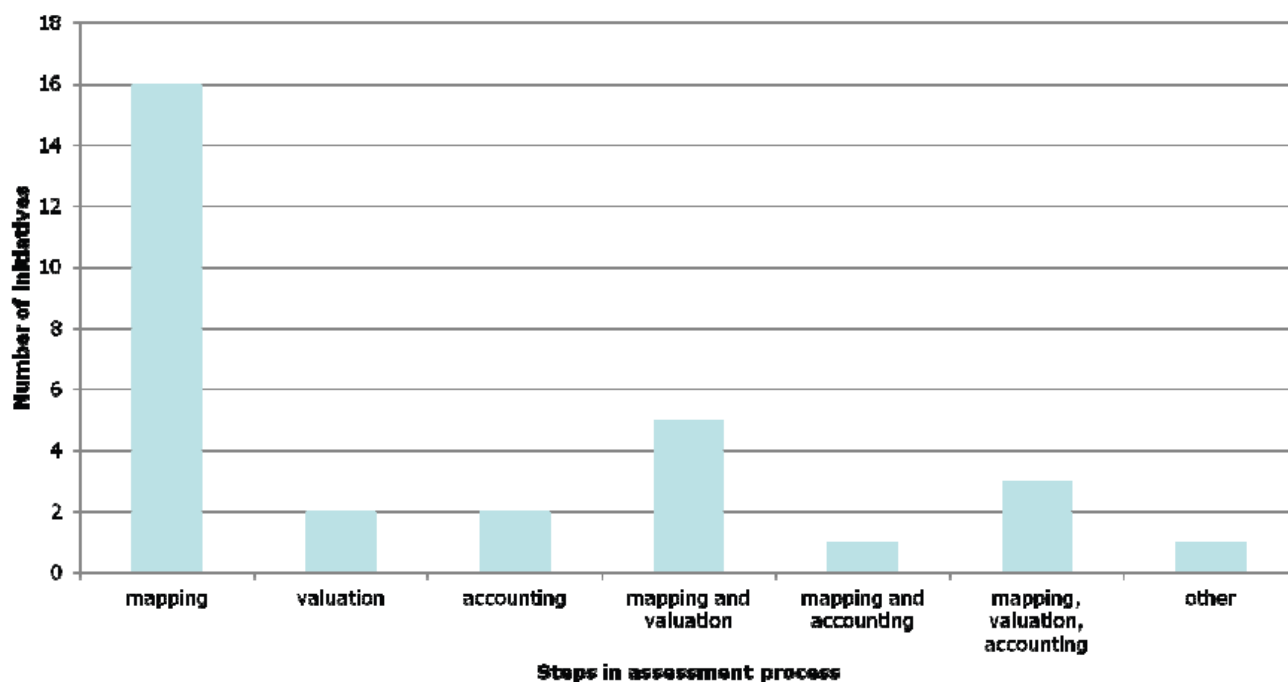
6 pilots to test the framework

	1 <i>Nature</i>	2 <i>Agriculture</i>	3 <i>Forest</i>	4 <i>Freshwater</i>	5 <i>Marine</i>	6 <i>Natural Capital Accounting</i>
<i>EU Lead</i>	<i>ENV</i>	<i>JRC</i>	<i>JRC</i>	<i>JRC</i>	<i>JRC</i>	<i>EEA</i>
<i>MS Lead</i>	<i>LT</i>	<i>BE</i>	<i>SE</i> <i>PT</i>	<i>FR</i>	<i>FR</i>	<i>BG</i>
<i>EU members</i>	<i>EEA</i> <i>JRC</i>	<i>EEA</i> <i>ENV</i> <i>AGRI</i>	<i>EEA</i> <i>ENV</i> <i>AGRI</i> <i>ESTAT</i>	<i>EEA</i> <i>ENV</i>	<i>EEA</i> <i>ENV</i> <i>MARE</i> <i>RTD</i>	<i>ENV</i> <i>ESTAT</i> <i>AGRI</i> <i>RTD</i>
<i>MS members</i>	<i>BG</i> <i>EE</i> <i>FI</i> <i>HU</i>	<i>AT</i> <i>BE</i> <i>DE</i> <i>FR</i> <i>HU</i> <i>SK</i> <i>UK</i>	<i>AT</i> <i>BE</i> <i>BG</i> <i>FI</i> <i>FR</i> <i>LT</i>	<i>AT</i> <i>EE</i> <i>UK</i>	<i>BE</i> <i>EE</i> <i>PT</i>	<i>DE</i> <i>EE</i> <i>FR</i> <i>PT</i> <i>SK</i> <i>UK</i>
<i>Stakeholders</i>	<i>CEEweb</i>	<i>ELO</i> <i>FACE</i>	<i>ELO</i> <i>FACE</i> <i>Forest Europe</i> <i>WWF</i>	<i>WWF</i>	<i>Coastwatch</i> <i>Oceana</i>	<i>WWF</i>

A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB

- Task 1 - Review of Initiatives using standard format
- Task 2 - Analysis and synthesis of approaches
- Task 3 - Develop common framework
- Task 4 – Conclusions and Recommendations
- **NOT ONE SINGLE STANDARD APPROACH !**

Number of initiatives addressing each step in the assessment process



Key challenges identified in expert survey

- Valuation
 - Reconciling different valuation methods
 - Lack of reliable large scale valuation studies for key ES
 - Lack of methods linking non-monetary and monetary valuation
 - Spatially insensitive valuation methods
 - Uncertainty precision of values

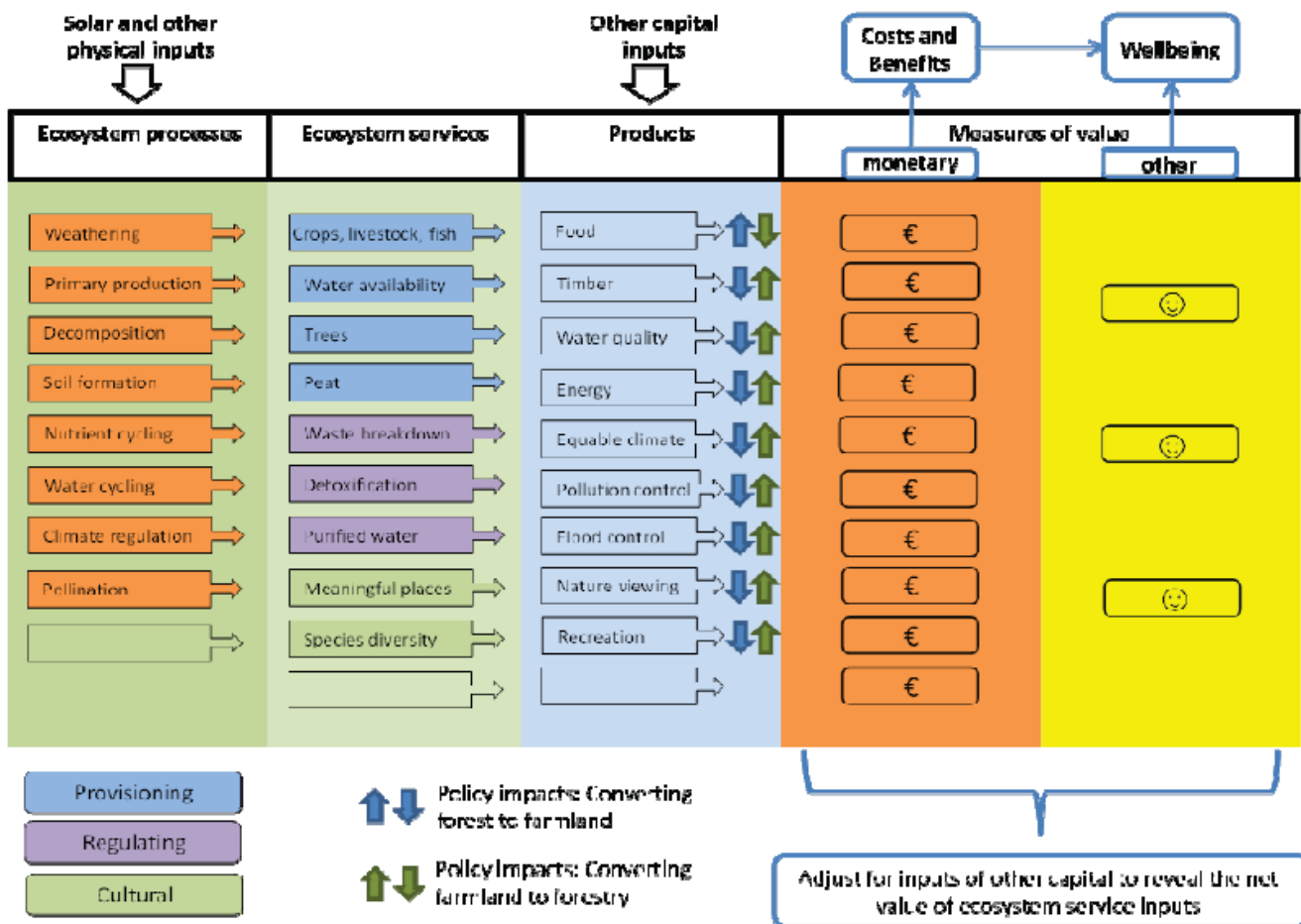
- Accounting
 - Existing valuation data often not available for well-defined ES
 - Lack of agreed UN guidance (no proper standards)
 - Satellite accounts or full integration in core system of NA?
 - Differences in scales economics and ecosystems
 - Theoretical adjustments probably impossible with real data

Task 3: Develop common framework

- Develop a common practical framework and guidance for ES valuation and accounting at MS level
- Draw on existing initiatives and outcomes of Tasks 1 and 2
 - **Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) working group**
 - UK National Ecosystem Assessment (UK NEA)
 - **European Environment Agency (EEA) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)**
 - **System of Environmental-Economic Accounting (SEEA) Experimental Ecosystem Accounts**

Challenges:

1. Existing initiatives difficult to coherently combine
2. Missing links between steps in assessment process
3. Scaling up of ES values



Adapted from Bateman et al. (2011), Mace et al. (2011) and UK NEA (2011)

Challenges and lessons learned in setting up an integrated hydro-economic accounting system ^(1/2)

- An integrated water accounting system was developed for the Netherlands in 2004, called National Accounting Matrix including Water Accounts for River Basins NAMWARiB.
- **Physical water and pollution flows are linked in this system of integrated accounts** to the core System of National Accounts, and disaggregated to the different river basins in the Netherlands using GIS.
- Time series **linking financial transactions in economic sectors to water abstraction, wastewater discharge, corresponding pollution loads of close to 100 chemical substances** (including nutrients, heavy metals and other chemical compounds which are systematically monitored in Dutch water bodies), and wastewater treatment are available since 1996
- Annual financial flows related to the water services as defined in article 2 in the WFD are distinguished explicitly in NAMWARiB

Challenges and lessons learned in setting up an integrated hydro-economic accounting system ^(2/2)

- Basically, the structure of NAMWARiB consists of three parts (see the Table below):
 - An economic account (the first 10 accounts, all in millions of euros).
 - A water extraction and discharge account (account numbers 11 and 13 in millions of cubic metres).
 - An emission account (account numbers 12 and 14 in kilograms).

Account nr	1-10	11	12	13	14
1-10	NAM (economic); mln Euros				
11	Water balance; mln m ³				
12	Emission balance; kg				
13	Water balance; mln m ³				
14	Emission balance; kg				

Task 4: Conclusions and Recommendations

- No single standard "TEEB" approach on valuation (see graph)
 - Different definition of economic value Es/ES
 - Most efforts on mapping ES, limited in valuation and accounting
 - Real and hypothetical adjustments (controversial in SNA!), actual and potential ES(stock/flow), Spatial scale and variability in ES values
- Choices to be made by MS when applying conceptual framework
- Crucial to establish links between biophysical provision of ES and their economic values
- When integrating in national accounts, important to maintain coherence with SNA based on guidance developed by statistical offices
- Careful, stepwise integration via satellite accounts seems most promising way in order to keep core SNA intact. Full integration requires close collaboration between statistical offices
- Further integration and implementation of CICES, MAES, SEEA is needed
- Step forward is to launch MS initiatives, allow them to mature through monitoring and refining based on empirical experiences (MAES Pilots)

Résumé du débat de l'atelier n°1 « Une méthode d'évaluation de la dette environnementale »

Les différentes approches présentées des coûts écologiques non payés suscitent de nombreuses réactions.

- sur les gaz à effet de serre (GES) :

Un participant s'interroge sur l'approche qu'il est préférable de privilégier pour une telle monétarisation des GES destinée à la comptabilité : le coût du dommage marginal ou le coût marginal d'abattement ?

Est également posée la question du choix de s'appuyer sur le rapport de Christian de Perthuis plutôt que sur le rapport Quinet de 2008 dont est issue la valeur de référence du carbone pour l'évaluation socioéconomique des investissements publics. Outre qu'il est plus récent, le rapport « De Perthuis » présente l'avantage de fournir des coûts totaux pour atteindre un objectif donné de réduction de GES.

Pour justifier la différence dans la valorisation du CO₂ et des autres GES, Frédéric Nauroy indique que les courbes de coûts marginaux de réduction sont très différentes pour le méthane d'une part ou le protoxyde d'azote d'autre part par rapport au CO₂.

- sur la pollution de l'eau :

Cette première approche des coûts écologiques non payés (CENP) dans le domaine de l'eau, fondée sur les programmes de mesures des agences de l'eau, a semblé à certains participants éloignée du concept présenté au début de l'atelier. Pour M. Vanoli ces estimations correspondent aux CENP accumulés avant la mise en œuvre de cette politique. Ensuite chaque année, au fur et à mesure qu'on se rapproche de l'objectif de la politique, les CENP seront négatifs.

La différence d'approche selon les domaines a étonné certains participants mais M. Vanoli estime que cela importe peu du moment que la société s'accorde sur l'estimation de la dette écologique et indique ce qu'il faut faire pour améliorer le système de comptabilité.

Concernant le domaine des services écosystémiques, M. Vanoli a précisé qu'on ne peut pas supposer que les coûts écologiques non payés soient égaux à la variation des services rendus. Ce n'est pas ce que l'on cherche à mesurer dans cette approche.

Enfin, le chef du SEEIDD (service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable) a souligné la différence entre les valeurs de référence à utiliser dans le cadre du calcul de la dette écologique - qui doivent exclure ce qui est déjà internalisé aujourd'hui dans l'économie - et les valeurs tutélaires utilisées dans le cadre de l'évaluation socioéconomique des projets publics.

Atelier n°2 : Économie circulaire

Comment valoriser la rareté d'une ressource ?

Olivier SIMON, chef du bureau de la fiscalité et des instruments économiques pour l'environnement au sein du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie.

Dans un contexte de raréfaction croissante des ressources, la problématique de la consommation des ressources non-renouvelables tient une place importante. Un des enjeux d'une transition vers l'économie circulaire est de réduire les prélèvements de ces ressources au profit de celles déjà en circulation dans l'économie. La deuxième feuille de route pour la transition écologique de septembre 2013 a ainsi inscrit plusieurs engagements allant en ce sens : réduction de la mise en décharge, augmentation du recyclage, éco-conception des produits... Les économies de ressources constituent souvent une partie importante des bénéfices environnementaux associés à de telles mesures.

Dans ce cadre, il est nécessaire de pouvoir valoriser la consommation des ressources épuisables. On présente ici une méthode développée par *RDC Environnement* pour le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, notamment utilisée dans l'étude sur l'évaluation des impacts environnementaux de la fin d'usage des équipements électriques et électroniques¹⁰. L'objectif était de développer une méthodologie opérationnelle pour monétariser la catégorie d'impact « consommation de ressources minérales ».

Dans un cadre de concurrence pure et parfaite, la valorisation de la consommation d'une ressource épuisable correspond à son prix de marché...

La monétarisation de la consommation de ressources non-renouvelables consiste à évaluer le coût pour la société de cette consommation (coût d'opportunité) dans une situation de consommation optimale, c'est-à-dire maximisant le bien-être collectif présent et futur.

Il importe donc de déterminer en premier lieu les caractéristiques du sentier de consommation optimal d'une ressource non-renouvelable. À cette fin, on considère un consommateur possesseur d'une ressource disponible en quantité finie, dont la consommation procure un bien-être $u(q)$ mais demande un coût marginal d'extraction c . Le profil de consommation optimal, c'est-à-dire qui maximise la somme du bien-être actualisé présent et futur du consommateur (taux d'actualisation ρ), est tel que celui-ci est indifférent entre consommer une unité de ressource supplémentaire à l'instant présent ou à une date ultérieure :

$$u'(q_0) - c = \frac{u'(q_1) - c}{1 + \rho} = \dots = \frac{u'(q_t) - c}{(1 + \rho)^t} > 0$$

Dans cette situation, le bien-être marginal s'égalise au coût d'opportunité de la ressource, égal au coût d'extraction augmenté de la prime de rareté (croissant selon le taux d'actualisation).

On se place à présent dans le cadre d'un marché en concurrence pure et parfaite où, entre la ressource et le consommateur précédent existent des propriétaires (taux d'actualisation ρ) détenteurs de la ressource, l'extrayant (coût d'extraction marginal c) et la vendant aux consommateurs. À l'équilibre de marché, le prix de la ressource s'égalise à son coût d'opportunité : en particulier, le prix net du coût d'extraction croît selon le taux d'actualisation¹¹. Le profil de consommation qui en résulte suit le sentier optimal précédent. La valorisation de la consommation de la ressource correspond donc à son prix de marché : telle est la principale conclusion du cadre théorique.

Dans un cadre plus réaliste, des facteurs de divergence sont à prendre en compte entre le prix de marché d'une ressource épuisable et la valeur monétarisée de sa consommation

Le cadre précédent est soumis à plusieurs hypothèses : égalité des taux d'actualisation entre acteurs, absence de fiscalité, perfection de l'information, concurrence pure et parfaite, etc. Dans un cadre plus réaliste, la levée de ces hypothèses est susceptible d'introduire une divergence entre le prix de marché et la valeur monétaire de la consommation de ressource (désignée ci-après par « prix optimal»). Deux facteurs de divergence peuvent être considérés en détail : le taux d'actualisation et la fiscalité.

¹⁰ Cf. « Les bénéfices environnementaux de différents scénarios de prévention et de gestion de fin d'usage des déchets d'équipements électriques et électroniques », présentation au séminaire de monétarisation de 2011.

¹¹ Dynamique analogue à la règle de Hotelling (1931) qui dit que le prix d'une ressource épuisable croît selon le taux d'intérêt des marchés financiers, traduisant la neutralité d'arbitrage entre l'extraction de la ressource et le placement de son capital sur les marchés financiers.

Le taux d'actualisation : l'hypothèse d'égalité des taux d'actualisation entre les acteurs n'est pas vérifiée en pratique. On considère ainsi que le taux d'actualisation des acteurs privés est plus élevé que celui des acteurs publics. Ceci conduit à des situations sous-optimales où la forte préférence pour le présent des acteurs privés entraîne une surconsommation de ressource en début de période, et par conséquent un prix de marché plus faible que le prix optimal. Il importe donc de pouvoir corriger le prix de marché de ce facteur de divergence.

La fiscalité : la fiscalité telle que les taxes sur les prix de consommation introduit des distorsions dans les prix relatifs : les comportements prévalant dans l'équilibre de marché peuvent donc s'écarter du sentier de consommation optimal. Par exemple, dans le cas de la TVA, le prix hors TVA de la ressource suivra la dynamique du prix optimal mais le profil de consommation, déterminé par le prix TTC, se situera à un niveau inférieur à celui du sentier optimal. Ainsi, c'est le prix de marché hors taxe qui doit être considéré pour représenter correctement le prix optimal de la ressource.

D'autres déterminants pourraient également être examinés. Certains d'entre eux (nouvelles applications de la ressource, variabilité des coûts d'extraction, incertitudes sur le stock disponible...) modifient l'équilibre par rapport à celui du cadre simple précédent, sans introduire de divergence entre le prix de marché et le prix optimal, les deux étant supposés intégrer les incertitudes ou informations supplémentaires liées à ces facteurs. D'autres au contraire (concurrence imparfaite, réglementation existante) sont de nature à faire diverger le prix de marché du prix optimal mais n'ont pas été considérés à ce stade de l'approche.

Mise en œuvre pratique des conclusions théoriques précédentes

D'après le cadre théorique précédent, la valorisation de la consommation d'une ressource non-renouvelable revient à considérer son prix de marché hors taxe et à le corriger des différences de taux d'actualisation entre les acteurs économiques. Pour ce faire, on considère le nombre d'années de réserve de la ressource, entendu comme la durée pendant laquelle l'exploitation de la ressource est plus rentable que celle d'un substitut (supposé exister). Pendant cette période d'exploitation, on suppose vérifiées les hypothèses du cadre théorique précédent, le prix de marché croissant selon le taux d'actualisation du marché. Au moment de fin d'exploitation, le prix de marché de la ressource coïncide avec le prix optimal, tous deux devant être égaux au coût du substitut : la trajectoire du prix optimal s'en déduit, par rétroprojection sur la base du taux d'actualisation social.

Cette méthode est mise en œuvre en utilisant les données suivantes :

- le prix du marché est le prix en 2010 exprimé en euros ;
- le nombre d'années de réserves (Bureau de recherches géologiques et minières) ;
- le taux d'actualisation du marché est fixé à 8 % pour 30 ans et à 4 % au-delà ;
- le taux d'actualisation social utilisé est tiré du *Green Book* publié par le Trésor britannique (taux décroissant, allant de 3,5 % entre 0 et 30 ans à 1 % à partir de 300 ans).

Résultats obtenus sur quelques exemples de ressources

La méthode précédente est appliquée sur quelques ressources, obtenant, pour certaines, des niveaux de valorisation de leur consommation nettement supérieur au prix du marché (cf. tableau ci-dessous). On constate que le ratio entre le prix optimal et le prix du marché d'autant plus grand que le nombre d'années de réserve est important : cet effet contre-intuitif a été corrigé en fixant pour l'ensemble des ressources un horizon temporel de 20 ans (ce qui revient à appliquer à l'ensemble du prix de marché de 2010 un facteur correctif de 2,6 pour obtenir la valorisation cherchée). Il convient de souligner par ailleurs que compte tenu des incertitudes liées aux paramètres choisis et à l'ensemble des facteurs non pris en compte, la valorisation ainsi calculée constitue plus une estimation haute qu'un véritable niveau de monétarisation.

Ressource	Prix en 2010 (€)	Nombre d'années de réserve	Valorisation en 2010 (€)	Ratio valoris. / prix
Indium	442	17	989	2,2
Argent	416	19	1 023	2,5
Or	31 172	20	80 445	2,6
Cuivre	5	30	20	4,1
Étain	12	35	54	4,4
Nickel	18	39	76	4,7

Source : RDC environnement

Comparaison avec d'autres méthodes d'évaluation

Il est intéressant de positionner ces estimations avec les résultats de deux autres méthodes d'évaluation : la méthode EPS 2000 (Steen, 1999) et la méthode ReCiPe 2008 (Goedkoop, 2009). Ces méthodes générales d'analyses en cycle de vie intègrent en effet, parmi les impacts finaux mesurés¹², un impact lié à la consommation de ressource non-renouvelable. Dans la méthode EPS 200, l'impact est évalué par le consentement à payer théorique des générations futures affectées par le non-renouvellement de la ressource, qui dépend notamment du coût du substitut futur à la ressource (supposé exister). Dans la méthode ReCiPe 2008, l'impact de la consommation de la ressource épuisable est mesuré par le coût pour la société induit par l'extraction supplémentaire de la ressource. En termes de positionnement, la méthode de *RDC environnement* se situe entre celle de ReCiPe 2008 et celle d'EPS 2000.

Conclusion

Cette méthode constitue une approche de monétarisation de la consommation de ressources non-renouvelables dans un cadre théorique très stylisé, soumis à des hypothèses simplificatrices et de ce fait sujet à améliorations et interrogations : la nécessité de prendre en compte d'autres facteurs potentiels de divergence entre le prix de marché et le prix optimal des ressources, la validité de l'hypothèse de croissance du prix optimal et du prix de marché selon leurs taux d'actualisation respectifs, la façon de corriger l'effet contre-intuitif de croissance du ratio entre le prix optimal et le prix de marché avec le nombre d'années de réserve... Néanmoins, ce cadre pose les bases indispensables à l'élaboration de méthodes opérationnelles plus approfondies.

Bibliographie

Goedkoop M. *et al.* (2009), "ReCiPe 2008, A life assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level", First edition Report I : Characterisation, Chapitre 12, 6 January 2009.

Hotelling H. (1931), "The Economics of Exhaustible Resources", *Journal of Political Economy*, Vol. 39, Issue 2, 137-175.

Steen B. (1999) "A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies In Product Development (EPS), Version 2000 – General System Characteristics", Chalmers University of Technology, Report 1999:4, Gothenburg.

¹² Impact finaux (*end-point*), c'est-à-dire responsables d'une modification des êtres vivants, à la différence des impacts intermédiaires (*mid-point*) qui entraînent une modification de l'environnement.

Des indicateurs physiques d'impact du prélèvement ou de la consommation d'une ressource : développements récents liés à l'empreinte « eau » dans les analyses en cycle de vie

Martin Bortzmeyer, chef du bureau de l'agriculture, de l'industrie et des infrastructures énergétiques au sein du Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie (MEDDE)

Antonin Vergez, chargé de mission « consommation durable et production agricole » au sein du MEDDE

Un des axes de la transition écologique vise à promouvoir une consommation et une production plus durables en France. L'affichage environnemental, c'est-à-dire la fourniture d'informations aux consommateurs, sur les lieux de vente, concernant les impacts environnementaux des produits tout au long de leur cycle de vie, est un des leviers visant à atteindre à cet objectif.

En France, trois piliers fondent l'affichage environnemental :

1. l'assise législative (article 54 de la loi d'orientation relative au Grenelle de l'environnement et article 228 de la loi portant engagement national pour l'environnement) ;
2. l'expérimentation nationale à caractère volontaire (juillet 2011 à juillet 2012) ;
3. des règles méthodologiques et techniques, élaborées par consensus au sein de la plate-forme multi-acteurs ADEME/AFNOR.

Plutôt qu'une évaluation et qu'un affichage environnemental mono-critère et centré sur les seules empreintes carbone des produits, la France défend et développe un affichage environnemental multi-critères, considéré comme plus à même de rendre compte de la durabilité globale des produits. Ainsi, au sein de la plate-forme ADEME-AFNOR, active depuis 2008, le groupe de travail n°1, consacré aux produits alimentaires, a identifié trois enjeux environnementaux majeurs pour ce secteur : le changement climatique, la pollution et les impacts liés à la consommation d'eau ainsi que l'érosion de la biodiversité.

En avril 2013, dans sa communication intitulée « *Building the single market for green products* », la Commission européenne a pris une direction similaire à celle de la France. Elle publie en effet une méthodologie européenne d'évaluation environnementale des produits, dite *PEF Guide (Product Environmental Footprint Guide)*, fondée sur l'analyse de leur cycle de vie et donnant un profil multi-critères de leur performance environnementale.

Au niveau européen toujours, mais dans le secteur privé, les industries agro-alimentaires se sont organisées au sein de la *Food Sustainable Consumption and Production Round-Table* dès 2009 et ont élaboré un document de référence pour l'évaluation environnementale des produits, en suivant là aussi les principes du cycle de vie et du profil multi-critères : il s'agit du *ENVIFOOD Protocol*, finalisé en 2012, testé et révisé fin 2013.

À ces différentes échelles géographiques et dans ces différents documents de référence, l'ACV multi-critères est une méthode en plein essor et la recommandation d'évaluer les impacts sur l'eau est systématique. Ces derniers sont de diverses natures : une « empreinte eau » se compose d'impacts « qualitatifs » (pollutions) et « quantitatifs » (liés aux prélèvements volumiques).

Le calcul d'une empreinte « eau » quantitative reste un défi scientifique

Les méthodologies sont plutôt stabilisées et consensuelles pour le calcul des « empreintes carbone » permettant de renseigner l'impact d'un produit sur le changement climatique (utilisation d'un horizon de 100 ans et des paramètres de Pouvoir de Réchauffement Global les plus récents du GIEC). Il en est de même pour le volet « qualitatif » des impacts sur l'eau : les modèles pour estimer l'impact sur l'éco-toxicité aquatique (USETox model de Rosenbaum *et al.*, 2008), l'acidification (méthode Recipe) et l'eutrophisation (EUTREND model de Struijs *et al.*, 2009b) implémentée dans Recipe) sont consensuels au niveau international. Ce n'est en revanche pas le cas pour le volet « quantitatif » des « empreintes eau » qui a été, jusqu'en 2007-08 environ, le parent pauvre des ACV appliquées à la ressource « eau ».

Dans l'attente de la publication d'une norme ISO sur l'empreinte eau, l'ISO 14046 en cours de développement et de négociation au niveau international, les divers documents de référence présentent des recommandations méthodologiques variées. Ainsi, en France, le document de référence de la plate-forme ADEME-AFNOR précise, dans le paragraphe relatif aux méthodes de caractérisation pour les indicateurs de flux liés à la consommation d'eau que « *les indicateurs rendant compte des impacts doivent être privilégiés par rapport à des indicateurs rendant compte des flux. Toutefois, l'indicateur lié à la consommation d'eau a été identifié par certains groupes comme essentiel. Il s'agira de comptabiliser :*

- la consommation nette ;
- les rejets dans un autre milieu ne sont pas comptabilisés ;
- l'eau de mer ou l'eau issue de nappe phréatique stable (> 3ans) ne sont pas comptabilisés.

La pertinence de cette méthode sera réévaluée à la lumière de la norme en développement à l'ISO sur « l'empreinte eau ». »

L'ISO14046 donnera des lignes directrices pour réaliser une empreinte « eau », définira les principaux termes (prélèvements, utilisation, consommation, etc.) et distinguera les trois types d'eau suivants :

- eau bleue : eau douce de surface ou souterraine (lacs, rivières, aquifères) ;
- eau verte : part des précipitations non ruisselées et ne rechargeant pas les nappes, restant dans les couches superficielles du sol. Une partie de cette eau peut-être évapotranspirée par des cultures (à certaines périodes). Le sol peut lui aussi l'évaporer ;
- eau grise : volume d'eau nécessaire pour diluer des polluants et retrouver la pollution antérieure.

Évaluer et comparer les impacts des prélèvements d'eau associés à une production : les apports de la méthode de Pfister *et al.* (2009)

Dans la plate-forme ADEME-AFNOR, la rareté locale de l'eau n'est pour le moment pas prise en compte, mais il est précisé qu'elle le sera dès que la norme ISO 14046 sur l'empreinte eau sera suffisamment avancée. Au niveau européen (*ENVIFOOD Protocol* et *PEF Guide*), il est déjà indiqué que la rareté relative locale de l'eau et la variabilité intra-annuelle locale de sa disponibilité devront être prises en compte.

Pour cela, la méthode la plus souvent citée ou recommandée est celle de la « contribution au stress hydrique des prélèvements d'eau » développée dans l'article séminale de Pfister, Koehler et Hellweg (2009). Les auteurs rappellent tout d'abord que le stress hydrique est communément défini, à l'échelle d'un bassin versant, par le ratio WTA (*Withdrawals to Availability*) égal à la somme des prélèvements d'eau bleue (nappes, rivières, etc.) par diverses activités rapportée à la disponibilité locale en eau (pluie et apport par rivières connectées à ce bassin versant). À dire d'experts, le stress est qualifié de « modéré » pour un WTA 20 % et « sévère » pour un WTA 40 %. Cet indicateur présente cependant au moins deux limites : c'est une moyenne annuelle, qui ne reflète pas la variabilité intra-annuelle des pluies (on peut avoir une même valeur de WTA pour des pays asiatiques à mousson que pour la Grande-Bretagne où la pluie tombe régulièrement toute l'année) ; il ne reflète pas la sévérité accentuée du prélèvement autour de 40 %.

L'un des apports de Pfister *et al.* (2009) tient aux raffinements successifs apportés à cet indicateur :

- premièrement, ils recalculent un WTA* pour chaque bassin versant du monde qui tient compte de la variabilité intra-annuelle de la disponibilité en eau. Cette variabilité est supposée fonction de la présence de barrages supposés pouvoir réguler et « lisser » cette disponibilité en eau tout au long d'une année ;
- deuxièmement, les auteurs étalonnent les WTA* en calculant un *Water Stress Index* (WSI) compris entre 0 et 1 et fonction logistique (et non linéaire) croissante en WTA*, avec un effet de seuil autour de WTA* = 40 %. Pour WTA* = 40 % on a WSI = 0,5. Le WSI augmente fortement lorsque l'on dépasse WTA* = 40 %. Par exemple, WSI = 0,92 pour WTA* = 60 %.

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6,4 \cdot WTA^* \left(\frac{1}{0,01} - 1 \right)}}$$

Le WSI ainsi calculé pour chaque bassin versant sert de « facteur de caractérisation » pour établir un impact « mid-point¹³ » lié au prélèvement d'eau dans un bassin versant, via le calcul d'un indicateur dit de « water deprivation » (produit du volume de d'eau prélevé par la valeur du WSI).

Le second apport de cet article est l'application de la méthode. Les auteurs évaluent et comparent les impacts associés à la consommation d'eau pour la production de coton dans 15 pays (Argentine, Australie, Brésil, Chine, Egypte, Grèce, Inde, Mali, Mexique, Pakistan, Syrie, Turquie, Turkmenistan, Etats-Unis, Ouzbekistan) en « mid-point » mais aussi en « end-point », en utilisant des modèles reliant l'impact « mid-point » aux impacts sur les écosystèmes, la santé humaine et les ressources. À noter qu'une des critiques apportées à Pfister *et al.* (2009) est de comptabiliser dans le numérateur du WTA les quantités d'eau prélevées et rejetées dans le même milieu.

Si la méthode proposée par Pfister *et al.* (2009) est très fréquemment citée et recommandée, elle n'est pas unique. Les experts de « l'empreinte eau » se sont ainsi vus confiés la tâche d'élaborer en deux ans, et à partir de janvier 2014, des recommandations méthodologiques plus précises de que ce que contiendra l'ISO 14046. Tel est le mandat du projet WULCA

¹³ L'impact « mid-point » correspond aux effets causant les dommages finaux, ces derniers constituant l'impact « end-point ».

(*Water Use in Life Cycle Analysis*) conduit par le programme des Nations Unies consacrées aux ACV (*UNEP SETAC*), dont l'objectif ressemble, pour les enjeux environnementaux liés à l'eau, à la démarche « *GHG Protocol* » qui a prévalu il y a quelques années pour les émissions de gaz à effet de serre (suivre la norme ISO tout en la précisant et en contribuant ainsi à l'harmonisation des méthodologiques et recommandations méthodologiques au niveau international).

Bibliographie succincte

S. Pfister, A. Koehler et S. Hellweg. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, pp 4098-4104.

ReCiPe (2008). A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

Rosenbaum *et al.* (2008). USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess.* Volume 13, Issue 7, pp 532-546.

WULCA working group: <http://www.wulca-waterlca.org/>

ISO / DIS (Draft International Standard) 14046 :

http://www.iso.org/iso/fr/iso_catalogue/catalogue_ics/catalogue_detail_ics.htm?ics1=13&ics2=020&ics3=10&csnumber=43263

Résumé du débat de l'atelier n°2 « économie circulaire »

La présentation sur la valorisation de la rareté d'une ressource donne lieu à un débat riche et diversifié. La première partie du débat est consacrée au cadre théorique et aux hypothèses sous-jacentes. Des questions de compréhension donnent l'occasion de revenir sur le cadre conceptuel sous-jacent à l'étude, à savoir un agent de durée de vie infinie maximisant son utilité intertemporelle. La question du réalisme d'une durée de vie infinie et de la capacité des agents à anticiper parfaitement le futur est évoquée. Les hypothèses formulées dans l'étude sont discutées. Ainsi la question du caractère fini de la ressource donne lieu à de nombreux échanges. Par exemple, dans le cadre des métaux, le stock restant est très élevé et permet de penser qu'un épuisement n'est pas à l'ordre du jour. Cependant, l'augmentation des coûts d'extraction, due au fait que les ressources doivent être cherchées plus profondément, est évoquée. Ces modifications de l'hypothèse sur le caractère limité du stock et sur la non-constance des coûts d'extraction seraient de nature à modifier le prix d'extraction et la dynamique d'extraction optimale. Enfin, les incertitudes sur les stocks et les évolutions technologiques sont à mentionner.

Dans une deuxième partie du débat, les remarques de Gilles Rotillon, professeur et chercheur en économie de l'environnement, permettent de rappeler un certain nombre de méthodes de la littérature théorique visant à estimer la prime de rareté. Trois méthodes sont mentionnées. Premièrement, le prix d'une ressource peut s'exprimer comme la somme du coût d'extraction et de la rente de rareté et la donnée chiffrée du prix de marché et des coûts d'extraction permet d'en déduire la prime de rareté. A noter que la littérature tend à montrer que cette prime de rareté ne suit pas la règle de Hotelling. Deuxièmement, le prix de la rente de rareté peut se voir comme le prix de la rente en terre. La connaissance du prix d'achat des mines permet donc, dans le cas où les données seraient disponibles, de déterminer cette dernière. Troisièmement, cette rente de rareté peut être déterminée à partir du coût d'exploration, toujours en cas de disponibilité des données. En effet, un raisonnement théorique montre qu'à l'optimum, le coût marginal d'exploration est égal à la rente de rareté. L'intuition est que l'exploration en vue de trouver de nouvelles ressources se poursuit jusqu'au point où l'exploration en vue de trouver une unité de ressource supplémentaire égalise le revenu lié à son extraction, net du coût d'extraction.

La troisième et dernière partie du débat se concentre sur l'économie circulaire, dans la mesure où la diminution du stock de ressources en terre devrait inciter de plus en plus à la réutilisation de ressources déjà utilisées. La nécessité de prendre en compte les coûts et les gains comparés du recyclage et de l'extraction, en termes d'utilisation de capital, de travail et d'énergie, mais aussi en termes d'empreinte écologique, a été mentionnée. Outre la diminution du stock en terre, la demande croissante de ressources, par exemple due à la croissance des pays en développement, devrait rendre de plus en plus nécessaire la maîtrise de la circulation de la matière au sein de l'économie.

Concernant la présentation sur les indicateurs physique d'impact, le débat est l'occasion de revenir sur la question des bassins hydrographiques communs à plusieurs pays, et notamment la disponibilité des données afférentes. Il a été souligné la difficulté à utiliser les données relatives à plusieurs pays, notamment lorsque les facteurs de conversion ne sont pas tous disponibles pour les pays concernés. Enfin, la non inclusion de l'eau grise dans l'étude, encore non finalisée, a été mentionnée.

Présentation de la base de données EVRI

L'Inventaire des références de valorisations environnementales (*Environmental Valuation Reference Inventory, EVRI*)¹⁴

Christine Lagarenne, sous-directrice de l'économie des ressources naturelles et des risques au sein du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE)

Qu'est-ce que la base EVRI ?

La base EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) constitue une réserve virtuelle de résumés d'études internationales qui présentent des valeurs monétaires de biens et services environnementaux, ainsi que les méthodologies et les techniques à la base de leur estimation. Ces valeurs peuvent ensuite être utilisées dans le cadre d'un transfert de valeurs. Avec plus de 3 600 résumés d'études en ligne (environ 180 pour la France), EVRI est la plus grande base de données de ce genre dans le monde. Exemples de « valeurs environnementales » disponibles dans EVRI : consentement à payer pour une amélioration de la qualité de l'eau ; coûts d'adaptation aux changements climatiques ; impacts économiques de la pollution de l'air sur la santé humaine ; impacts de la proximité d'un parc urbain sur la valeur d'une propriété ; valeur monétaire du carbone séquestré dans la forêt boréale.

Bref historique

La base de données fut créée au début des années 1990 par le Ministère de l'environnement du Canada (*Environnement Canada*) en réponse au besoin de répertorier, de façon systématique, les conclusions des études de valorisation environnementale en un même lieu. *Environnement Canada* a proposé que cette base de données soit ouverte à d'autres pays en contrepartie d'une subvention permettant de financer la gestion de la base. En 2002, la France (via le MEDDE) est devenue membre du Club EVRI, maintenant composé de 6 pays : France, Royaume-Uni, Australie, Nouvelle-Zélande, États-Unis et Canada. *Environnement Canada* est responsable de l'administration, de la propriété intellectuelle, du soutien technique aux utilisateurs, de la mise à jour du contenu et de l'hébergement du site *internet*.

En quoi EVRI est utile ?

La base EVRI est mobilisable dans les situations suivantes : effectuer une revue de littérature empirique des études de valorisation environnementale ; identifier des études en vue d'appliquer le transfert de valeurs ; obtenir des renseignements sur les méthodologies existantes de valorisation ou de transfert de valeurs ; compiler des études à des fins de méta-analyse ; trouver rapidement des valeurs économiques de biens et services environnementaux à des fins illustratives. L'interface est simple d'utilisation : base de données avec moteurs de recherche intégrés ; catégorisation des résumés d'études par pays, régions, types d'actifs environnementaux, techniques de valorisation, *etc.* ; exportation des résultats de recherche.

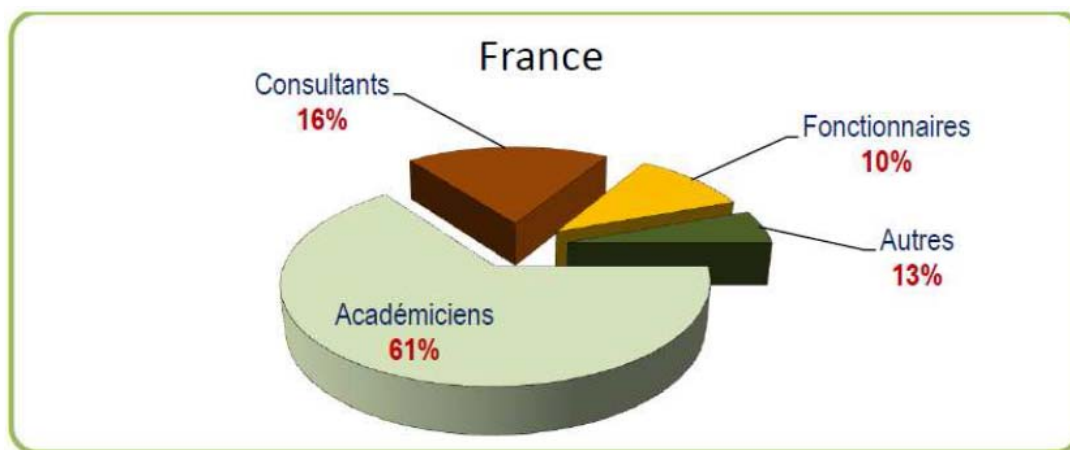
Classement des résumés d'études par catégories

Catégories d'actifs environnementaux	Nombre de résumés d'études (niveau mondial)	Nombre de résumés d'études (France)
Eau	1 426	68
Terres	1 276	50
Animaux	1 117	38
Plantes	846	48
Santé humaine	595	60
Air	517	58
Infrastructures	414	27

Qui utilise EVRI en France ?

Tous les résidents français peuvent accéder gratuitement à EVRI. Les principaux utilisateurs sont des économistes, analystes de politiques et décideurs, des chercheurs et universitaires (professeurs et étudiants), des consultants et des organisations environnementales.

¹⁴ Ce résumé reproduit dans son intégralité la présentation effectuée lors du séminaire.



Quelques statistiques sur le nombre d'utilisateurs et leur fréquentation :

- plus de 7 000 comptes d'utilisateurs créés depuis la fondation d'EVRI, dont plus de 600 comptes d'utilisateurs en France : environ 70 nouveaux comptes ont été créés en France entre le 1^{er} avril 2012 et le 31 mars 2013. En date du 1^{er} décembre 2013, plus de 80 utilisateurs français étaient « actifs » ;
- chaque utilisateur actif a effectué 5,4 visites sur le site d'EVRI entre le 1^{er} avril 2012 et le 31 mars 2013 ;
- exemples de certains organismes d'affiliation d'utilisateurs français : universités (Rouen, Montpellier, etc.), Institut national de la recherche agronomique (INRA), Bureau de recherche géologique et minière (BRGM).

Applications et projets à l'étude

EVRI est présenté comme une source importante de valorisation environnementale dans plusieurs guides gouvernementaux (Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada, *Department for Environment, Food and Rural Affairs* du Royaume-Uni). En 2008, la Conférence des Parties de la Convention sur la Biodiversité a reconnu EVRI comme « l'initiative la plus pertinente, parce qu'elle exploite le plus vaste système d'information sur les études internationales de valorisation environnementale. » EVRI est fréquemment utilisée par les économistes de *Environnement Canada*, notamment dans les analyses coûts-avantages liées à des espèces menacées ou les analyses d'impacts environnementaux de projets de développement.

EVRI a été utilisé comme source d'information dans plusieurs méta-analyses ayant fait l'objet de publications : par exemple, Gastineau *et al.* (2007)¹⁵, Moeltner *et al.* (2009)¹⁶, Aoubid et Gaubert (2010)¹⁷, Brander et Koetse (2011)¹⁸, Ahtiainen et Vanhatalo (2012)¹⁹.

Parmi les projets à l'étude :

- augmenter la visibilité d'EVRI sur le Web. L'EVRI est une ressource utile, mais actuellement peu connue par les utilisateurs potentiels ;
- explorer la possibilité d'intégrer des fonctionnalités liées à des systèmes d'information géographique ;
- améliorer l'interface et les fonctionnalités du site Web ;
- développer des études de cas pour illustrer comment le transfert de valeurs est appliqué dans le contexte de décisions politiques stratégiques, notamment en France ;
- concevoir des guides pour appliquer le transfert de valeurs accessibles en ligne ;
- dépasser 4 000 résumés d'études de valorisation d'ici le 31 mars 2015.

¹⁵ Gastineau, P., D. Manière et G. Rotillon (2007) : « Une méta-analyse de l'évaluation économique des dommages sanitaires attribués à la pollution atmosphérique », *L'Actualité économique*, Volume 83, numéro 1, mars 2007, pp. 5-36.

¹⁶ Moeltner, K., R.J. Johnston and R.S. Rosenberger. (2009) : « Combining Information from Different Choice Experiments for Benefit Transfer: The Case of Farmland Preservation », *Annual Meeting of the W-2133 USDA Multi-State Project*. Austin, TX. Février, 18-20.

¹⁷ Gaubert, H. et S. Aoubid (2010) : « Évaluation économique des services rendus par les zones humides », *Études et documents* n°23, Commissariat général au développement durable.

¹⁸ Brander, L.M. et M.J. Koetse (2011) : « The value of urban open space: meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results », *Journal of Environmental Management*, vol. 92, pp. 2763-2773.

¹⁹ Ahtiainen, H., et J. Vanhatalo (2012) : « The value of reducing eutrophication in European marine areas — A Bayesian meta-analysis », *Ecological Economics*, vol. 83, pp. 1-10.

Présentation de l'interface de la base EVRI

Page d'accueil de la base

Environmental Valuation Reference Inventory

Department for Environment Food & Rural Affairs
 Australian Government
 Ministry for the Environment
 Environment Canada

English Français Español

Recherche de résumés d'études

EVRI
 Environmental Valuation Reference Inventory

English | Español | Accueil | Pour nous joindre/ Commentaires | Aide

Tableau d'affichage

Bienvenue au nouveau site EVRI. Venez découvrir quelques nouvelles applications comme notre section Liens, où vous pourrez trouver de l'information sur d'autres initiatives décrivant l'état actuel et la valeur des écosystèmes. De plus, nous vous encourageons à consulter les lignes directrices sur la valorisation environnementale ainsi que les études de cas appliquant le transfert de bénéfices qui ont été produites par le Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) du Royaume-Uni. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/200000/evri-2014-01-01.pdf

Pour proposer l'inclusion d'une étude dans EVRI, cliquez sur "Proposer une étude" (du menu de gauche) and suivez les étapes indiquées.

Le but de EVRI est de donner aux utilisateurs accès aux résultats des études de valorisation pour favoriser les transferts d'avantages justifiables. Se servant de critères acceptés pour le transfert d'avantages et du contenu des dossiers de EVRI, l'utilisateur a toujours la responsabilité d'évaluer l'usage d'une étude existante de valorisation pour un transfert, et les coûts qui doivent être relevés pour effectuer le transfert.

Les dossiers de EVRI fournissent de l'information sur la façon dont les auteurs des études existantes de valorisation ont obtenu leurs résultats, ces comprennent l'information sur les méthodes utilisées, la façon que les méthodes et les modèles ont produit des valeurs et les valeurs économiques réelles qui ont été attribuées. Les détails des dossiers de EVRI fournissent de l'information supplémentaire sur les études de valorisation. La somme de cette information place les utilisateurs en position de faire leurs propres valorisations de la qualité de l'étude de valorisation sur laquelle un dossier est basé.

Environnement Canada ne garantit pas l'exactitude des dossiers de EVRI, ni ne prend que tous les études de valorisation ont obtenu leurs résultats. Ces comprennent l'information sur les utilisateurs de EVRI d'obtenir une copie de l'étude originale lorsqu'ils font un transfert d'avantages. Environnement Canada invite aussi les utilisateurs à rapporter toute erreur qu'ils remarquent ainsi que les mesures nécessaires soient prises pour corriger la situation, au besoin. Les utilisateurs sont aussi invités à fournir de l'information sur les études de valorisation existantes qui n'ont pas encore été saisies dans l'inventaire.

Si vous êtes un nouvel utilisateur, nous vous invitons à consulter le page AIDE pour apprendre comment profiter au maximum des fonction de EVRI. Pour en savoir plus au sujet des travaux portant sur les transferts d'avantages, veuillez consulter la documentation. Une bibliographie sur les transferts d'avantages est fournie à titre de référence.

Choix des critères de recherche

EVRI
 Environmental Valuation Reference Inventory

English | Español | Accueil | Pour nous joindre/ Commentaires | Aide

Recherche du résumé d'étude

Téléchargez les résultats de la recherche précédente :

Met de : De base | Avancée

Source

Numéro EVRI :
 Titre :
 Auteur(s) :
 Date de référence : 2010 | 2013
 Type(s) de document : Chapitre d'un livre | Dissertation thèse | Document de travail | Livre

Région de l'étude

Pays :
 Espagne
 Afrique du Sud
 Algérie
 Angola
 Bénin
 Amérique centrale

Rechercher

Critères de recherche détaillés

Intéressez-vous à l'étude

Adresser les renseignements généraux :

Adresser les renseignements généraux :

Méthodes

Techniques de valorisation :

Méthodes d'établissement des prix basées sur le marché effectif
 Analyse de la demande
 Coût de remplacement
 Dépense réelle/taux de marge de la production
 Modification de la productivité

Informations disponibles sur l'étude :

Cartes photographiques
 Description du projet/Système de classification
 Frontières de données
 Évaluation des risques (indicateurs dose-réponse)

Années des données :

1990
 1991
 1992
 1993

Mesures économiques :

Consommation à court terme
 Coût externe à l'emploi
 Coût de préjudice/de remplacement
 Eau

Résultats de la recherche

EVRI
 Environmental Valuation Reference Inventory

English | Español | Accueil | Pour nous joindre/ Commentaires | Aide

Recherche du résumé d'étude

Commencer une nouvelle recherche | Modifier ma recherche

Téléchargez les résultats de la recherche précédente :

Enregistrer les résultats de la recherche sous :

Vue de liste | Vue détaillée

Nombre d'enregistrements trouvés : 6

No. EVRI	Résumé d'étude
2011092020465367945	Bousasse, H., P. Danne, C. Duprez, P. Strosser, Y. Baley et S. Marduel. "Évaluation économique des permis perdus par les zones humides - Travaux de recherche méthodologiques et monétaires". Rapport gouvernemental/non gouvernemental, 2011-09-01.
201112418564324604	Rull, A. and A. De Nappola. "Benefits of Shift from Coal to Nuclear". http://www.eia-iaea.org/country/pdf/studies/country/2011-09-01 .
20110112017519506034	Urbig, D. "La Participation Volontaire des Citoyens pour le Marché Européen des Permis d'émission de CO2: Une Évaluation Contingente Ex ante à la Praxématique Environnementale". Document de travail, 2010-07-01.
2013012901501212179	Urbig, D. "The Value of Voluntary Participation in Developed Countries: Value the Environment and Voluntary Social Rights in the Carbon Source". http://www.eia-iaea.org/country/pdf/studies/country/2013-01-01 .
2013020104003768764	Martel, S., S. Messéan and G. Miller. "Consumer's Willingness to Pay for Eco-Friendly Apples under Different Labels: Evidence from a Lab Experiment". http://www.eia-iaea.org/country/pdf/studies/country/2013-01-01 .
2013032419005024414	Shaman, H. and J. Vanhatalo. "The Value of Air Quality Improvements in European Member States - A Bayesian Meta-analysis". http://www.eia-iaea.org/country/pdf/studies/country/2013-02-01 .

Données associées à une étude recherchée

Tableaux de données

Tableau 1. Estimations moyennes de la DAP en euro et de l'intention d'ARPEC sous différentes hypothèses

	Effectif	DAP unitaire (euro/tonne)	DAP totale (euro)	Valeur nationale (million d'euros)	Quantité de permis	Intention (sur 7)
Échantillon totale (valeur générale)	1730	11,4	54,2	1468	3,5	2,8
Sans les protestataires (valeur de long terme)	1131	56,1	83,0	2240	3,5	3,4
Sans les incertains (potentiel d'action large)	1439	20,9	61,0	1647	3,5	3,1
OAP=0 si intention < 0 (potentiel d'action prudent)	1730	6,7	27,2	735	3,5	2,0

Notes : Potentiel en 2009 au prix moyen de 13,14 euro/tonne = 121 millions de permis retirés. Valeurs de référence de la taxe carbone: Base gouvernement: 37 euros/tonne. Bas rapport Rocard/Quinot: 32 euros/tonne. Objectif 2030 (stabilisation): 100 euros/tonne.

Tableau 2. Propension et bénéfice individuel à effectuer l'ARPEC selon le mode de fourniture du service

	DAP unitaire* (en euro de 2009)	DAP totale** (en euro de 2009)	DAP générale***	Intention d'ARPEC***	Intensité du bénéfice***	Contribution du bénéfice***
SS (45,0 - 66,3)	3,62	2,80	3,21	3,78	Organisme public (n=364)	5,2 [0,4 - 10,7]
Organisme(s) privés (n=344)	10,4 [0,2 - 25,2]	51,3 [9,5 - 62,1]	3,47	2,77	3,22	3,81
Engagement obligatoire (n=341)	2,6 [-14,6 - 14,6]	48,9 [34,4 - 59,4]	3,69	2,80	3,20	3,55
Option gratuite (n=341)	1,3 [-3,7 - 32,7]	91,6 [92,9 - 110,3]	3,72	2,80	3,21	3,98
Option groupée (n=340)	9,6 [1,5 - 15,9]	58,6 [44,0 - 73,2]	3,75	2,84	3,28	3,74

Notes : * Calculé en appliquant, dans chaque groupe, le modèle optimal de prédiction défini sur l'échantillon total.
 ** Inclut de en écartant les répondants incohérents (n=1439).
 *** Variables codées de 1 à 7 (moyenne à 4).
 [] Intervalle de confiance.

Atelier n°3 : Santé – Environnement

Consentements à payer pour une diminution de l'exposition à la pollution de l'air : comparaison de trois scénarios

Dominique Ami, maître de conférences à Aix-Marseille Université

Frédéric Aprahamian, maître de conférences à l'université du Sud-Toulon-Var

Olivier Chanel, directeur de recherche au CNRS

Stéphane Luchini, directeur de recherche au CNRS

Les méthodes d'évaluation non-marchandes sont souvent mobilisées pour estimer la Valeur d'Évitement d'un Décès (VED). L'évaluation de la VED se fonde sur l'arbitrage que chaque individu est supposé effectuer entre une variation de sa probabilité de décès et une variation de son revenu. La nécessité de disposer de méthodes pertinentes d'évaluation de la VED apparaît clairement si l'on considère que l'un des objectifs principaux des politiques publiques de réduction de la pollution de l'air est la diminution du risque de mortalité des populations concernées. L'ensemble des bénéfices sanitaires de ces politiques représentent plus de 80 % des bénéfices et, parmi eux, entre 70 et 85 % sont imputables à la réduction du risque de mortalité (Ami et al., 2008 ; Externe, 1998, 2000, 2004 ; EPA, 1999 ; Abt, 2000).

Lorsque les méthodes d'évaluation de la VED sont fondées sur les préférences déclarées, comme dans le cas de l'utilisation de la Méthode d'Évaluation Contingente (MEC), l'expression des préférences entre survie et richesse repose sur un scénario hypothétique qui décrit en particulier la variation exacte de probabilité proposée aux individus.

Afin de lui assurer une bonne crédibilité, un scénario hypothétique ne peut toutefois être totalement abstrait et réduit à la seule variation de probabilité de décès. Il contient nécessairement des éléments contextuels tels que la description du mécanisme permettant au répondant d'accéder à la réduction de risque proposée, des conséquences sur l'environnement et/ou sur d'autres membres de la société, etc... Lors de leur évaluation, les répondants peuvent alors être influencés par des éléments du scénario présenté. Ce dernier peut parfois impliquer des modifications importantes du mode de vie de l'individu, comme un changement du lieu de résidence, une modification de sa qualité de vie ou de sa structure de consommation. Dès lors, si le Consentement à Payer (CAP) déclaré pour un changement marginal de la probabilité de décès est conditionnel au contexte décrit par le scénario utilisé, la VED obtenue est potentiellement sensible aux différents éléments constitutifs de ce scénario, dont la variation de probabilité de décès n'est alors qu'une des composantes.

Bien que l'effet de contexte soit au cœur des débats sur l'évaluation d'une VED, il n'existait pas, jusqu'à ce jour, d'analyse formelle de l'existence d'un tel effet puisque les études ne mobilisaient en général qu'un scénario, donc un seul contexte. Nous proposons ici une première exploration de cet effet en comparant, à travers trois scénarios hypothétiques, les VED obtenues pour une même variation de probabilité de décès. Les scénarios retenus sont ceux utilisés le plus fréquemment par les chercheurs pour estimer une VED par une enquête d'évaluation contingente :

- le scénario **Médicament**, utilisé initialement par Krupnick et al., 2002 ; Alberini et al., 2004, propose à la personne interrogée de prendre un nouveau médicament qui diminuera pour elle seule la probabilité de décès au cours de la période ;
- le scénario **Déménagement**, utilisé initialement par Viscusi et al., 1988, Aprahamian et al., 2007, propose à la personne interrogée de déménager avec sa famille vers une ville moins polluée ;
- le scénario **Réglementation**, utilisé initialement par Desaignes et al., 2007, repose sur la mise en place d'une nouvelle réglementation diminuant les émissions polluantes, et bénéficie à l'ensemble de la population concerné par ces mesures.

Une enquête d'évaluation contingente, réalisée de manière simultanée pour neutraliser les effets autres que ceux induits par les différents scénarios, a été menée auprès de 625 individus répartis en trois sous-échantillons correspondants aux trois scénarios retenus. Les réponses obtenues ont été analysées et comparées en mobilisant des modèles économétriques structurels adéquats (cf. le cadre théorique développé par Chanel et Luchini, 2014 ; qui propose un modèle d'utilité au sein duquel un effet de contexte sur la VED peut être isolé).

Les résultats économétriques indiquent que la VED estimée peut différer de façon importante selon le scénario hypothétique utilisé. La VED apparaît ainsi notablement plus faible lorsque la réduction de risque est obtenue par la prise d'un médicament (299 000 euros) ou par la mise en œuvre d'une réglementation plus stricte en matière d'émissions polluantes (252 000 euros) que par un changement du lieu de résidence (801 000 euros).

Au delà de ces différences, les valeurs des VED estimées sont significativement inférieures à celles généralement trouvées dans la littérature (entre 1 et 7 millions d'euros). Ce résultat, surprenant au premier abord, peut s'expliquer en considérant les scénarios hypothétiques comme des combinaisons, parfois complexes, de caractéristiques communes susceptibles d'avoir un rôle déterminant lors de l'élicitation des préférences individuelles (Lindjem et al. 2011).

Ainsi dans les trois scénarios mobilisés, la dimension publique du mécanisme institutionnel hypothétique utilisé, la possibilité d'exprimer des comportements altruistes, ainsi que la perception par le participant de l'incertitude touchant aux conséquences de la transaction, peuvent expliquer les différences observées. Ce dernier point corrobore les résultats d'Eckel et al. (2005), qui montrent l'existence d'une relation croissante entre l'incertitude des conséquences d'un choix proposé et les taux d'actualisation implicites associés à ces choix. En effet, les taux d'actualisation implicites des répondants, estimés lors du calcul des VED, apparaissent fortement dépendants du contexte : 7,7 % pour le scénario Déménagement alors qu'il s'établit autour de 25 % pour les deux autres scénarios.

Il est alors possible d'avancer une explication, certes partielle et méritant d'être confortée, des différences trouvées tant pour les VED que pour les taux d'actualisation. Les scénarios Médicament et Réglementation peuvent faire apparaître le choix proposé (la réduction du risque de décès) comme plus incertain que pour le scénario Déménagement, ce qui expliquerait leurs taux d'actualisation implicites plus élevés et, mécaniquement, leurs VED plus basses. En effet, le scénario Médicament ne dit rien sur l'existence effective de la molécule proposée, et le scénario Réglementation exige que des nouvelles lois soient votées, appliquées, puis respectées afin de garantir l'apparition des effets sanitaires proposés. Au contraire, le scénario Déménagement présente la ville de destination comme étant moins polluée.

Si ces résultats méritent d'être confortés, une conclusion s'impose cependant : des contextes différents conduisent à des différences significatives dans les VED estimées, ce qui devrait inciter le décideur public à utiliser une VED contextualisée lors de l'évaluation des politiques publiques impliquant des réductions du risque de décès.

Une présentation détaillée de l'ensemble de ces résultats ainsi que l'analyse de la sensibilité au contexte du taux d'actualisation implicitement utilisé par les répondants lors de cette enquête, peuvent être trouvées dans Ami et al. (2013).

Références

- Abt, B. (2000), "The Particulate-Related Health Benefits of Reducing Power Plant Emissions", Prepared for EPA by Abt Associates Inc., 4800 Montgomery Lane, Bethesda, MD 20814-5341.
- Alberini, A., M. Cropper, A. Krupnick et N.B. Simon (2004), "Does the value of a statistical life vary with age and health status? Evidence from the US and Canada", *Journal of Environmental Economics and Management*, 48(1), 769-792.
- Ami D., Aprahamian F., Chanel O., et S. Luchini, (2013), "Comment les individus valorisent-ils les décès associés à la pollution atmosphérique ? Une comparaison de trois scénarios hypothétiques", *Economie et Statistique*, N°460-461, 107- 128.
- Ami D., Aprahamian F., Chanel O. et Luchini S. (2008), "Évaluation économique de la mortalité dans le cas de la pollution de l'air : Préférences, Perceptions et effet de contexte", Rapport final convention 045666 de l'ACI Santé et Environnement, septembre, 185 p.
- Aprahamian F., O. Chanel et Luchini S. (2007), "Modeling Starting Point Bias and Unobserved Heterogeneity in Contingent Valuation Surveys: An Application to Air Pollution", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 89(2), pp. 533-547.
- Chanel O. et Luchini S. (2014), "Monetary Values for Risk of Death from Air Pollution Exposure: a context-dependent scenario with a control for intra-familial altruism", *Journal of Environmental Economics and Policy*, Vol 3 (1), pp 67-91.
- Desaigues, B, Rabl, A, Ami, D, Boun M.K, Masson, S, Salomon, M.A., et L. Santoni (2007), "Monetary Value of a Life Expectancy Gain due to Reduced Air Pollution : Lessons from a contingent valuation in France", *Revue d'Economie Politique*, 5, 675-698.
- Eckel C., Johnson C. et Montmarquette C. (2005), "Saving Decisions of the Working Poor: short and long-term horizons" , *Fields Experiments in Economics*, J. Carpentier, G.W. Harrison et J.A. List (eds), Greenwich, CT: JAI Press, Research in Experimental Economics, Vol 10.
- ExternE. (2004), "New results of Externe, see ExternE-Pol project", [Rabl et al 2004] and <http://www.externe.info> ExternE 2005.
- ExternE - Externalities Of Energy: Methodology 2005 Update. Available at <http://www.externe.info>.
- ExternE. (2000), "External Cost of Energy Conversion – Improvement of the Externe Methodology and Assessment of Energy-Related transport Externalities". Final Report for contract JOS3-CT97-0015, published as *Environmental External Costs of Transport*, R Friedrich and P. Bickel, editors, Springer Verlag Heidelberg, 2001.
- ExternE (1998), Externalities of Energy. Vol 7 : Methodology 1998 Update (EUR19083) ; vol 8 : Global Warning (EUR18836) ; vol 9 : Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport and Waste (EUR 18887) ; vol 10 : National Implementation (EUR 18528). Published by European Communities, Luxembourg.
- EPA (1999), "The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010", Environmental Protection Agency, report to Congress, EPA-410-R-99-001, November.
- Krupnick, A., M. Cropper, A. Alberini, N. Simon, B. O'Brien, and R. Goeree (2002), "Age, Health and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions : A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents", *Journal of Risk and Uncertainty*, 24(2), 161-175.
- Lindhjem, H., S. Navrud, N-A. Braathen and V. Biaisque (2011), "Valuing mortality risk reductions from environmental, transport and health policies: A global meta-analysis of stated preference studies", *Risk Analysis* 31(9): 1381-1407.
- Viscusi K., Magat W. et Forrest A. (1988), "Altruistic and private valuations of risk reduction", *Journal of Policy Analysis and Management*, vol. 7, pp. 227-245.

Valeur de la vie humaine : une nouvelle valeur tutélaire basée sur les recommandations OCDE

Luc Baumstarck, maître de conférences à la Faculté de sciences économiques et de gestion, au sein de l'Université Lyon 2

**Une nouvelle référence
pour appréhender les gains en santé**

Un point après le rapport Quinet (2013)

Séminaire monétarisation des biens et services environnementaux
4eme édition

*Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux en appui à la décision:
les nouvelles méthodes*

Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable du MEDDE

**Commissariat général
à la stratégie
et à la prospective**

Luc Baumstarck Université de Lyon
luc.baumstarck@univ-lyon2.fr

GATE
Généraliste des Aménagements et Territoires

UNIVERSITÉ DE LYON

Séminaire MEDDE Paris La Défense, 19 Décembre 2013, Luc Baumstarck, Université de Lyon

1

Le besoin d'un référentiel pour le calcul économique

- ☛ Gains de sécurité routière associés à l'aménagement d'un carrefour
- ☛ Gains associés à l'amélioration de la qualité de l'air
- ☛ Gains de sécurité associés à la mise en place d'une norme sanitaire
- ☛ Gains associés au renouvellement de matériel de sécurité incendie, à la localisation d'un centre d'intervention
Pompiers
- ☛ Gains associés à la mise en place de préventions en matière de somnolence
- ☛ ...
- ☛ Les gains sont de trois ordres :
 - Gains associés à la diminution du risque de décès
 - Gains en espérance de vie
 - Gains en termes de qualité de vie

La production de référentiels pour les gains morbi-mortalité

*Travail mené au Commissariat Général du Plan puis au Centre Analyse Stratégique, puis
au Commissariat Général à la stratégie et à la prospective (CGSP)*

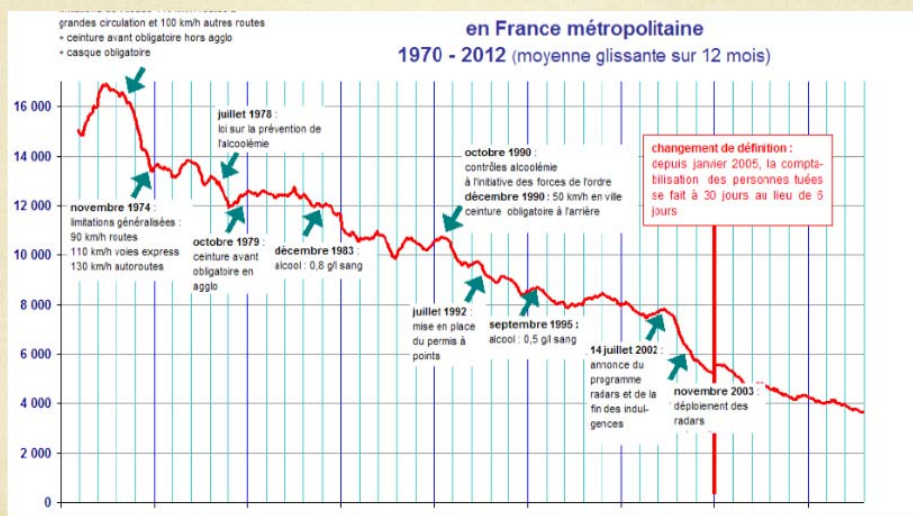
- Travaux de prospective « Transport 2010 » 1992
- Les coûts des nuisances : M. Bateur (1994, 2001)
- La révision du taux d'actualisation : D. Lebégue (2005)
- Un référentiel carbone : A. Quin et (2008)
- La valeur de la biodiversité : B. Chevassus-au-Louis (2009)
- Introduction systématique du risque : C. Gallier (2011)
- Refonte des outils d'analyse socio-économiques
des dépenses publiques (E. Quin et 2013)

Commissariat général
à la stratégie
et à la prospective

Centre
d'analyse
stratégique

Le Plan
COMMISSARIAT GÉNÉRAL DU PLAN

Un enjeu de santé public



Séminaire MEDD & Paris La Défense, 19 Décembre 2013, Luc Baumstark, Université de Lyon

4

Un enjeu majeur de santé publique

	Accidents corporels			Personnes tuées (à trente jours)		
	2009	2010	Évolution en %	2009	2010	Évolution en %
Allemagne	310 667	288 297	-7,2	4 152	3 648	-12,1
Autriche	37 925	35 348	-6,8	633	552	-12,8
Belgique	41 944	39 306	-6,3	944	812	-14
Bulgarie	7 068	6 610	-6,5	901	776	-13,9
Chypre	1 197	1 197	0,0	71	60	-15,5
Danemark	4 174	3 498	-16,2	303	255	-15,8
Espagne	88 251	85 503	-3,1	2 714	2 479	-8,7
Estonie	1 506	1 347	-10,6	98	78	-20,4
Finlande	6 414	6 072	-5,3	279	272	-2,5
France	72 315	67 288	-7,0	4 273	3 992	-6,6
Grèce	14 789	15 032	+1,6	1 456	1 258	-13,6
Hongrie	17 863	16 308	-8,7	822	740	-10,0
Irlande	6 618	6 615	0,0	239	212	-11,3
Italie	215 405	211 404	-1,9	4 237	4 090	-3,5
Lettonie	3 160	3 193	+1,0	254	218	-14,2
Lituanie	3 827	3 530	-7,8	370	299	-19,2
Luxembourg	869	787	-9,4	47	32	-31,9
Malte	636	577	-9,3	21	15	-28,6
Pays-Bas	19 378	10 778	-9,2	644	537	-16,6
Pologne	44 195	38 832	-12,1	4 572	3 908	-14,5
Portugal	35 484	35 426	0,0	840	937	+11,5
République tchèque	21 706	19 675	-9,4	901	802	-11,0
Roumanie	28 612	25 995	-9,1	2 796	2 377	-15,0
Royaume Uni	169 805	160 080	-5,7	2 337	1 905	-18,5
Slovaquie	8 415	8 119	-3,5	380	371	-2,4
Slovénie	8 717	7 659	-12,1	171	138	-19,3
Suède	18 027	16 504	-8,4	358	266	-25,7
Total Union européenne	198 992	1 114 980	-7,0	34 814	31 029	-10,9

Source : CARE

Séminaire MEDD & Paris La Défense, 19 Décembre 2013, Luc Baumstark, Université de Lyon

5

Un enjeu
majeur de
santé
publique

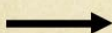
NOMBRE DE PERSONNES TUEES PAR MILLION D'HABITANTS EN 2010 (CLASSEMENT PAR ORDRE DECREISSANT)

	Population (million d'habitants)	Personnes tuées	Ratio
Suède	9.3	266	28
Royaume-Uni	62	1 905	31
Pays-Bas	16.6	537	32
Malte	0.4	15	36
Allemagne	81.8	3 648	45
Danemark	5.5	255	46
Irlande	4.5	212	47
Finlande	5.3	272	51
Espagne	46	2 479	54
Estonie	0.1	78	58
France	62.8	3 992	64
Luxembourg	0.5	32	64
Autriche	8.4	552	66
Slovénie	2	138	67
Italie	60.3	4 090	68
Slovaquie	5.4	371	68
Hongrie	10	740	74
Chypre	0.8	60	75
Belgique	10.8	812	75
République tchèque	10.5	802	76
Portugal	10.6	937	88
Lituanie	3.3	299	90
Lettonie	2.2	218	97
Pologne	38.2	3 908	102
Bulgarie	7.6	776	103
Roumanie	21.5	2 377	111
Grèce	11.3	1 258	111
Total Union européenne	499.2	31 029	62

Source: Données Eurostat pour la population et CARE pour la mortalité

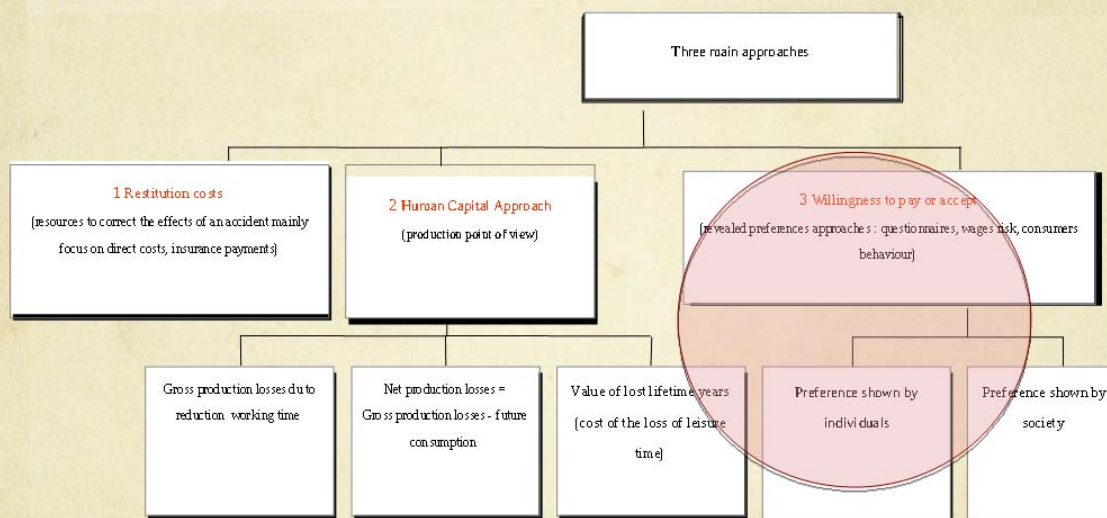
La valeur statistique de la vie humaine (VSL)

- Le prix de la vie humaine
- Le coût du mort
- La valeur de la vie humaine
- Le prix du vivant
- La valeur statistique de la vie humaine
- ...
- Le coût d'évitement d'une mort anonyme supplémentaire



L'effort que la collectivité est prête à consentir
pour réduire un risque morbi-mortalité

Comment valoriser le gain en termes de sécurité



Séminaire MEDDE, Paris La Défense, 19 Décembre 2013, Luc Baumstarck, Université de Lyon

8

Le référentiel proposé dans le rapport Boiteux

	Rapport 1994		Circulaire des routes 1994 (en euros 1994)	Valeurs 2000	
	Valeur 1993 (en euros 1993)	Valeur 1993 actualisée (en euros 1999)			
Tué	0,55 M€	0,65 M€	0,56 M€	1,5 M€	100 % projet Transports collectifs
					66 % projet Routier (1 M€)
Blessé grave	56,4 m€	66,5 m€	58 m€		225 m€ : Transport collectif
					150 m€ : Transport routier
Blessé léger	12 m€	14 m€	12,3 m€		33 m€ : Transport collectif
					22 m€ : Transport routier

- Une valeur unique : 1.5 m€
- Rehaussement significatif du référentiel alors que les statistiques de sécurité routière étaient médiocres
- Discussion sur le partage du risque (TC/VP)
- Pas d'études particulières sur la question de la morbidité (solution « forfaitaire » : 15% VH pour les blessés graves)
- Actualisation (CFM/an, Inflation) : 1.75 m€ (2005) (2.2 m€ : 2005)

Séminaire MEDDE, Paris La Défense, 19 Décembre 2013, Luc Baumstarck, Université de Lyon

9

Le rapport OCDE 2012 : Meta analyse (856 études)

Tableau 6.1. Synthèse des estimations de la valeur d'une vie statistique (VVS)
USD de 2005

	Échantillon complet	Échantillon tronqué ^a	Échantillon filtré pour la qualité ^c	Pays de l'OCDE (échantillon filtré) ^c	UE-27 (échantillon filtré) ^c
VVS moyenne (écart-type)	6 064 679 (490 985)	4 959 587 (315 688)	2 792 963 (169 443)	4 007 900 (229 931)	4 704 038 (329 474)
VVS moyenne pondérée ^a (écart-type)	7 415 484 (885 235)	6 314 696 (301 182)	3 123 538 (255 835)	3 981 851 (289 793)	4 893 216 (439 370)
Médiane	2 377 592	2 377 592	1 680 571	3 012 558	3 614 506
Observations	856	814	405	261	163

Source : OCDE, 2012, La valorisation du riz que de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports

Séminaire MEDDS Paris La défense, 19 Décembre 2013, Luc Baumstark, Université de Lyon

10

Appréciation différenciée selon les risques perçus (Biausque 2010)

Table 3 - Résumé des estimations de la Valeur de la Vie Humaine par catégorie de risque
Valeurs données en dollars 2005

	Environnement	Santé	Trafic
Moyenne VSL (écart type)	2,455,982 (242,267)	2,574,140 (245,292)	4,884,853 (491,192)
Médiane VSL	2,395,349	875,060	3,946,727
Plus petite valeur du VSL	24,427	4,450	267,615
Plus grande valeur du VSL	7,641,706	22,100,000	17,500,000
Nombre d'observations	51	250	65

Voir les travaux de synthèse : Biausque, Vincent (2010), Valeur de la vie humaine : une méta-analyse, OCDE, Paris

Le rapport Quinet reprendra les conclusions prudentes du rapport OCDE et renoncera à une différenciation des valeurs par secteur

Séminaire MEDDS Paris La défense, 19 Décembre 2013, Luc Baumstark, Université de Lyon

11

Comment appréhender la valeur d'une année de vie gagnée

- Les travaux de référence sont beaucoup moins nombreux
- Les travaux sont beaucoup plus complexes à mener
- L'approche se heurte à des difficultés éthiques délicates (différenciation avec l'âge)
- La cohérence avec la valeur de la vie humaine n'est pas nécessairement assurée
- Le rapport Quinet en reste donc à une approche simple qui en supposant des hypothèses très fortes sur la VSLY (constance de la valeur de l'année de vie au cours de la vie), déduit celle-ci directement de la VSL. ($L=40$, $r=2,5\%$)

$$VSL = \sum_{t=1}^L VSLY (1+r)^t$$

$$VSLY = \frac{r VSL}{[1 - (1+r)^{-L}]}$$

Comment aborder la qualité de vie (La notion de QALY)



Prendre en considération les pratiques en matière d'évaluation dans le secteur de la santé

Une référence parmi d'autres :

- Le guide méthodologique de la HAS qui vise à éclairer la décision publique et allouer au mieux les ressources disponibles (LFSS 2008 et 2012). Il constitue un cadre des discussions avec les industriels dans le montage des dossiers de remboursement et de fixation des prix.

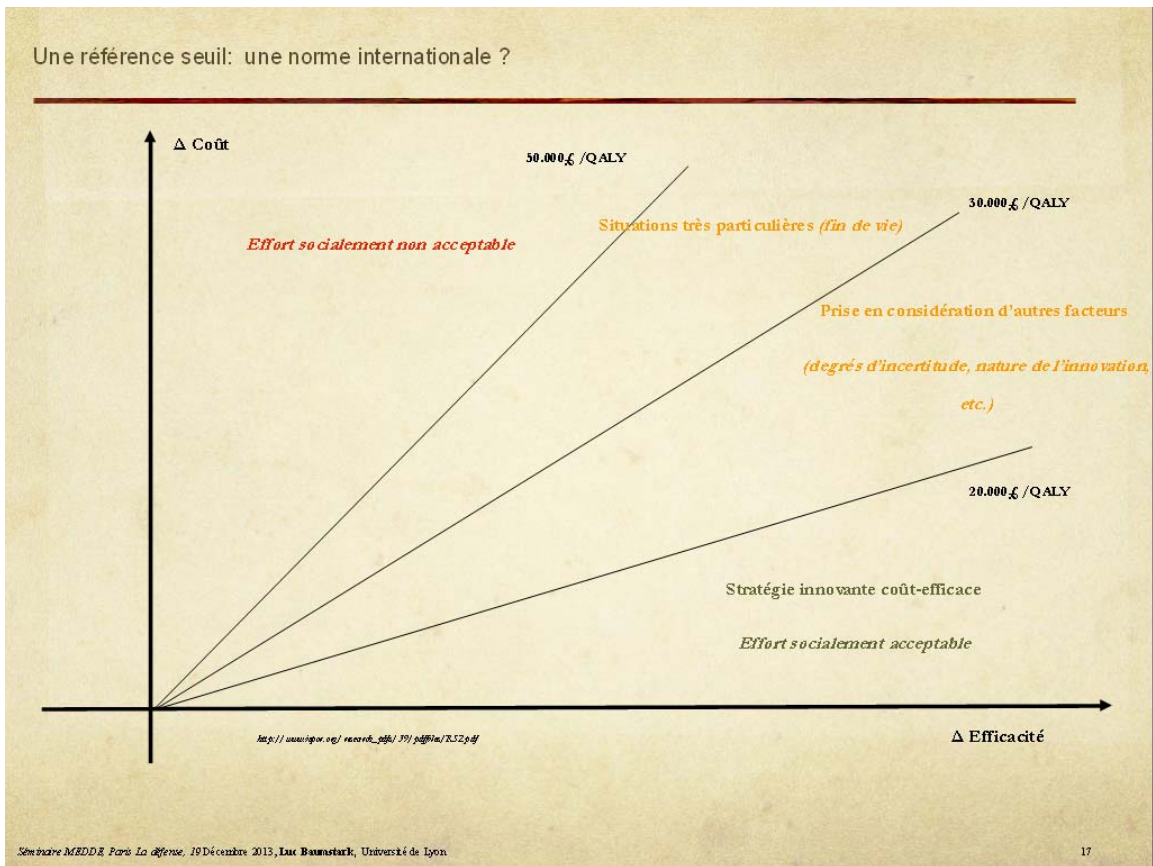
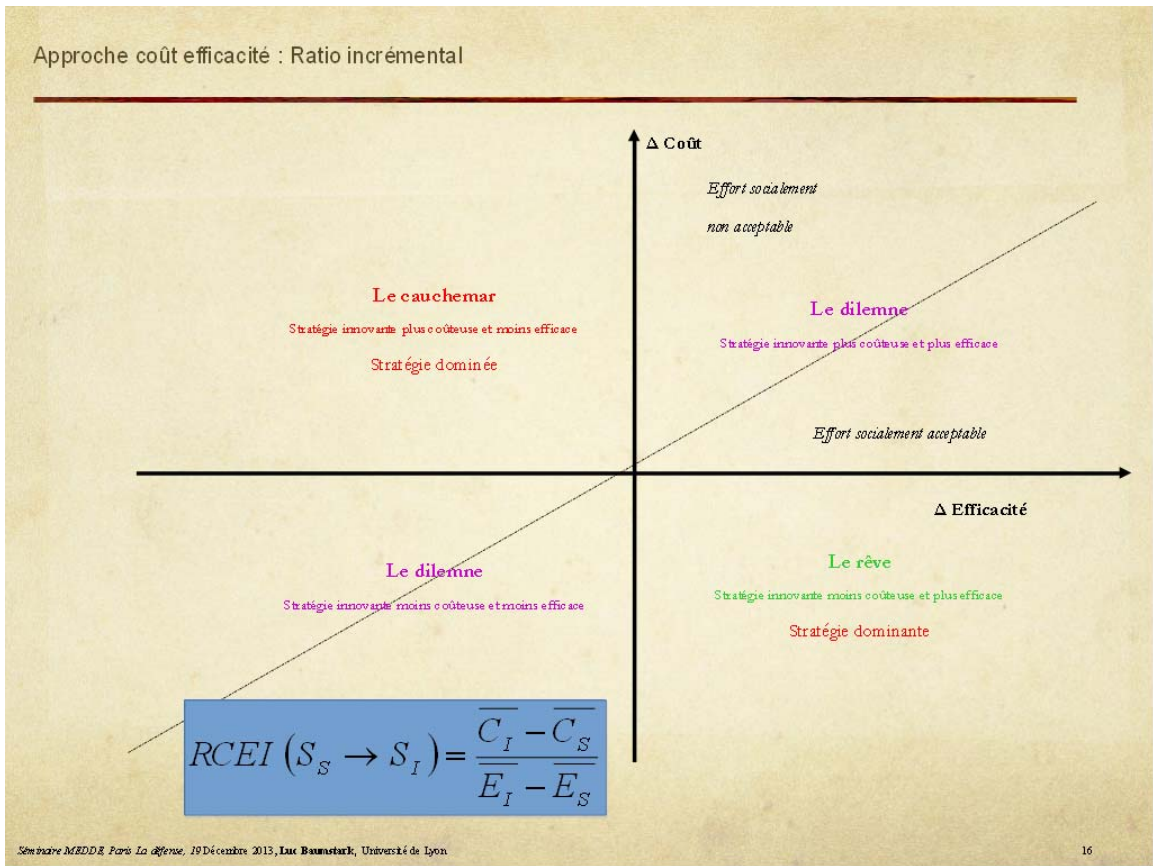
- Pratiques systématiques du NICE (National Institute for Health and Clinical Excellence) institut d'évaluation placé sous la tutelle du National Health Service (NHS) dont le mandat couvre l'ensemble des technologies de santé (médicaments, actes, dispositifs) et inclut l'analyse économique

Les fondamentaux de l'évaluation médico-économique (HAS)

- Le choix des perspectives collectives est suffisamment large pour tenir compte de **l'ensemble des parties prenantes** concernées par les interventions étudiées dans le contexte ou le système français de santé. Seuls les coûts de production de l'intervention sont pris en considération (y.c. le temps des aidants), pas les pertes de productivité (« coûts indirects » - AC). Pour ce qui concerne les résultats : population directement ou indirectement (par ex. vaccination) concernée par l'intervention
- L'analyse est **comparative**, l'analyse de référence identifie toute les interventions qui sont en **concurrence** avec l'intervention évaluée auprès d'une population donnée
- L'analyse de référence adopte un **horizon temporel suffisamment long** pour intégrer l'ensemble des différentiels de coût et de résultat attendus. (/ histoire naturelle de la maladie, / prise en charge des patients)
- Prise en compte de **l'incertitude** : De manière explicite, le décideur doit connaître le degré d'incertitude entourant la conclusion de l'évaluation (Analyses de sensibilité déterministes ou probabilistes (Monte Carlo))
- L'analyse de référence retient **l'analyse coût-efficacité** (durée de vie) ou **analyse coût-utilité** (si QdV importante) comme méthode d'évaluation. Il n'y a pas de seuil prédéfini (€ / année de vie ou / QALY)

La référence centrale du Qaly dans une perspective coût utilité

- Un QALY : un score de préférence généralement obtenu sur la population générale qui assigne le score 1 à la parfaite santé et le score 0 au décès.
- Plusieurs méthodes sont utilisées pour produire ces différentes grilles :
- **La méthode du trade-off** : il est demandé à un individu dont l'espérance de vie est de t années s'il préfère vivre ce temps t avec un handicap ou avoir une durée de vie inférieure mais en bonne santé. On cherche alors la période de temps t pour laquelle la personne est indifférente entre les deux situations
- **La méthode la loterie (standard gamble)** qui consiste à faire choisir des individus entre plusieurs contrats : vivre avec la certitude de rester toute sa vie avec un handicap donné ou subir une intervention qui permettra de vivre le reste de sa vie sans handicap mais en acceptant un risque 1-p de décéder. On cherche alors la probabilité p pour lequel l'individu est indifférent.
- **Autre méthode plus visuelle** : on demande aux personnes d'évaluer un mauvais état de santé sur une échelle de 0 à 100, 0 représentant l'état de mort et 100 représentant un état de santé optimal. Cette méthode a l'avantage par rapport aux autres d'être plus facile à comprendre pour les enquêtés mais elle est aussi beaucoup plus subjective.
- Plusieurs instruments de référence sont utilisés comme le Health Index Mark (HUI3) et l'Euroqol EQ-5D.
- De nombreuses agences de régulation et organismes internationaux recommandent l'utilisation d'un tel indice.



Le nouveau cadre de référence

- ☛ Un référentiel unique
 - Pas d'ajustements entre les secteurs
 - Pas de différenciation (âge, contexte de risque)
- ☛ Une valeur statistique de la vie humaine de référence à 3 M€₂₀₁₀
- ☛ Une valeur de l'année de vie (VAV) : 115 000 €₂₀₁₀
 - Entre 120 000 et 140 000 m€
 - Entre 80 000 et 110 000 (actualisation 2%)
- ☛ Valeur du blessé grave : 15 % de la VVS, soit 450 000 €₂₀₁₀
- ☛ Valeur du blessé léger : 2 % de la VVS, soit 60 000 €₂₀₁₀
- ☛ **Règle d'évolution** : Ces valeurs devront croître au même rythme que le PIB par tête.
- ☛ Recherche d'un Qaly français ?
 - Transfert provisoire valeur
 - £ 30000 (2005) : [33 000 € - 40000 €]
- ☛ La question du taux d'actualisation (baisse du taux 4 à 2,5%)
- ☛ Impact budgétaire de ces référentiels ?

Le processus de production des valeurs tutélaires - De nouvelles valeurs d'impacts sanitaires de la qualité de l'air

Dominique Auverlot, chef du Département Développement durable au Commissariat général à la Stratégie et à la Prospective (CGSP, désormais France Stratégie)

Géraldine Ducos, chargée de mission au CGSP

❖ L'évaluation socio-économique des investissements publics

Les travaux de la Commission Quinet se situent dans une longue lignée de réflexions initiée par les rapports établis par Marcel Boiteux en 1994 et 2001²⁰. Ils portent sur la mise à jour des recommandations des rapports précédents, sur l'enrichissement possible de l'évaluation grâce aux avancées de la science économique dans des domaines tels que l'analyse spatiale, les problèmes de gouvernance de l'évaluation et l'extension du calcul socioéconomique au-delà de ses champs d'application traditionnels que sont les transports et l'énergie.

Une attention renouvelée à l'évaluation des investissements, qui doit intégrer deux traits majeurs et sans doute durables de la situation actuelle.

Le premier trait est la contrainte pesant sur les budgets publics. Les nombreux projets candidats à la réalisation dépassent et de beaucoup, les disponibilités financières, ce qui incite à scruter leur évaluation socioéconomique. Les erreurs sont moins facilement rattrapables, leurs conséquences plus graves. Il est impératif de pouvoir justifier les gains attendus de l'usage des ressources publiques et les pertes supportées, tous facteurs que le calcul économique est particulièrement apte à évaluer.

Le second trait est l'évolution de la compétitivité de notre appareil productif. De ce point de vue, le calcul socioéconomique est un outil irremplaçable. Par essence, il évalue les gains de productivité permis par le projet pour l'ensemble du pays²¹ : ainsi, dans le secteur de l'énergie, les économies de coûts procurées aux entreprises ; dans les transports, les réductions de coûts généralisées pour les déplacements professionnels et pour les transports de marchandises.

Pourtant, malgré ces raisons qui plaident pour un recours accru au calcul socioéconomique, on constate que son usage est limité. Les retours d'expérience en France montrent qu'il n'est systématique que dans le secteur des transports²². On le retrouve aussi, à un moindre degré, dans le secteur de l'énergie. Là où il est utilisé, on rencontre de grandes hétérogénéités dans la mise en œuvre, ce qui rend les comparaisons entre projets difficiles. On constate aussi un manque de transparence et de lisibilité des résultats, de ce fait peu propres à éclairer les décideurs et à informer le public. Du coup, les processus de décision y ont rarement recours, comme le fait apparaître de façon frappante l'expérience des débats publics.

Des propositions marquées par les grandes mutations que connaît notre économie : intensification de la mondialisation, émergence de nouveaux acteurs économiques, nécessité d'engager la transition écologique et énergétique.

Les propositions du rapport issu de la Commission Quinet visent d'abord à assurer la qualité technique des estimations. Pour cela, il faut mettre à jour les valeurs numériques utilisées, dont beaucoup datent de près d'une dizaine d'années, afin de prendre en compte les évolutions et attentes de la société. Il est nécessaire aussi de préciser les modalités de leur utilisation pour les rendre plus homogènes et pour les adapter aux nouvelles situations. Il convient enfin d'enrichir le calcul socioéconomique traditionnel en le faisant bénéficier des progrès de la connaissance économique dans plusieurs domaines où les attentes des décideurs sont fortes.

Les propositions portent ensuite sur la gouvernance des projets. Celle-ci a considérablement changé sous l'influence de forces déjà observables au début du siècle, et qui conjuguent maintenant leurs effets : la multiplication des acteurs dans le processus

²⁰ Boiteux M. (1994), *Transports : pour un meilleur choix des investissements*, Commissariat général du Plan ; Boiteux M. (2001), *Transports : choix des investissements et coût des nuisances*, Commissariat général du Plan, Paris, La Documentation française.

²¹ En cela, il se distingue de l'évaluation financière qui porte sur les conséquences financières du projet sur un des acteurs, en général le gestionnaire d'infrastructure. Voir en annexe le glossaire pour une définition plus précise de ces termes et de leurs relations.

²² L'inventaire des projets d'investissement civils réalisés par le Commissariat général à l'investissement (CGI) fin 2012 le confirme.

d'élaboration des projets, la complexification de la prise de décision à travers les débats publics et la pluralité des financements. Les procédures du calcul socioéconomique n'ont pas totalement suivi ces évolutions auxquelles elles doivent maintenant s'adapter.

Enfin, ces propositions doivent s'inscrire dans la perspective de la double transition énergétique et écologique dans laquelle nous sommes engagés. Celle-ci rend à la fois plus délicate et plus nécessaire l'élaboration d'une stratégie de long terme qui s'avère indispensable à l'évaluation des projets et qui en oriente les modalités de mise en œuvre.

La deuxième partie de ce papier est consacrée à ce dernier point, et plus précisément, à la prise en compte des impacts sanitaires des émissions atmosphériques dans le calcul socioéconomique.

❖ Impact sanitaire des émissions atmosphériques : application à un projet d'infrastructure de transport routier

Les effets sanitaires de la pollution atmosphérique sont intégrés dans le calcul socioéconomique depuis le rapport Boiteux II. Cette partie propose une mise à jour des valeurs tutélaires de la pollution atmosphérique qui tient compte de quatre évolutions majeures :

- mise en œuvre de la méthode européenne de calcul des coûts de la pollution atmosphérique de type « *bottom-up* » (et non plus « *top-down* ») ;
- internalisation des effets des particules, des NO_x, du SO₂ et des COVNM (et non plus des particules uniquement) ;
- modulation du coût des émissions selon la vitesse des véhicules et la densité des zones traversées, y compris pour les zones de très forte densité ;
- augmentation de la valeur de la vie humaine (environ + 50 %).

Démarche générale pour calculer les valeurs tutélaires de la pollution atmosphérique due au transport routier

La démarche s'est largement appuyée sur des études européennes et a bénéficié des travaux et de l'expertise d'Ari Rabl. La méthode de calcul reste la même que dans le *Handbook of External Costs in the Transport Sector* (2008²³) ou le rapport CE Delft-INFRAS (2011²⁴). Elle est appliquée aux émissions de particules et de gaz (NO_x, SO₂ et COVNM) de la circulation routière. Elle peut être résumée comme suit :

1) Calcul du coût annuel des impacts du polluant p émis par la catégorie de véhicule v , $Coût_{vp}$ (en €/véh.km) :

$$Coût_{vp} = F_{vp} \cdot C_p$$

F_{vp} : Facteur d'émission du polluant p par la catégorie de véhicule v (en g/véh.km) ;

C_p : Coût marginal des impacts sanitaires et environnementaux des émissions du polluant p (en €/g)

2) Calcul de la valeur tutélaire des émissions de polluants de la catégorie de véhicule v (en €/véh.km) :

$$Valeur\ tutélaire_v = \sum_{p=1}^n Coût_{vp}$$

Estimation des coûts marginaux C_p

Les coûts marginaux sont calculés à partir des valeurs recommandées dans le rapport HEATCO (2006)²⁵. Elles tiennent compte des coûts sanitaires et environnementaux comme indiqué dans le tableau suivant.

²³ CE Delft/INFRAS (2008) "Handbook on estimation of external costs in the transport sector"

²⁴ CE Delft/INFRAS (2011), External Costs of Transport in Europe - Update Study for 2008

²⁵ HEATCO (2006) "Deliverable 5 Proposal for Harmonised Guidelines", Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment.

	Effets sanitaires		Effets environnementaux	
	Effets pris en comptes	Part des effets dans le coût total	Effets pris en comptes	Part des effets dans le coût total
Particules (PM2,5)	Mortalité Morbidité	100%	x	0%
NOx	Mortalité Morbidité (via nitrates et O3)	90%	Eutrophisation des milieux et fertilisation des sols (via nitrates) Pertes de cultures (via O3)	10%
SO2	Mortalité Morbidité (via sulfates)	90%	Acidification des milieux Pertes de cultures	10%
COVNM	Mortalité Morbidité (via nitrates et O3)	60%	Pertes de cultures (via O3)	40%

Afin d'être cohérent avec les recommandations de la Commission Quinet sur la valeur de la vie humaine, la part mortalité (équivalente à 50 % des coûts sanitaires) des coûts marginaux est corrigée d'un facteur 2,5. Ce facteur correspond au rapport entre la VAV utilisée dans les rapports HEATCO et CE Delft-INFRAS, à savoir 46 000 euros₂₀₁₀, et celle du présent rapport, soit 115 000 euros₂₀₁₀.

Pour être le plus complet possible, le coût des impacts sanitaires des polluants primaires émis par la circulation devrait être modulé en fonction de l'exposition de la population située à proximité de l'infrastructure. L'idéal serait pour cela de disposer d'un modèle de dispersion atmosphérique défini à une échelle locale pour calculer les concentrations qui résulteraient des émissions de la circulation induite par le projet. À défaut d'un tel outil, le coût des impacts sanitaires est, en première approximation, modulé en fonction de la densité de population située à proximité de l'infrastructure en appliquant les facteurs indiqués dans le tableau ci-dessous.

Facteurs multiplicatifs de densité de population pour le calcul des coûts sanitaires lorsque l'infrastructure passe d'une zone à l'autre

Interurbain à urbain diffus	Urbain diffus à urbain	Urbain à urbain dense	Urbain dense à urbain très dense
*10	*3	*3	*3

Source : CGSP

Ainsi, par exemple, le calcul de la part sanitaire des PM2,5 se réalise comme suit :

$$\begin{aligned}
 & \underbrace{0,082 * 1 * 0,5 * 2,5}_{\text{Part mortalité}} + \underbrace{0,082 * 1 * (1 - 0,5)}_{\text{Part morbidité}} = 0,14 \text{ €}_{2002}/\text{g} \\
 & = 0,04 \qquad \qquad \qquad = 0,10
 \end{aligned}$$

Estimation des facteurs d'émission

Les facteurs d'émission utilisés sont calculés à partir des émissions du parc roulant de 2010 d'après les données du rapport SECTEN du CITEPA (2012)²⁶. Les émissions de particules proviennent de la combustion moteur et de l'usure des matériaux (revêtement de sol, pneus, plaquettes de frein), alors que celles de gaz proviennent de la combustion moteur uniquement.

Dans la mesure où les émissions de polluants à l'échappement dépendent de la vitesse de circulation du véhicule, les facteurs d'émission sont modulés par un coefficient comme indiqué dans le tableau suivant. Dans l'état des connaissances actuelles, seules les émissions de NOx et de PM2,5 sont renseignées.

²⁶ CITEPA (2012), « Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France. Séries sectorielles et analyse étendues », Format Secten, 336 p.

Coefficients de vitesse pour le calcul des facteurs d'émission lorsque l'infrastructure passe d'une zone à l'autre

	Interurbain à urbain diffus	Urbain à urbain diffus	Urbain à urbain dense	Urbain à urbain très dense
VL NOx	/1,5	/1,3	*1	*1,5
VL PM2,5	/1,5	/1,7	*1	*1,3
PL NOx	*1,1	*1,2	*1	*1,6
PL PM2,5	*1	*1,2	*1	*2

Source : CGSP

NB : les facteurs des VP sont également appliqués aux deux-roues et VUL ; de même, les facteurs PL sont appliqués aux bus également.

Les valeurs tutélaires**Valeurs tutélaires pour le transport routier (émissions dues à la combustion et à l'usure)**

€/2010/100 véh.km	Urbain très dense	Urbain dense	Urbain	Urbain diffus	Interurbain
VP	15,8	4,3	1,7	1,3	0,9
VP diesel	20,4	5,5	2,2	1,6	1,1
VP essence	4,5	1,3	0,6	0,5	0,5
VP gpl	3,6	1,0	0,4	0,3	0,2
VUL	32,3	8,7	3,4	2,4	1,6
VU diesel	33,7	9,1	3,5	2,5	1,6
VU essence	6,3	1,9	0,9	0,8	0,8
PL diesel	186,6	37,0	17,7	9,4	6,4
Deux-roues	8,7	2,5	1,0	0,8	0,5
Bus	125,4	24,8	11,9	6,3	4,2

Déclinaison par Norme Euro des coûts des émissions de NOx, SO₂, COVNM et PM_{2,5} dues à la combustion des VP et VUL : voir le détail dans le rapport.

VP : véhicule particulier ; VUL : véhicule utilitaire léger ; VU : véhicule utilitaire ; PL : poids lourd.

Recommandations pour la mise en œuvre des valeurs tutélaires dans le calcul socioéconomique

- Prendre en compte la valeur de la pollution atmosphérique due à la circulation dans les analyses socioéconomiques *via* l'utilisation des valeurs tutélaires présentées dans les tableaux ci-dessus.
- Faire évoluer les valeurs de la pollution atmosphérique en tenant compte, d'une part, de l'évolution du PIB par tête et d'autre part, de l'évolution du parc circulant et de l'évolution des émissions individuelles (ces dernières sont estimées à - 6 % par an sur la période 2010-2020 pour le mode routier). Au-delà, établir le coefficient à partir de scénarios d'émissions du parc circulant sur le moyen et long terme.
- Poursuivre les recherches afin de pouvoir disposer de valeurs de la pollution atmosphérique plus adaptées à la densité de population et aux conditions météorologiques françaises.

Modélisation de l'impact sanitaire d'une perte de biodiversité : modélisation de l'impact de la perte du cheptel d'abeilles » : synthèse

Christophe Rafenberg, chargé de mission « santé-environnement » au sein du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie

Constat : Le déclin des populations d'abeilles est effectif et la pollinisation est primordiale dans la production agro-alimentaire.

Depuis au moins 10 ans, le cheptel d'abeilles ne cesse de décroître pour des raisons encore mal identifiées. Ce déclin mondial est attentivement suivi par les scientifiques : on enregistre environ 30 % de perte de cheptel par an en France²⁷.

Les conséquences de ce déclin inquiètent la communauté scientifique. Les agronomes rappellent que les abeilles sont indispensables à la pollinisation de 35 % de la masse mondiale de nourriture issue de l'agriculture. Pour leur part, les économistes indiquent que le travail des abeilles est estimé à 2,17 milliards d'euros pour la production agricole en France en 2005 (22 milliards d'euros pour l'agriculture européenne, 200 milliards d'euros pour l'agriculture mondiale). Au-delà de ces impacts directs, la diminution du cheptel des abeilles peut aussi avoir des impacts sur la santé, à travers les effets en chaîne qu'elle engendre.

Objectifs et intérêts d'une modélisation du rapport entre santé et pollinisation.

Cet article propose d'évaluer les impacts sanitaires de la perte de 10 % du cheptel d'abeilles. En chaînant les conséquences de la perte de cheptel d'abeilles à la diminution de production des fruits et légumes, il est possible d'estimer les effets de cette baisse de production sur la consommation. La diminution de consommation de fruits et légumes a elle-même des effets sanitaires que nous avons quantifiés et dont nous avons évalué les coûts.

Le lien entre abeilles et santé passe par le point nodal de l'alimentation.

Les facteurs qui régissent la prise de poids d'un individu sont multiples (psychologique, génétique, sociologique, économique, technologique...). Cette complexité ne permet pas de faire de la disparition des abeilles l'unique cause de l'épidémie de surpoids. Cependant, l'alimentation est un point nodal dans le phénomène du surpoids ou de l'obésité : une alimentation équilibrée est l'élément « sine qua non » d'une masse corporelle optimale et la consommation de fruits et légumes frais est, sans aucun doute scientifique, associée à un bon équilibre alimentaire et une bonne santé.

Le programme national nutrition santé (PNNS) a pour but d'améliorer l'état de santé de la population en agissant sur la nutrition, l'un des déterminants majeurs. Ce programme s'appuie sur des études qui démontrent la forte relation existante entre consommation de fruits et de légumes frais et optimum de Masse Corporelle. Sans surprise, à l'inverse, la consommation d'aliments à forte teneur énergétique (préparations cuisinées et aliments riches en calories) est associée au surpoids et à l'obésité.

Pour arriver au phénomène de satiété et d'équilibre alimentaire, les fruits et légumes jouent un rôle primordial. Ils sont aussi les garants de l'équilibre alimentaire en vitamines et oligo-éléments et leur consommation est reconnue comme moyen de diminuer les risques de nombreuses maladies (cancers, maladies cardiovasculaires, diabète,...). Diminuer la consommation de fruits et de légumes, même de quelques pourcents, n'est pas sans effets sur la santé.

De la perte de cheptel aux impacts sanitaires

En déclinant, les pollinisateurs engendrent des déficits de production, une augmentation des prix des fruits et légumes (F&L) et une diminution de leur consommation. On peut résumer cet enchaînement logique par différents phénomènes biologiques, agricoles, économiques, comportementaux et sanitaires :

²⁷ INRA magazine, Juin 2009

1. La perte de cheptel d'abeilles entraîne une augmentation du prix des « F&L » frais. Cette augmentation de prix est la résultante d'une perte de productivité liée à une perte de pollinisation et des phénomènes d'élasticité entre production et prix. Pour 10 % de perte de cheptel, l'augmentation du prix est estimée à + 2,5 % pour les fruits et de + 1,3 % pour les légumes²⁸.
2. Lorsque l'augmentation des prix est de + 2,5 % pour les fruits et de + 1,3 % pour les légumes, la diminution de consommation est équivalente à - 2,5 % de fruits et de - 1,3 % de légumes. Cette diminution de la consommation est la résultante des phénomènes d'élasticité entre prix et consommation.
3. L'augmentation des prix à la consommation des fruits et des légumes induit des modifications du comportement alimentaire. La consommation des F&L chute au profit d'aliments à fort pouvoir calorique, sans modification de la ration (le volume de nourriture reste constant mais le nombre de calories augmente).
4. La modification du comportement alimentaire implique une augmentation du nombre d'individus en surpoids ou obèses, avec une augmentation du coût sanitaire à la charge de la société ainsi qu'une augmentation du nombre de décès précoces attribuables à cette surcharge pondérale.

Les populations les plus impactées sont les ménages à faibles revenus.

Les ménages à bas revenu sont plus touchés par le coût élevé des fruits et légumes que les ménages plus aisés. Pour cette population, le faible coût des aliments hypercaloriques permet un ajustement à la baisse des dépenses. L'enquête OBEPI rapporte que l'on trouve 22 % d'obèses chez les plus pauvres contre 6 % chez les plus riches. Certaines études²⁹ parlent d'inégalité sociale dans l'accès aux fruits et légumes dont la consommation est pourtant largement recommandée par les pouvoirs publics (Ministère de la Santé)³⁰.

Estimation de l'impact sanitaire

L'étude de Bonnet et al.³¹ a évalué les impacts de la taxation des aliments riches en calories ou d'une subvention des fruits et légumes sur la santé. Selon cette étude, une diminution du prix des fruits et légumes réduit le nombre d'individus obèses ou en surpoids : ainsi, une baisse de 10 % du prix des fruits et légumes entraîne une diminution d'environ 11 % d'individus obèses. Par le jeu des élasticité très proches de 1, nous faisons l'hypothèse qu'une augmentation du prix des fruits et légumes de 10 % entraîne une augmentation de 11 % d'individus obèses.

En reprenant la chaîne d'effets décrite ci-dessus, on peut ainsi estimer qu'une perte de 10 % du cheptel en réduisant la consommation de + 2,5 % de fruits et de + 1,3 % de légumes entraîne une augmentation de 2,2 % du nombre d'individus obèses et de 0,6 % d'individus en surpoids.

Estimation du coût

Seuls les coûts attribuables à l'obésité sont estimés, les coûts attribuables au surpoids plus diffus n'ont pas évalués.

Chaque année, on estime à 55 000 le nombre de décès directement imputables à l'obésité et à 180 000 le nombre de décès dus à des pathologies liées à l'obésité³² et ³³. Dans l'hypothèse d'une diminution de 10 % du cheptel d'abeilles, l'impact supplémentaire serait donc de 1 210 à 3 920 décès.

En 2005, on estime à 9,5 milliards les coûts médicaux associés à l'obésité pour l'ensemble de la population française. Ces coûts incluent les coûts pour l'assurance maladie, arrêts de travail compris.

Le coût global des 1 210 à 3 960 décès supplémentaires attribuables à l'obésité peut être estimé entre 3,6 à 12,3 milliards d'euros (en utilisant une valeur statistique de la vie humaine de 3 millions d'euros)³⁴.

L'augmentation du coût de la morbidité associée à une réduction de 10 % du cheptel d'abeilles peut être estimée à environ 210 millions d'euros (2005).

²⁸ Estimations de l'auteur sur la base des travaux de A. Gallai

²⁹ - ObEpi-Roche 2012 : enquête nationale sur l'obésité et le surpoids ; - l'organisation de la recherche et ses perspectives en matière de prévention et de traitement de l'obésité par Brigitte Bout, sénateur, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques ; - La prévention et la prise en charge de l'obésité, Rapport de l'Office parlementaire d'évaluation des politiques de santé (OPEPS) Gérard Dériot, n° 8 (2005-2006)...

³⁰ Plan national nutrition santé

³¹ Food consumption and obesity in France : Identification of causal effects and price Elasticities, C. Bonnet, P. Dubois, V. Orozco, Version 2008

³² Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Rapport sur les nouveaux apports de la science et de la technologie à la qualité et à la sûreté des aliments ; réd. Par M. Claude Saunier, Paris, Assemblée nationale, Sénat, 2004. 2 vol. (211, 227 p.). (Rapport / Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques).

³³ L'obésité et surpoids sont-ils des facteurs de risques ? « Réalités cardiologique », revue générale, F. Andreelli.

³⁴ L'évaluation socioéconomique des investissements publics, CGSP, septembre 2013

Cette évaluation montre que la préservation du cheptel d'abeilles constitue un enjeu économique non seulement à travers ses impacts directs sur la production agricole mais aussi à travers les impacts indirects sur la santé. Elle constitue un argument supplémentaire en faveur d'une politique publique qui peut permettre la sauvegarde du cheptel d'abeilles.

Résumé du débat de l'atelier n°3 « santé-environnement »

Incertitudes entourant les valeurs tutélaires

Plusieurs participants ont soulevé la question des incertitudes entourant les valeurs tutélaires, incertitudes pouvant résulter d'incertitudes scientifiques ou d'absence éventuelle de consensus entre spécialistes sur les liens entre santé et environnement, sur les hypothèses, sur les paramètres utilisés pour le calcul, sur des hypothèses normatives et sur les méthodes de monétarisation en elles-mêmes.

Dominique Ami et Luc Baumstarck ont répondu que dans le calcul économique, il y a toujours une incertitude liée au phénomène étudié mais dans le domaine de santé-environnement les liens entre pollution et santé (par exemple effet d'une hausse de polluant sur les pathologies) s'appuyaient sur un large corpus scientifique établissant des fonctions dose-réponse. Le calcul économique repose certes sur des hypothèses sur la valeur de paramètres souvent sensibles mais il était néanmoins possible d'intégrer au calcul cette incertitude (via par exemple des méthodes de ré-échantillonnage de type tirages de Monte-Carlo), et donc de fournir des intervalles de confiance ou même une distribution de résultats au lieu d'une valeur unique. Il est également possible de désagréger les calculs pour mettre en évidence les différentes hypothèses sur les valeurs des paramètres, les choix normatifs et de faire des tests de sensibilité pour faire émerger un débat.

Le bien fondé des valeurs tutélaires et leur utilité sociale

La question a été posée du bien fondé du recours à des valeurs tutélaires et la plus-value de la monétarisation dans le domaine de la santé-environnement pour mener des raisonnements économiques, plutôt que d'utiliser directement des grandeurs physiques (nombre de blessés, vie humaine,...) plus tangibles pour les citoyens. Concernant l'utilisation faite des valeurs tutélaires, un participant s'est interrogé sur le risque qu'elles deviennent des valeurs d'arbitrage dans la décision alors qu'elles sont par définition entachées d'un certain degré d'imprécision et d'incertitude. Cela peut poser problème lors d'arbitrages serrés entre plusieurs projets. Dans ce cas-là, utiliser la valeur tutélaire comme valeur d'arbitrage peut être sur-interprétatif. Cette question fait notamment référence à la remarque de D. Auverlot sur le fait que le rapport Quinet n'impose pas l'utilisation des valeurs tutélaires pour les analyses socioéconomiques des grands projets mais prévoit que les contre-expertises les utiliseront.

Un premier élément de réponse est que les valeurs obtenues ou les bénéfices calculés dans le cas d'ACB sont toujours des minorants, des ordres de grandeur *a minima*, car sur des marchés fictifs les économistes préfèrent adopter une position « prudente ». Sur l'utilité sociale des valeurs de référence, elles permettent d'éviter à chaque porteur de projet de calculer ses propres valeurs, de faire une enquête de consentement,... et donc de n'utiliser in fine que sa propre valeur. Au contraire les valeurs tutélaires constituent des valeurs de référence. Leur fixation est indépendante des analyses socio-économiques qui les mobilisent ce qui garantit la crédibilité des valeurs utilisées et assure une certaine comparabilité et une meilleure coordination entre projets. L'existence de valeurs de référence permet aussi de rendre plus accessibles les outils de l'analyse socioéconomique et donc facilite leur intégration au processus de décision, en particulier pour les projets de taille modeste. C. Rafenberg a néanmoins mis en garde sur la difficulté d'utiliser dans tous les projets une valeur unique pour la valeur tutélaire de la vie, notamment dans le cas de la pollinisation. En effet chaque étude montre le raffinement nécessaire de la valeur car elles sont essentiellement contextuelles et doivent être accompagnées d'éléments sociologiques plus qualitatifs.

Utilité des évaluations socioéconomiques dans la décision

Une partie des échanges a porté sur la place et l'utilité des évaluations socio-économiques dans la décision économique, tant ex ante qu'ex post. Plusieurs intervenants ont rappelé qu'ex ante, l'objectif de ce type de travaux sur des valeurs tutélaires est d'éclairer la décision au regard de ce que la collectivité est prête à faire ou non, par exemple en matière de pollution, car les décisions publiques sont faites d'arbitrage entre gains et pertes. L'analyse économique peut non seulement aider à évaluer la pertinence économique du projet considéré, mais aussi de comparer facilement entre des ouvrages du même type. L'exemple des ACB dans le cadre des Programmes d'Action de Prévention Inondation (obligatoire quand le coût du projet dépasse 2 millions d'euros pour pouvoir bénéficier d'un financement de l'État) a été cité. Dans le cadre de PAPI, les ACB sont en effet souvent utilisées comme éléments de discussion et non uniquement au moment de la décision. Le calcul socio-économique fournit donc des outils à la décision et, il a été rappelé que dans un contexte d'endettement, il est souvent un pré-requis indispensable pour être entendu des décideurs et porter des politiques.

Lors du débat, plusieurs participants et intervenants ont évoqué la nécessité de faire des évaluations ex post. En particulier, un participant a soumis l'idée d'évaluer les budgets déjà votés, les décisions d'investissement déjà prises et les projets déjà mis en place et qui ne semblent pas optimaux. Dans un souci de rationalisation de l'action publique, cela pourrait par exemple faire l'objet d'arbitrage entre ministères sur la base d'un critère unique (par exemple le nombre de morts évités). D. Auverlot a rappelé que la rationalisation de l'action publique était l'objectif initial de la Mission de Rationalisation de l'action Publique

mais dans un contexte d'endettement, la volonté de réduire les budgets l'avait emporté de sorte qu'au final l'évaluation économique ne fait toujours entendre sa voix qu'au moment des décisions économiques. D. Auverlot et L. Baumstarck ont néanmoins abondé dans le sens de l'utilité et de la nécessité de conduire des évaluations ex post, l'économie devant être « le poil à gratter de la décision publique ». L'évaluation a posteriori des gains socioéconomiques des politiques publiques permettrait non seulement de donner des éléments de réponse sur la pertinence constatée d'un projet, et donc de réduire les incertitudes pour les décisions futures, mais aussi de capitaliser l'expérience acquise sur les outils, les modèles existants et les savoir-faire. En répondant à des questions comme « est-ce que les ronds-points sont un gaspillage d'argent public ou ont-ils permis de réduire suffisamment les risques d'accidents de la route » ?, l'analyse socio-économique peut aider à éclairer les choix futurs à l'aune de l'impact des décisions passées.

Cas particulier de la valeur tutélaire du carbone

Une question a été posée sur le lien entre CENP (Coûts Ecologiques Non Payés)³⁵ et valeur tutélaire. La valeur de la vie humaine est l'effort marginal que la société est prête à supporter pour éviter des risques de morbidité. Les coûts écologiques non payés peuvent représenter l'effort que la société devrait effectuer pour effacer la dette environnementale et atteindre un niveau suffisant de préservation des ressources naturelles. Les dépenses observées correspondent à ce que la société est prête à payer effectivement. Il a été demandé si le CGSP pourrait être le lieu de définition des coûts écologiques non payés et donc des besoins de dépense pour la préservation des ressources naturelles.

Luc Baumstarck a répondu que dans le cas des CENP, l'objectif est la restauration d'un milieu naturel/d'un actif naturel alors que par exemple dans le cas du carbone, la valeur tutélaire correspond au prix que la collectivité doit consentir pour atteindre un objectif. Dans le cas du carbone, le calcul et la détermination de la valeur tutélaire s'est fait sur la base d'un raisonnement coût-efficacité. La valeur tutélaire du carbone est le prix que la collectivité doit consentir pour atteindre les objectifs qu'elle s'est fixée. Les objectifs de ces deux exercices – CENP et valeur tutélaire – sont donc distincts. Cela pose la question en amont de qui fixe les objectifs et la trajectoire, et de sa légitimité (échelle nationale ? échelle européenne?) et de qui fixe la valeur. A. Vanoli fait état d'un clivage entre les domaines où il existe des politiques qui ont fixé des objectifs au niveau national et européen et les domaines où il n'y a pas de référence de ce genre. Que faire quand il n'existe pas de référence de ce genre ?

A. Vanoli a conclu, sur la question du changement climatique, en expliquant que si l'on n'est pas en mesure de tout décider en même temps, il est malgré tout possible de définir des taux d'effort acceptables à répartir entre amélioration des actifs naturels et les autres objectifs. Les travaux comme ceux de cet atelier devraient aider à dire : on sait ce qu'il y a à faire, on va comparer le coût de cette dette écologique et le coût socioéconomique, sans sacralisation *a priori* de la nature.

³⁵ Cf. Atelier n°1

Conclusion

Harold Levrel, économiste de l'environnement, enseignant-chercheur à l'Ifremer (Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer)

Conclusion du 4^{ème} séminaire: monétarisation des biens
et services environnementaux

Harold Levrel

Le 19 décembre 2013



Trois points sur lesquels on peut faire mieux

- C'est quoi des coûts ?
 - Marginaux
 - Opportunité
 - Comptable
 - Transaction...
- Décalage entre avancées théoriques et avancées opérationnelles
- Un problème de langage, compréhensible du plus grand nombre

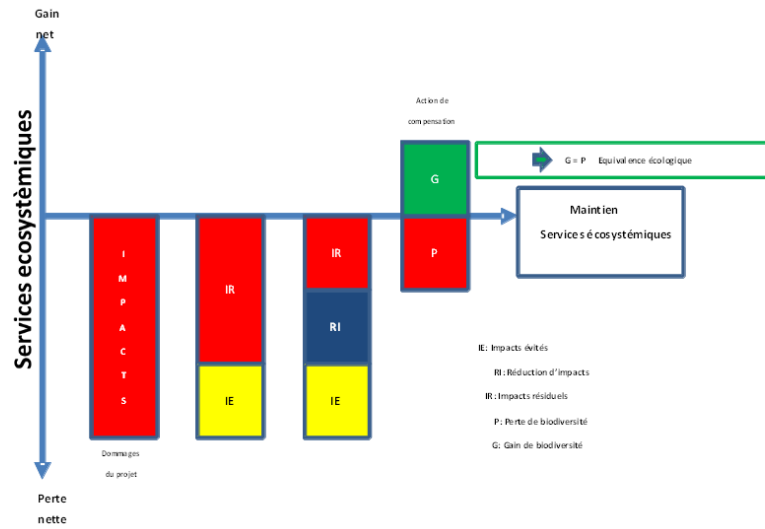
$$\begin{aligned}
 (Dd\mu)^{-1} CAP_i &= VAV_i [\delta_s^{-1} (1 - e^{-\delta_s LL_{j,i}}) \\
 &\quad + \alpha_a (n_a) \sum_{a \in \text{Adultes}} \delta_s^{-1} (1 - e^{-\delta_s LL_{j,a}}) \\
 &\quad + \alpha_k (n_k) \sum_{k \in \text{Enfants}} \delta_s^{-1} (1 - e^{-\delta_s LL_{j,k}}) + \epsilon_i \\
 W_{i+1} - W_i &= \sum_{i=1}^n p_i (K_{i+1} - K_i) + v_i \\
 \delta_s &= 1 / (1 + \exp(\gamma + I_m \gamma_m + I_r \gamma_r)) \\
 VAV_i &= X_i \beta
 \end{aligned}$$

$$u'(q_0) - c = \frac{u'(q_1) - c}{1 + \rho} = \dots = \frac{u'(q_t) - c}{(1 + \rho)^t} > 0$$

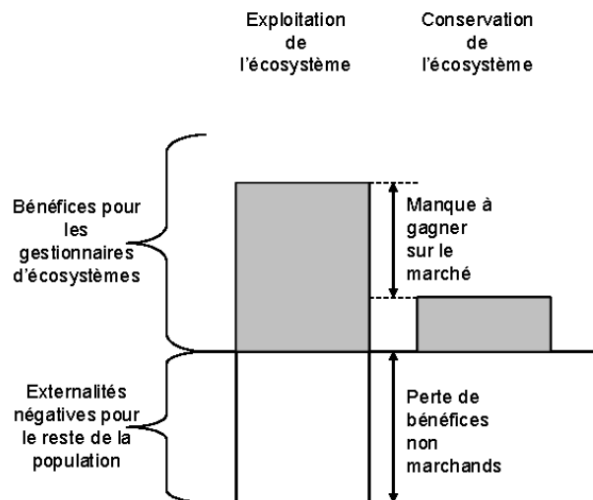
$$p_i = \frac{\partial W_i}{\partial x_i} = \sum_{z=1}^n \frac{\left[q_z - \frac{\partial C}{\partial x_i} \frac{\partial x_z}{\partial x_i} - \frac{\partial C}{\partial x_i} \frac{\partial x_z}{\partial x_i} \right]}{(1 + \delta)^{z-1}}$$

$$p_i = \sum_{z=1}^n \frac{\frac{\partial U(C_z)}{\partial K_i}}{(1 + \delta)^{z-1}}$$

Mais qui peuvent être traduits simplement: les coûts comptables



... et les coûts d'opportunité



Pour un usage précis

- Un compromis entre outil de preuve et outil de communication et de décision
- « La question des coûts permet avant tout de donner une information sur l'effort marginal que la société est prête à faire et non pas de proposer une valeur de la vie humaine ou du coût de la mort » (Baumstark, 19 décembre 2013)
- Deux questions:
 - Sont-elles utilisées?
 - Comment sont-elles envisagées?

Les coûts comme des outils du processus de décision



Les coûts comme des outils du processus de décision

Du fait de nombreuses conventions à l'origine de beaucoup de discussions



Les conventions

- Elles sont à l'origine de différences importantes dans les estimations:
 - « de Boiteux à Quinet la valeur de la vie humaine a été multipliée par 2 »
 - Exemple EVRI et TEEB (3 article utilisés sur 1500 pour des questions de conventions d'équivalences)
- Il faut qu'elles soient transparentes mais pas possible non plus de les discuter trop souvent sans quoi inefficaces pour aider au débat (Desrosières)
- Ces conventions se stabilisent au cours du temps mais cela peut prendre beaucoup de temps: exemple du chômage
- Conventions / coûts
 - Valeurs économiques depuis une soixantaine d'année
 - Coûts de maintien plus récente conduit à une plus grande diversité de méthodes

Conventions sous-jacentes aux coûts

	Perte de valeur monétaire associés à la baisse de services écosystémiques	Coûts comptable du maintien des services écosystémiques
Types de coûts	Coûts d'opportunité Coûts marginaux	Coût écologique non payé
Question	Combien est la valeur de la perte de bénéfices écologiques?	Combien cela coûte de réparer ou de maintenir des services écosystémiques
Cible	Le bien-être des agents économiques	Les actifs environnementaux et indirectement le bien-être de la population
Unité d'équivalence	Valeur marginale	Biodiversité
Principe normatif	Optimum de Pareto (ou Hicks-Kaldor)	Cadre réglementaire et normes environnementales
Cadre théorique	Théorie du bien-être Faible soutenabilité Pareto, Hicks-Kaldor	Comptabilité nationale Soutenabilité forte BartheImus

Conventions sous-jacentes aux coûts

	Perte de valeur monétaire associés à la baisse de services écosystémiques	Coûts comptable du maintien des services écosystémiques
Types de coûts	Coûts d'opportunité Coûts marginaux	Coût écologique non payé
Question	Combien est la valeur de la perte de bénéfices écologiques?	Combien cela coûte de réparer ou de maintenir des services écosystémiques
Cible	Le bien-être des agents économiques	Les actifs environnementaux et indirectement le bien-être de la population
Unité d'équivalence	Valeur marginale	Biodiversité
Principe normatif	Optimum de Pareto (ou Hicks-Kaldor)	Cadre réglementaire et normes environnementales
Cadre théorique	Théorie du bien-être Faible soutenabilité Pareto, Hicks-Kaldor	Comptabilité nationale Soutenabilité forte BartheImus

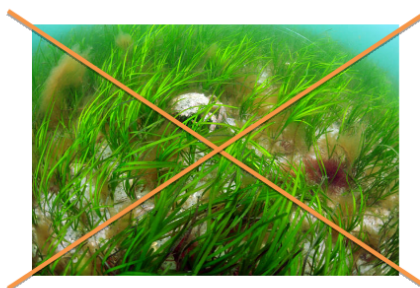
Analyses biophysiques et comptables pour des questions de pragmatisme

Conflits entre coûts d'opportunités et coûts comptables dans un cadre réglementaire

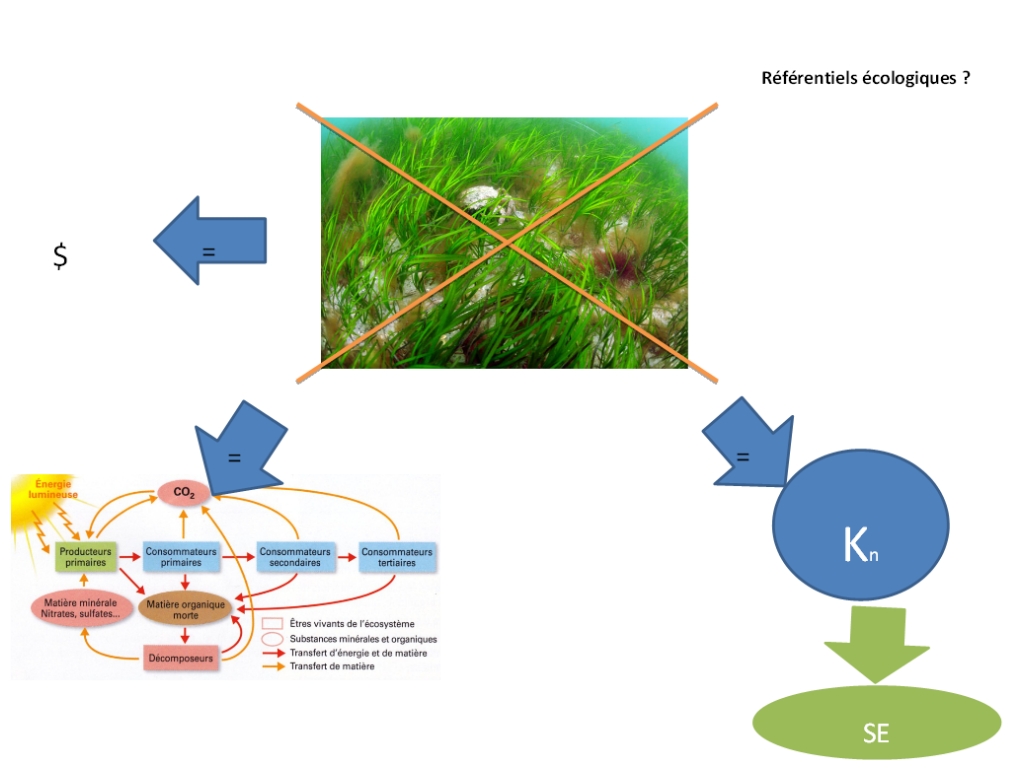
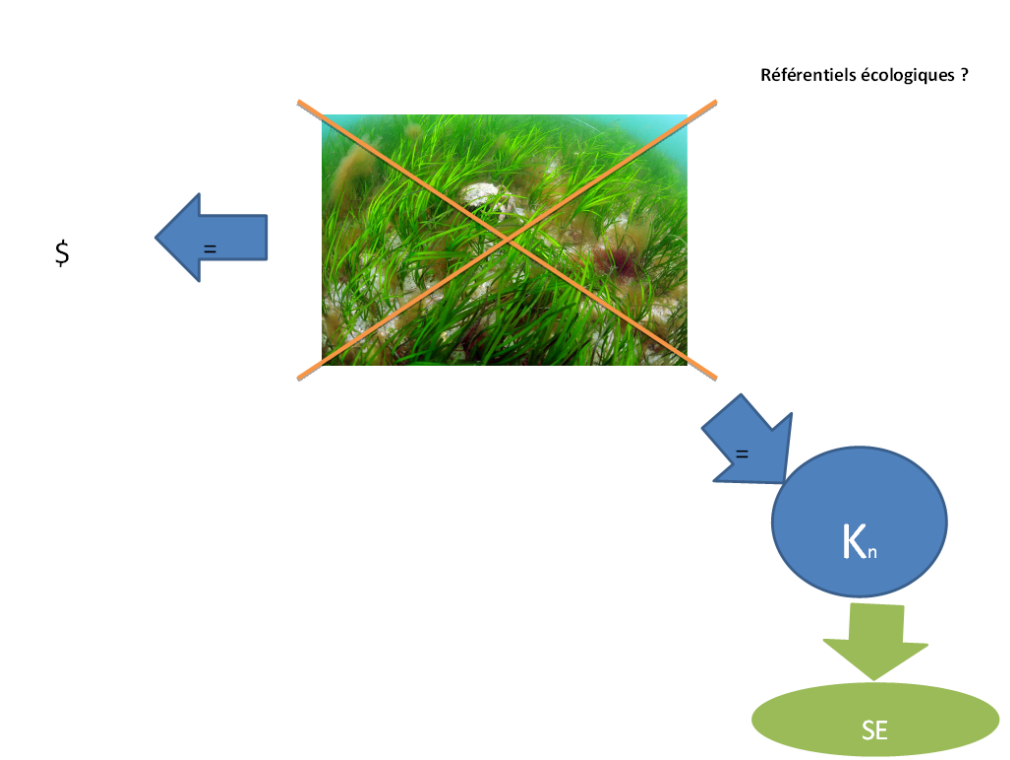
Agences de l'eau	Seine-Normandie	Loire Bretagne	Adour-Garonne	Rhin Meuse	Rhône-Méditerranée et Corse	Artois-Picardie
Nb d'ACB réalisées	55	150	4	277	192	29
% cas où B>0,8°C	10%	49%	66%	7%	44%	0%
Méthodes	Logiciel de transfert de bénéfices	Logiciel de transfert de bénéfices et enquêtes	Enquêtes	Logiciel de transfert de bénéfices	Logiciel de transfert de bénéfices	Logiciel de transfert de bénéfices
Source de dérogation	Affinage de l'analyse de capacité financière	Affinage de l'analyse / capacité financière	Causes techniques et naturelles mobilisées en priorité	Affinage de l'analyse / capacité financière	Affinage quand B/C compris entre 0,65 et 0,95	ACB en complément de critères techniques et écologiques

Feuillette et al., soumis

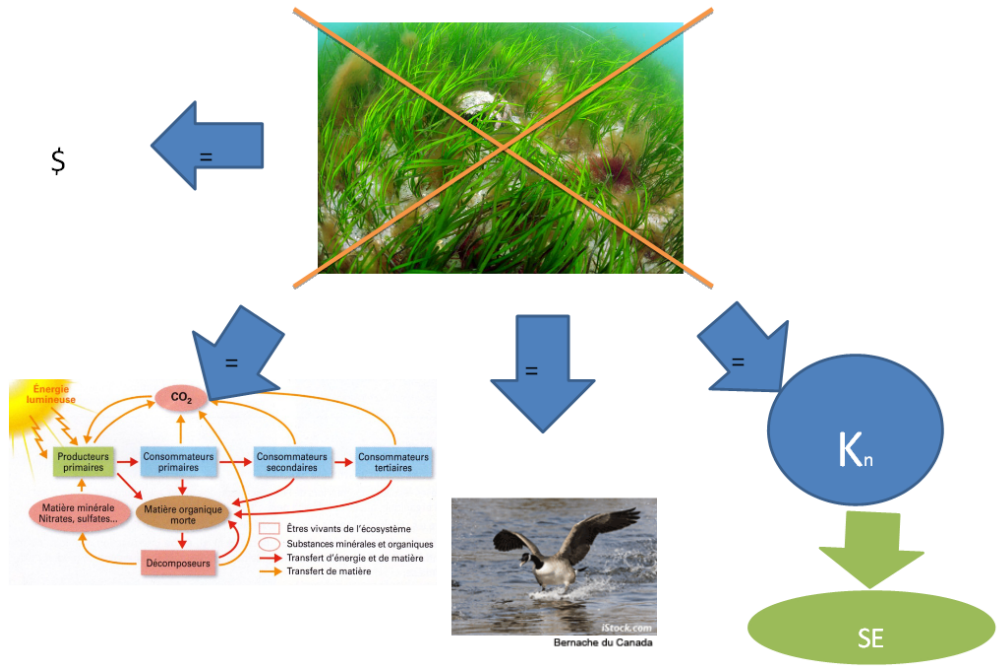
\$



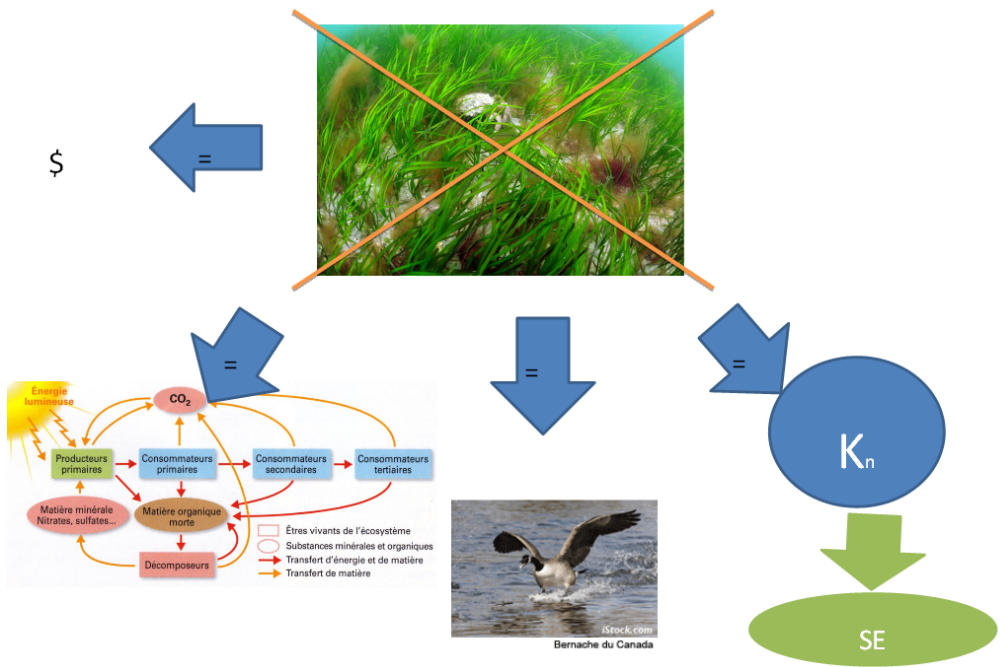
Référentiels écologiques ?



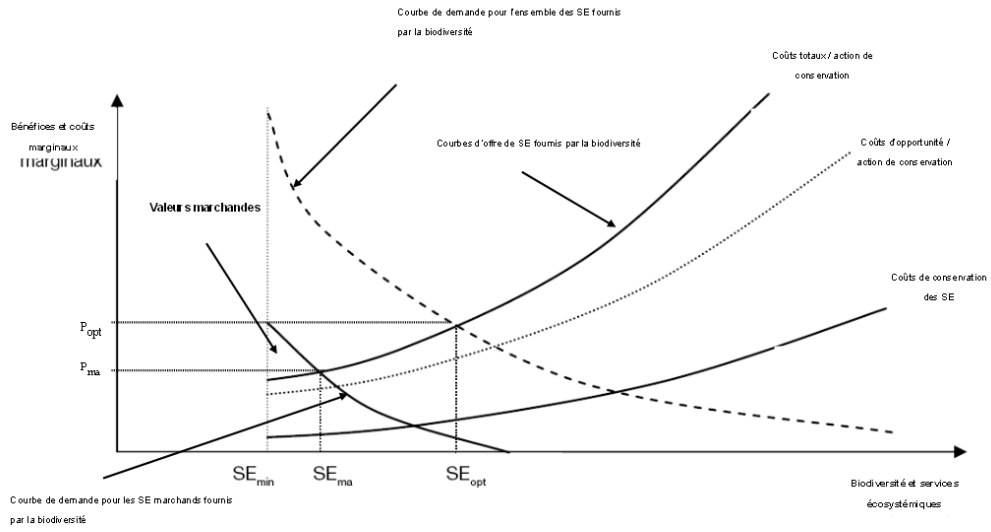
Référentiels écologiques ?



Référentiels écologiques ?

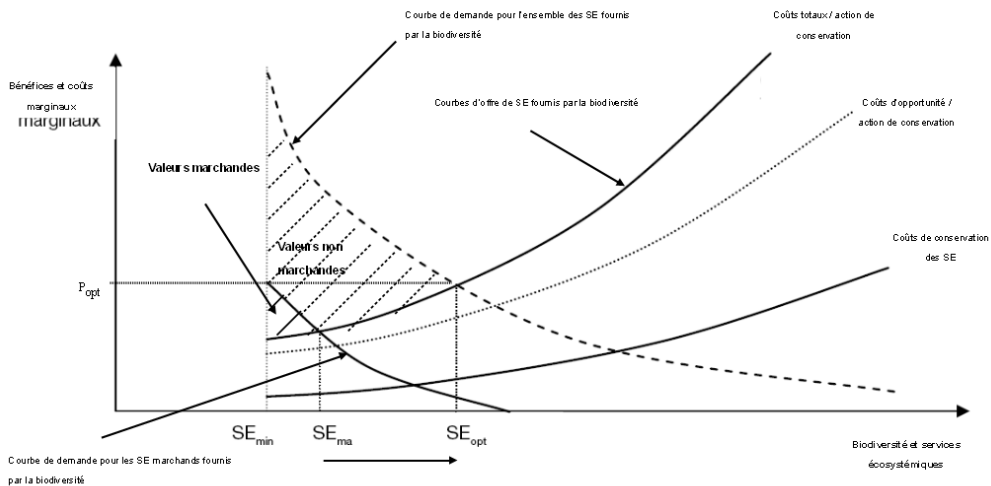


Conflits entre coûts associés à des normes et coûts associés à des valeurs



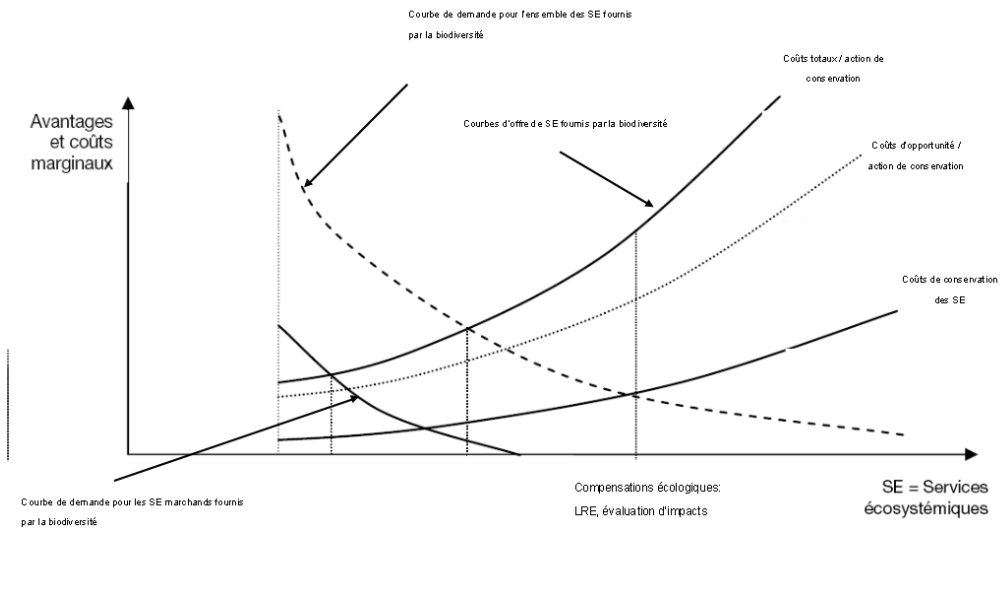
Source : adapté de Pearce, 2007.

Conflits entre coûts associés à des normes et coûts associés à des valeurs

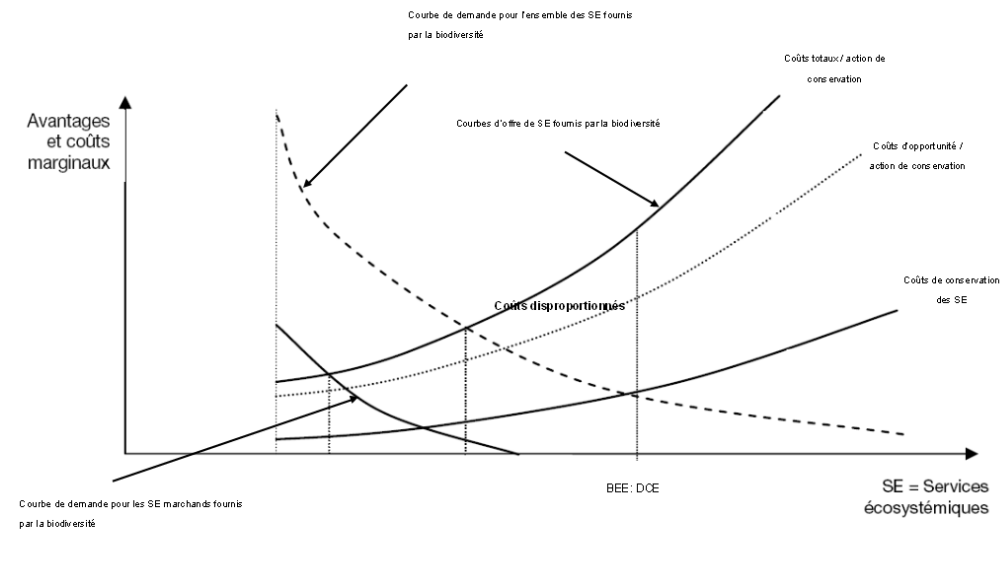


Source : adapté de Pearce, 2007.

Conflits entre coûts associés à des normes et coûts associés à des valeurs



Conflits entre coûts associés à des normes et coûts associés à des valeurs



Commissariat général au développement durable

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

Tour Séquoia

92055 La Défense cedex

Tél : 01.40.81.21.22

Retrouver cette publication sur le site :

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

Monétarisation des biens et services environnementaux en appui à la décision : les nouveautés méthodologiques

Actes du séminaire du 19 décembre 2013

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 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 19 décembre 2013 la quatrième édition du séminaire sur la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux.

Après trois premières éditions consacrées respectivement aux méthodes de valorisation économique des biens et services environnementaux, à la mise en œuvre de ces méthodes et à l'utilisation des valeurs qui en découlent, l'édition 2013 du séminaire a poursuivi ce partage d'expérience et d'information en illustrant comment les nouveautés méthodologiques viennent en appui de la décision, tant celle des acteurs privés que dans le cadre de politiques publiques. Les domaines considérés concernent aussi bien la mesure de la dette environnementale que l'économie circulaire ou l'impact de l'environnement sur la santé.

Le séminaire sur la monétarisation réunit chaque année aussi bien des experts et des praticiens des techniques de monétarisation que des utilisateurs des valeurs qui en sont issues. Il permet de rassembler et de faire dialoguer des représentants du monde académique, les personnels des administrations et les acteurs privés concernés par ces problématiques.

Monetary valuation of environmental goods, services and impacts in support of the decision: methodological novelties

Seminar proceedings of December 19th 2013

Within the Department of the Commissioner General for Sustainable Development, the Division for Economics, Assessment and Integration of Sustainable Development 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, 19th, 2013, this department held the fourth annual seminar on monetary valuation of environmental goods, services and impacts.

The three first editions were respectively devoted to economic valuation methods of environmental goods and services, their implementation and the use of monetary values resulting from these methods. The 2013 seminar addressed methodological innovations and the way they contribute to decision in private sector and in policy-making process, in domains such as environmental debt, circular economy or health impact of environment.

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, government agencies and private sector involved in these issues.



Dépôt légal : Octobre 2014
ISSN : 2102 - 4723