



GREThA

Groupe de Recherche en
Économie Théorique et Appliquée

**L'évaluation des services des écosystèmes liés
aux milieux aquatiques.**

Éléments de méthodologie.

Patrick POINT

*GREThA, CNRS, UMR 5113
Université de Bordeaux*

***Cahiers du GREThA
n° 2012-19
October***

GREThA UMR CNRS 5113

Université Montesquieu Bordeaux IV
Avenue Léon Duguit - 33608 PESSAC - FRANCE
Tel : +33 (0)5.56.84.25.75 - Fax : +33 (0)5.56.84.86.47 - www.gretha.fr

**L'évaluation des services des écosystèmes liés aux milieux aquatiques.
Éléments de méthodologie.**

Résumé

La prise de conscience de la forte contribution des services délivrés par les écosystèmes au bien-être de la population conduit à mettre l'accent sur l'évaluation de ces services en vue d'une meilleure prise en compte dans les processus de décision. Mais la relation entre les écosystèmes et les services délivrés n'est souvent ni directement apparente, ni évidente à mesurer. De nombreuses études ont été et sont encore consacrées à l'évaluation de ces services. Certaines études visent une mesure biophysique des bénéfices, d'autres tentent de révéler une valeur économique. Malheureusement, nous trouvons peu d'éléments prouvant que les services écosystémiques ont été appréhendés selon de clairs principes économiques et biophysiques. Ce papier est une contribution pour une meilleure identification des problèmes qui se font jour et des principes qu'il conviendrait d'adopter.

Mots-clés : Zones Humides, Evaluation, services écosystémiques

**Valuation of wetland ecosystems services.
Some methodological principles**

Abstract

We all have become aware of the essential contribution of ecosystems to the human welfare. This is a strong driver for taking into account ecosystem services within decision processes. But the connection between ecosystems and theirs services is frequently neither readily apparent nor easy to measure. A lot of studies have been, and are always, dedicated to an evaluation of those services. Some are aiming a biophysical measure of the benefits, others try to reveal an economic value. Unfortunately, we find little evidence of ecosystem services based on clear economic or biophysical principles. This paper is a try to contribute to a better identification of arising problems and principles that should be adopted.

Keywords: Wetlands, Valuation, ecosystem services

JEL: Q51 ; Q57 ; H41

Reference to this paper: POINT Patrick (2012) L'évaluation des services des écosystèmes liés aux milieux aquatiques. Éléments de méthodologie. Cahiers du GREThA, n°2012-19.
--

http://ideas.repec.org/p/grt/wpegrt/2012-19.html .

Introduction

La question de la valeur des services délivrés par les écosystèmes est aujourd'hui fortement mise en avant. Du Millenium Ecosystem Assessment (2005) aux travaux engagés sur l'Economie des écosystèmes et de la biodiversité (Sukhdev, 2008), (TEEB 2010) dans le cadre de l'U.E., en passant par les travaux français du Centre d'Analyse Stratégique rattaché au premier Ministre (Chevassus-au-Louis 2009) et ceux engagés par les entreprises elles-mêmes (Entreprises pour l'environnement, 2009) se confirme le besoin d'identifier précisément cette valeur, notamment dans la perspective d'une meilleure prise en compte dans les processus décisionnels pour la puissance publique et d'une adaptation des stratégies pour les entreprises.

C'est la contribution des écosystèmes au bien-être humain qui est au centre des réflexions. Le constat selon lequel on observe depuis une cinquantaine d'année une accélération dans le changement, l'altération ou la destruction des écosystèmes est largement partagé. Cette tendance a toutes les chances de se poursuivre ou de s'amplifier dans les cinquante prochaines années (cf MEA 2005). Les zones humides sont un des types d'écosystèmes les plus menacés. C'est elles qui serviront de point d'illustration et d'application par la suite.

Si le MEA a été la consécration du concept de service écologique, l'idée selon laquelle la « nature » nous rend des services remonte à beaucoup plus loin et dès le début du 18^{ième} siècle, la pensée économique se mobilise sur cette question. Pour les physiocrates, par exemple, la nature est seule source de richesse notamment à travers l'agriculture. L'industrie et le commerce sont considérés comme des activités stériles car elles se contentent de transformer les matières premières produites par l'agriculture.

Dans la période récente, cette vision utilitariste des bénéfices liés à la nature fait un retour remarqué avec le concept de service écosystémique qui émerge à la fin des années 1970 (Westman, 1977), (Ehrlich, Ehrlich, 1981). Cela renouvelle le discours sur la dépendance que l'homme entretient avec la nature (Daily, 1997). Depuis la publication du MEA (2003), on observe une croissance exponentielle des articles consacrés à cette question (Fisher et al. 2009). Les travaux conduits dans le cadre du Beijer Institute's Biodiversity Program au début des années 1990 ont orienté les réflexions vers l'approche économique de la valeur des services écosystémiques (Perrings et al., 1992).

L'enthousiasme de chercheurs venus des sciences de la nature pour la valorisation de ces services a produit des travaux très controversés tels que l'évaluation globale des services associés au capital naturel de la planète terre (Costanza et al. 1997). Aujourd'hui, la réflexion se déploie sur l'extension du marché en direction de ces services (Wunder, 2005), (Pagiola 2008), (Wunder et al. 2008).

Ainsi, après une première étape où les fonctions écologiques ont été identifiées comme des services, puis une deuxième étape où ces services ont été approchés en termes de valeur économique, on parvient à une troisième étape dans laquelle on considère que ces services écosystémiques résultent d'une offre qui rencontre une demande et qu'il peut ainsi être développé un marché dans ce domaine avec la mise en place de paiements pour les services écosystémiques. On a pu ainsi parler de marchandisation de la nature (Kosoy, Corbera, 2010), retrouvant ainsi des idées (et aussi des préventions) qui se faisaient jour en France au début des années 1970 (Saint Marc, 1971).

Une des vertus essentielle de l'approche en termes de services écosystémiques et d'ouvrir une voie de rapprochement entre les travaux des spécialistes des sciences biophysiques et des sciences humaines. Cet échange interdisciplinaire doit éclairer les interactions entre l'homme et son milieu,

mais doit aussi attirer l'attention sur les interdépendances entre les services eux-mêmes et entre les acteurs fournisseurs (intentionnels ou non) et les bénéficiaires (conscients ou non) des services. Cette approche doit par là même apporter des éclairages nouveaux sur les aspects institutionnels et de gouvernance.

Dopée par ses perspectives stimulantes, mais, sous la pression de l'urgence de décisions à prendre, et le besoin d'apporter des réponses simples, on peut observer une tendance à la mise en œuvre expéditive de recettes pas toujours appropriées et s'appuyant sur la diffusion de résultats parfois acquis avec beaucoup de flou théorique et empirique.

Ceci nous conduit à proposer dans ce papier des éléments de cadrage pour toute démarche faisant référence à la mesure de la valeur des services écosystémiques.

Avant d'entrer dans l'identification des points clefs, nous revenons sur la question de l'évaluation économique elle-même.

Ce n'est pas l'objet direct des réflexions que nous voulons mener et nous n'y consacrerons donc pas tous les approfondissements que mériterait cette question. Nous en rappellerons les limites, monterons que l'évaluation en unités physiques conduit à des impasses et illustrerons les avantages de la prise en compte d'une mesure économique.

La plupart des services délivrés par le patrimoine naturel sont hors marché. Cela signifie qu'il n'y a pas d'indicateur prix attaché à ces services. Le marché est ici en défaut et l'absence de révélation de la valeur de ces services conduit souvent les agents à se comporter comme si la valeur était nulle alors qu'en réalité elle est simplement non apparente. Ceci produit alors des distorsions dans l'utilisation des actifs qui génèrent ces services. Lorsqu'un actif multifonction livre simultanément des services marchands et des services non marchands, on observe une asymétrie qui favorise les usages marchands au détriment des usages non marchands. Cela est particulièrement pénalisant lorsque les services marchands et non marchands sont mutuellement exclusifs. Pour faire pièce à ces distorsions, les économistes préconisent de recourir à la simulation du marché là où il n'a pas pu spontanément se mettre en place¹.

Les méthodes utilisées et la référence au marché ne sont pas idéologiquement neutres. Les processus d'évaluation et leurs résultats sont des construits culturels. Il n'entre pas dans les perspectives de ce papier d'engager un débat sur le principe même de l'évaluation économique. Nous voudrions simplement rappeler que le principe de souveraineté du consommateur qui fonde cette approche a des limites. En effet, chaque individu n'est pas toujours le meilleur juge de ses propres intérêts et il peut être astreint à une certaine myopie quant à l'horizon de référence. Aussi il y a place pour une intervention tutélaire de la puissance publique qui est mieux informée sur certaines questions et qui représente aussi les générations futures qui ne peuvent envoyer des représentants sur les marchés d'aujourd'hui pour réserver ce dont ils auront besoin demain ainsi que le rappelait Scitowsky (1954). Le système de valeurs qui émerge de la simulation du marché, présente donc des limites qu'il faut savoir prendre en compte. Il ne faut cependant jeter le bébé avec l'eau du bain. L'économie n'est pas une machine à décider. Il y a pour cela des décideurs élus ou nommés. Il serait grandement dommageable de se priver de l'information que fournit la simulation du marché, sans pour autant se tenir complètement lié par elle.

Au-delà de la simulation, la question de la création effective de marchés ouvre la voie à d'autres réflexions. Cette création suppose l'identification et l'attribution de droits qui vont être

¹ Il faut bien distinguer ici ce qui relève de l'évaluation de ce qui peut devenir un mécanisme d'affectation. Dans la simulation, le marché reste virtuel. Les résultats obtenus seront des repères pour le gestionnaire.

mobilisables. Une telle démarche a d'incontestables avantages en matière de souplesse et d'efficacité dans l'allocation des ressources. Elle soulève cependant de délicats problèmes d'équité et de redistribution. Définir des droits mobilisables, c'est créer de la richesse pour certains, cela peut se traduire par une véritable spoliation pour d'autres... Comme dans toute approche coût/ bénéfice, il faut s'assurer que le projet dégage des bénéfices nets avec la mise en place d'un dispositif de compensation réel et non simplement virtuel.

La complexité de l'évaluation économique lorsqu'on est en présence de services non-marchands, les limites théoriques que nous avons succinctement évoquées et des considérations d'ordre affectif ont donné de l'allant à une démarche qui tend à privilégier des métriques non monétaires pour évaluer les actifs naturels et leurs services. Nous examinerons d'abord cette approche en confrontant ses possibilités et ses limites.

1. La tentation de l'évaluation purement physique

1.1. Evaluation et réparation d'un dommage environnemental

Dans de nombreux pays, notamment en Europe et en Amérique du Nord, des lois ont été votées avec l'objectif de compenser les atteintes au patrimoine naturel. Ces orientations juridiques imposent une quantification des dommages ce qui met en jeu des considérations écologiques et économiques. Le niveau de compensation peut être calculé sur une base monétaire. Il peut être aussi fixé directement en nature. Cette dernière démarche peut apparaître plus logique en première analyse. C'est d'ailleurs ce qui a séduit le législateur. La directive cadre 2004/35/EC sur la responsabilité environnementale au regard de la prévention et de la réparation des dommages, marque ainsi une préférence pour les approches en terme d'équivalence de ressource par rapport à l'évaluation monétaire.

L'équivalence stricte entre deux actifs peut être considérée comme acquise si les services délivrés par chacun des actifs sont les mêmes. Puisqu'ainsi, une équivalence peut être établie pour des ensembles de services, on peut penser qu'il est alors assez simple de considérer les services un à un et d'établir leur équivalence.

On voit donc se dessiner l'idée d'un numéraire qui ne serait plus monétaire mais resterait biophysique pour évaluer les actifs endommagés et pour apprécier les services écosystémiques qu'ils délivrent.

Cette façon de procéder a été très bien reçue chez les gestionnaires et responsables de milieux naturels. Mais il s'est avéré que des difficultés de mise en œuvre se faisaient jour. En théorie la détermination d'un actif ou simplement d'un service équivalent doit prendre en compte les dimensions chimiques, physiques, biologiques, mais aussi sociales et économiques qui y sont attachées. L'UE a suscité des travaux dans ce domaine en particulier un programme de recherche baptisé REMEDE (Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU). L'objectif majeur était de livrer une boîte à outil à l'usage des gestionnaires pour mettre en œuvre des méthodes d'équivalence appropriées (Lipton et al. 2008).

Il est fréquemment fait référence à la méthode d'équivalence dite HEA (Habitat Equivalency Analysis), (Bas et Gaubert 2010), (Lipton J.L., 2007). Elle est utilisée pour compenser des pertes de services mais aussi de ressources. Avec cette méthode, on se focalise sur l'habitat qui a été endommagé. Une variante, la méthode ressource-ressource (REA : Resource Equivalency Analysis) est utilisée lorsque l'on cherche à évaluer et à compenser des pertes de ressources (espèces animales principalement).

Cela soulève de délicats problèmes quant aux unités de mesure des pertes ou des gains de ressources et de services², mais aussi des problèmes plus fondamentaux de mesure des variations de bien-être.

Jusqu'où peut-on aller en faisant de la ressource environnementale un véhicule de paiement ?

Cette procédure a été précisée notamment par (Dunford et al. 2004) et (Zafonte, Hampton, 2007). Il apparaît que les approches en termes d'équivalence reposent sur trois hypothèses fondamentales : la substituabilité des ressources/services initiaux et restaurés, la valeur constante dans le temps des ressources et des services et l'homogénéité des préférences des individus. On retrouve ces limites dans des travaux relatifs à la question du numéraire. Brekke (1997), Johansson (1998) et Johansson & Kristrom [2010] démontrent le rôle déterminant joué par le choix du numéraire.

Nous explorons cette question en examinant les limites de la méthode HEA qui évacue les préférences individuelles et raisonne le plus souvent en termes de surface. Nous montrons qu'il est possible de prendre en compte ces préférences et que l'on peut dépasser la question des surfaces pour évoquer, toujours en unités physiques, les services rendus. Nous considérons également la compensation physique qui peut être calculée pour prendre en compte le décalage temporel dans la mise à disposition d'un service écosystémique au titre de la compensation. Finalement, nous revenons sur la contradiction entre une approche individuelle et une approche collective de la compensation.

1.2. Les limites de l'approche dérivée directement de la méthode HEA

Imaginons 2 zones humides : Zh_1 et Zh_2 . La Zh_1 a perdu une surface S_1 . On se propose de compenser cette perte par une surface S_2 qui correspond à une extension de la Zh_2 . Il faut prendre en compte t_1 la durée du dommage subi du fait de la disparition de S_1 et t_2 la durée de la restauration de la surface S_2 . On suppose que les valeurs unitaires sont connues. Ainsi, v_1 est la valeur unitaire de S_1 et v_2 celle de S_2 .

Le problème d'équivalence³ se pose alors de la façon suivante :

$$v_1 S_1 (1+r)^{-t_1} = v_2 S_2 (1+r)^{-t_2}$$

On trouve directement le, niveau de surface S_2 qui peut compenser la disparition de S_1 :

$$S_2 = \frac{v_1 (1+r)^{-t_1}}{v_2 (1+r)^{-t_2}} S_1$$

Dans la mise en œuvre de la méthode HEA, les praticiens posent a priori que les surfaces compensatoires sont de même type et qualité que les surfaces à compenser. Elles font donc l'hypothèse que $v_1 = v_2$. La compensation ne dépend plus alors que des durées relatives de l'impact et de sa compensation et du taux d'actualisation.

La compensation en nature élimine ici un éventuel différentiel entre v_1 et v_2 . On sait bien que cette valeur ne dépend pas seulement de pures considérations biologiques, mais aussi des

² Il est courant d'avoir recours à des mesures du type équivalent chevreuil à l'ha ou l'on va convertir les dégâts provoqués par exemple par les lapins et fraction de dégâts que produirait un chevreuil.

³ Dans la méthode HEA on introduit souvent un coefficient k qui traduit la sévérité de l'impact lorsqu'il n'y a pas destruction des surfaces de Zh , mais simplement altération.

préférences des individus, qui prennent en compte non seulement la richesse biologique, mais aussi par exemple la distance à parcourir pour atteindre le site. Notons que les valeurs unitaires peuvent évoluer au cours du temps. Ajoutons enfin que les individus peuvent avoir des préférences qui diffèrent. Il y a donc au moins trois facteurs qui par leur action peuvent prendre l'approche HEA en défaut.

Sur le premier point, il est clair que la substituabilité d'une ressource par une autre dépend des préférences des individus. L'hypothèse de la constance des valeurs est assez hasardeuse. Il se trouve que s'agissant des zones humides, leur raréfaction croissante contribue à accroître la valeur marginale. En sens inverse, les progrès en ingénierie écologique par l'abaissement des coûts de restauration peuvent peser sur ces valeurs. Sur le dernier point, on ne peut que constater l'hétérogénéité des préférences en matière de compensation adéquate du préjudice.

Au-delà de l'évacuation de considérations économiques et sociales dans la compensation en nature, il faut mentionner le fait que l'on néglige l'hétérogénéité dans les services livrés par les surfaces à compenser et les surfaces de compensation...

1.3. La compensation en nature avec prise en compte des préférences

La simple prise en compte des préférences modifie clairement le résultat. Considérons le cas où les durées d'impact et de restauration sont identiques. La HEA se traduit alors par un taux de substitution de 1 pour 1. On crée un ha de surface dans la Zh2 pour compenser la perte de surface d'un ha dans la Zh1.

Je peux considérer que ZH_1 et ZH_2 , entrent par le biais de leur surface dans la fonction d'utilité d'un individu représentatif de la population. On a ainsi :

$$V = V(S_1, S_2, y)$$

y étant le revenu.

A partir de l'écriture de la différentielle :

$$dV = \frac{dV}{dS_1} dS_1 + \frac{dV}{dS_2} dS_2 + \frac{dV}{dy} dy$$

et en considérant que la compensation suppose $dV=0$, pour un changement marginal de surface, on a :

$$\frac{dS_1}{dS_2} = - \frac{\frac{\partial V}{\partial S_2}}{\frac{\partial V}{\partial S_1}} = p_{S_2, S_1}$$

p_{S_2, S_1} est le prix en nature d'un petit changement de la surface de ZH_2 exprimé en surface de ZH_1 . Ce prix de substitution est négatif indiquant que la réduction d'une unité de surface de ZH_1 doit être compensée par l'augmentation de p_{S_2, S_1} unités de surface de ZH_2 . Cette compensation dépend du ratio des utilités⁴.

⁴ Le prix de compensation peut être supérieur, égal ou inférieur à 1 selon le ratio des utilités.

Supposons que la fonction d'utilité soit séparable du revenu et multiplicative : $V=S_1*S_2$. Dans ce cas par exemple, le taux de substitution dépend de la taille initiale de Zh1 et Zh2. En effet supposons que $S_1=5$ et $S_2=10$, on aura un taux de substitution $dS_1/dS_2=-2$. Il faudra 0,5 ha de Zh2 pour compenser la perte de 1ha de Zh1.

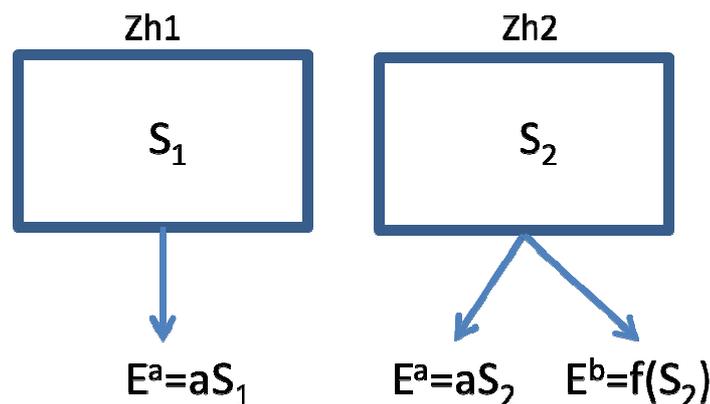
On voit donc que l'ignorance des préférences individuelles peut fausser largement la compensation requise, Lupi et al. (2002).

1.4. La prise en compte de la diversité des services délivrés.

Là encore la réflexion sur la pertinence du prix en nature demandé (valeur relative de différents types de ZH) suppose une identification précise des services délivrés et des bénéfices associés.

Comment relier les surfaces, les services rendus et l'utilité dégagée ? Nous poursuivons en conservant le cadre stylisé précédant, mais en l'enrichissant.

Considérons deux zones humides : ZH_1 et ZH_2 et deux types de services écosystémiques : E^a et E^b indépendants l'un de l'autre. La zone ZH_1 ne délivre qu'un type de service simple directement lié à la surface par exemple étalement de crue. La deuxième peut rendre ce même type de service, mais aussi un service plus complexe par exemple maintien de la biodiversité....



La ZH_1 de surface S_1 délivre le service z_1 tel que $E_1^a = aS_1$. La ZH_2 de surface S_2 délivre le service E^a tel que $E^a = aS_2$ et le service E^b tel que $E^b = f(S_2)$. L'espace ZH_2 est plus complexe que l'espace ZH_1 .

Le montant total des services délivrés par les deux types de ZH est :

$$E^a = a(S_1 + S_2) \quad \text{et} \quad E^b = f(S_2)$$

Le service E^a est relié linéairement aux surfaces. Il en va différemment du service. E^b On suppose que $f(S_2)$ est une fonction continue et concave. Elle est une transformation non linéaire des surfaces en service rendu.

On crée un lien entre ces services et le bien-être humain par le recours à une fonction d'utilité : $U=U(E^a, E^b, y)$. Le niveau de bien-être dépend des deux services et de y un indicateur du revenu.

Le passage des services aux surfaces prend en considération les liens posés en la matière et la fonction d'utilité peut aussi s'écrire :

$$U=U(a(S_1+S_2), f(S_2), y)= V(E^a, E^b, y).V(S_1, S_2, y)$$

La fonction V est définie par rapport aux surfaces et non par rapport aux services. Une politique de stricte compensation (pas de perte) doit laisser le niveau d'utilité inchangé. Toute réduction de ZH_2 doit être compensée par une augmentation de ZH_1 et inversement.

Le taux de substitution en termes de surface peut être exprimé à partir de la différentielle totale de la fonction V .

On obtient le ratio d'échange d'une petite variation de S_2 compensée par un accroissement de S_1 :

$$R_{S_2S_1} = \frac{dS_1}{dS_2} = -\frac{\frac{\partial V}{\partial S_2}}{\frac{\partial V}{\partial S_1}}$$

Tournons-nous maintenant vers l'utilité exprimée en termes de services : $U=U(S_1+S_2, k(S_2), y)$. La différenciation totale de la fonction par rapport à U, z_1, z_2 en posant $dU=0$ conduit à :

$$\frac{\partial U}{\partial E^a} \frac{\partial E^a}{\partial S_1} dS_1 + \frac{\partial U}{\partial E^a} \frac{\partial E^a}{\partial S_2} dS_2 + \frac{\partial U}{\partial E^b} \frac{\partial E^b}{\partial S_2} dS_2 = 0$$

D'où :

$$\frac{dS_1}{dS_2} = -1 - \frac{1}{a} \frac{\frac{\partial U}{\partial E^b}}{\frac{\partial U}{\partial E^a}} \frac{df}{dS_2}$$

Ce que l'on peut écrire :

$$R_{E^b E^a} = \frac{-a(R_{S_2S_1} + 1)}{\frac{df}{dS_2}}$$

Cette formule établit un lien entre le prix de compensation du service E^b par E^a et le ratio de compensation de la surface S_2 par la surface S_1 . La compensation du service E^b qui est moins disponible que le service E^a exige pour être équilibrée une plus grande surface de ZH_1 . ($R_{S_2S_1} > -1$). De la même façon, on peut observer que le remplacement d'une unité de surface fournissant plus de services doit être compensé par une plus grande surface de la zone moins complexe.

On constate que l'introduction d'une différenciation dans les services rendus par zone, rend l'approche plus complexe. Il faut maintenant non seulement connaître les préférences pour les services délivrés, mais avoir également une information sur la relation fonctionnelle $E^b = f(S_2)$.

Utilité par rapport aux surfaces

Fonction d'utilité multiplicative : $U=z_1z_2$ $S_1=10$ $S_2=5$ $a=1$

$$z_1=S_1 + S_2 \quad z_2=S_2^{0,5}$$

$$V=[(S_1 + S_2) \cdot S_2^{0,5}]=S_1 S_2^{0,5} + S_2^{1,5}$$

$$\frac{\partial V}{\partial S_1} = S_2^{0,5}$$

$$\frac{\partial V}{\partial S_2} = 0,5S_1 S_2^{-0,5} + 1,5S_2^{0,5}$$

$$P_{S_2, S_1} = - \frac{\frac{\partial V}{\partial S_2}}{\frac{\partial V}{\partial S_1}} = - \frac{0,5S_1 S_2^{-0,5} + 1,5S_2^{0,5}}{S_2^{0,5}} = - \frac{0,5(10)5^{-0,5} + (1,5[10]5)^{0,5}}{5^{0,5}} = -2,5$$

Utilité par rapport aux services

Fonction d'utilité multiplicative : $U=z_1z_2$ $S_1=10$ $S_2=5$

$$z_1=S_1 + S_2 \quad z_2=S_2^{0,5}$$

$$U=(S_1 + S_2) \cdot S_2^{0,5} = S_1 S_2^{0,5} + S_2^{1,5}$$

$$\frac{\partial U}{\partial z_1} = z_2 = S_2^{0,5} = 2,2361$$

$$\frac{\partial U}{\partial z_2} = z_1 = S_1 + S_2 = 15$$

$$k' = 0,5S_2^{-0,5} = 0,5(5)^{-0,5} = 0,2236$$

$$\frac{dS_1}{dS_2} = -1 - \frac{\frac{\partial U}{\partial z_2}}{\frac{\partial U}{\partial z_1}} k' = -1 - (15/2,2361) \cdot 0,2236 = -1 - 1,5 = -2,5$$

1.5. La compensation bio-physique des pertes intermédiaires.

On reste dans un cadre de compensation en nature, mais on prend en compte la dimension temporelle⁵. En effet, la zone humide impactée perd ses fonctions et celle destinée à la compensation n'est pas encore fonctionnelle, ou pas totalement. Ce laps de temps peut être élevé,

⁵ La loi sur la responsabilité environnementale (LRE 2008) met l'accent sur la nécessité de prendre en compte le dommage lié au retard dans la mise en place de la compensation.

10 ans en moyenne, voire 50 ans pour certaines zones humides boisées et côtières (Balcombe et al., 2005).

L'idée est ici de prendre en compte les pertes intermédiaires liées à l'état de dégradation d'une ressource, d'un écosystème avant sa restauration (Unsworth, Bishop 1994).

On suppose que la date de restauration t_r correspond à une remise en état jugé satisfaisant. Soit t_d la date de perte de fonctionnalité et t_j la date à laquelle on procède à l'évaluation.



Soit D la mesure du dommage en valeur actualisée à la date t_j pour une perte de S_t hectare de zones humides entre t_d et t_r .

Soit P la valeur des services rendus par un hectare de marais.

On a :

$$D = P \sum_{t=t_d}^{t_r} S_t (1+i)^{(t_j-t)}$$

L'idée est de calculer le nombre d'ha de marais qui peuvent compenser ce dommage. La valeur capitalisée de Z ha pour une disponibilité pour un horizon infini s'écrit : PX/i .

Cependant ces ha compensatoires ne seront pas eux-mêmes opérationnels instantanément. S'il faut k années, il convient d'actualiser le bénéfice attendu. On aura ainsi :

$$D = P * S = \frac{P * Z}{i} (1+i)^{-k}$$

Cette équation peut être résolue pour Z .

$$Z = \frac{iS}{(1+i)^{-k}}$$

Exemple :

En 1995 10 ha de marais ont été détruits. A la date de 2011, on ne bénéficie donc plus de ces services depuis 17 ans. On veut recréer une nouvelle surface de zone humide pour compenser cette perte. Quelle superficie doit-on recréer, sachant que la date de retour à une fonctionnalité complète est 2025 soit dans 14 ans :

$$D = P * \sum_{t=1995}^{2011} 10ha * (1+0,04)^{2011-t} = P * 342,6$$

$$Z = \frac{0,04 * 342,6}{(1+0,04)^{-14}} = 23,7ha$$

Il faut donc ajouter 23,7ha supplémentaires dans le nouveau site pour compenser la perte initiale de 10ha. C'est le coût de la perte intermédiaire. La surface totale à remplacer est donc 10ha + 23,7 ha = 33,7ha.

1.6. La compensation physique et l'impossible compensation individuelle en utilité

Le raisonnement a été conduit jusqu'ici en considérant l'utilité d'un seul individu. Si nous considérons maintenant plusieurs individus et le fait que toute compensation en nature s'impose à tous, il apparaît que la compensation en nature est incompatible avec la compensation des variations de bien-être individuel.

Un modèle simple confrontant la mesure de la variation du bien-être en unités biophysiques et en unités monétaires, permet d'illustrer ceci.

On suppose une économie ne comportant que 2 types de flux de services livrés par le patrimoine naturel : E_1 et E_2 . Le premier flux est altéré. Avec l'approche biophysique, on propose de compenser en augmentant E_2 .

Un individu sera indifférent à l'impact si :

$$u_i(E_1, E_2, y_i) = u_i(E_1 - \Delta E_1, E_2 + \Delta_c^i E_2, y_i)$$

$\Delta_c^i E_2$ est le supplément de fourniture de E_2 qui laisse l'individu indifférent.

Avec un modèle simple d'utilité aléatoire et une formulation linéaire, on peut écrire :

$$\beta_1^i(E_1 - \Delta E_1) + \beta_2^i(E_2 + \Delta_c^i E_2) + \beta_3^i y_i + \varepsilon_1^i$$

Le montant de restauration requis pour rendre l'individu i indifférent est :

$$\Delta_c^i E_2 = \frac{\beta_1^i}{\beta_2^i} \Delta E_1$$

Les individus ayant des préférences différentes, il est impossible de fournir un montant de compensation qui les laisse tous indifférents

Avec une compensation monétaire, un individu sera indifférent à l'impact si :

$$u_i(E_1, E_2, y_i) = u_i(E_1 - \Delta E_1, E_2 + \Delta_c E_2, y_i - CV_i)$$

Dans le cas d'une restauration CV_i sera positive pour les gagnants et négative pour les perdants. CV_i peut être considéré comme le CAP pour obtenir plus de ΔE_2 pour les gagnants et le CAR pour les perdants qui souhaitent disposer de plus de ΔE_2 pour que la restauration les laisse indifférents. On obtient ainsi directement la disponibilité monétaire qui compense le préjudice subi du fait de l'altération de E_1 . Chaque individu se retrouve sur son niveau d'utilité initial.

La compensation en nature suppose que les individus ont les mêmes préférences pour l'actif naturel ou le service écosystémique objet de l'évaluation.

Le recours à l'évaluation biophysique rencontre un assez large succès parce qu'elle débouche directement sur la mise en œuvre de mesures compensatoires en nature. Ces dernières apparaissent souvent comme le moyen de dépasser des situations de blocage. On voudrait étendre une zone industrielle dans un secteur de marais. La doctrine du « no net loss » semble l'interdire. Il suffit de proposer la création d'une zone humide jugée équivalente là où cela ne gêne pas et le problème

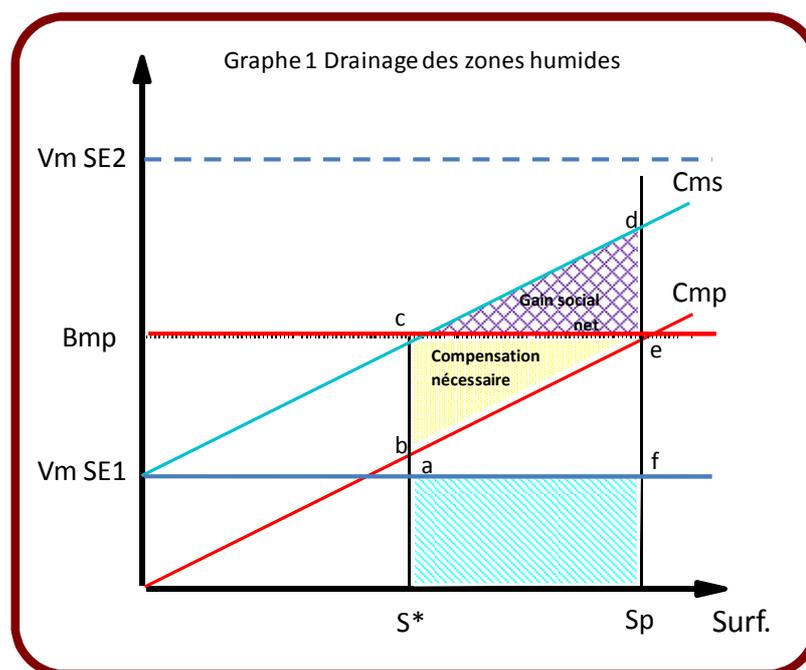
trouve sa solution. Ceci rejoint tous les travaux sur le « mitigation banking » (Hallwood, 2007), (Fernandez et al., 1998), (Fernandez, 1999), que nous n'évoquerons pas ici.

Les méthodes de type HEA plaisent par leur apparente efficacité opérationnelle. Il serait dangereux de généraliser leur utilisation sans réflexion plus soutenue sur les limites de leur usage. Au-delà des limites évoquées, il reste une limite qui est d'ailleurs partagée avec les méthodes d'évaluation monétaire, c'est l'identification précise de ce que l'on évalue.

2. Evaluation économique et prise en compte des bénéfices associés aux services écosystémiques.

Pourquoi est-il important d'identifier les services rendus par le patrimoine naturel, ici les zones humides et d'en déterminer la valeur. Si les activités marchandes permettent de spécifier les attributs caractérisant un bien ou un service et d'en donner le prix, il n'en va pas de même pour nombre de services délivrés par la nature. Ces services sont reconnus comme tels, mais apparaissent avec des contours assez flous. Par ailleurs, ils ne bénéficient pas de la fixation d'un prix de référence. Ces services sont dits non marchands. Nous reviendrons par la suite sur ces deux formes de handicap.

Nous allons supposer ici que l'on sait correctement définir les services délivrés par une zone humide et que l'on en connaît la valeur en € par unité de surface.



Imaginons que dans une zone de marais, un agriculteur s'interroge sur les gains et les coûts du drainage en vue d'étendre son activité. Il va confronter le coût de drainage d'une unité de surface supplémentaire avec le gain qu'elle peut lui procurer. Nous poserons classiquement que le coût marginal privé de drainage C_{mp} est croissant (on commence à drainer ce qui est le plus facile à traiter) et que le gain net privé par unité de surface B_{mp} est constant⁶.

⁶ On pourrait bien sûr supposer ce gain net décroissant. Nous le posons constant pour la clarté de la présentation graphique.

En suivant une pure logique privée, l'agriculteur choisira la surface pour laquelle le coût marginal privé est juste égal au bénéfice marginal privé ; soit S_p sur le graphique. Notons que l'existence de subventions en augmentant la valeur de B_{mp} , concoure à accroître les surfaces à drainer. Nous nous référerons par la suite à une valeur de B_{mp} hors subventions. D'un point de vue du bien-être collectif, il faut s'intéresser à la valeur des services écosystémiques non marchands délivrés par la zone humide. Par souci de simplicité, on posera que la valeur du service rendu par une unité supplémentaire de surface est constante. On considère que le drainage d'une unité de surface détruit la fourniture de services écosystémiques. Le coût à considérer est maintenant un coût social somme du coût marginal du drainage et du coût du dommage lié à la destruction des services écosystémiques rendus. La détermination de la surface à drainer résulte alors de la confrontation du bénéfice marginal privé (hors subventions) et du coût marginal social.

Si la valeur des services écosystémiques $V_m SE$ est supérieure au bénéfice marginal privé B_{mp} , (ex $V_m SE_2$) il faut tout simplement renoncer au drainage.

Si la valeur des services écosystémiques $V_m SE$ est inférieure au bénéfice marginal privé B_{mp} , (ex $V_m SE_1$), alors un certain niveau de drainage est possible. Mais on constate qu'il sera inférieur à celui qui résulterait de la seule rationalité privée. Sur le graphique les surfaces seront de S^* contre S_p .

L'histoire ne s'arrête pas là. Le gain social lié à la prise en compte de la valeur écosystémique est représenté sur le graphique par l'aire équivalente à la différence de surface $(S_p - S^*) * V_m SE_1$. C'est la valeur des services environnementaux préservés. Géométriquement, cette surface est exactement égale à la surface (b,c,d,e). Or cette dernière surface peut être décomposée en deux triangles. Le triangle inférieur correspond à la variation de surplus imposée à l'agriculteur du fait du renoncement à une extension de la surface drainée au-delà de S^* , jusqu'à S_p . On constate donc que le gain social permet de compenser en totalité les droits éventuels de l'agriculteur au drainage. Il reste le triangle supérieur qui a alors une dimension de gain net pour la société.

Cette approche stylisée a le mérite de mettre en évidence l'utilité de la prise en compte des services écosystémiques et de leur valeur monétaire. Pour progresser dans cette voie, il convient de réfléchir à la nature exacte des services délivrés et à leur valeur. Et d'abord, ce pose la question de la nature de l'offre de ces services.

3. La nature des services écosystémiques. Sont-ils offerts par la nature ou produits par l'homme?

Il y a sans doute un gradient qui se déploie d'écosystèmes intacts, au sens de pas modifiés par l'action de l'homme, à des écosystèmes maîtrisés par l'homme tels que les agrosystèmes. Les services offerts ont une dimension de bien collectif qui doit être élargie.

3.1. Une offre marquée par l'intervention humaine

Dans la littérature sur les services écologiques, les auteurs ont tendance à se situer à un bout ou à l'autre du spectre. Pour certains, l'accent est mis sur la qualité des écosystèmes et sur les bénéfices apportés à l'homme (Daily et al., 2002), (MEA, 2005). La problématique est celle du risque de dégradation des écosystèmes et des moyens d'y pallier. Pour d'autres, (Wunder 2005), (FAO, 2007), (Aznar et al., 2007), c'est la contribution par l'homme à la production des services qui est mise en avant. La FAO (2007) consacre cette distinction en désignant par services écosystémiques ceux qui sont livrés par des actifs naturels sans influence humaine et par services environnementaux, ceux qui résultent d'une activité humaine.

Aujourd'hui, il est difficile de trouver des écosystèmes complètement hors de toute influence de l'homme. Les débats interminables autour des masses d'eau jugées intactes dans le cadre de la DCE montrent bien le caractère relatif de la notion d'état de référence (Moss, 2008). Ainsi évoquer des services écosystémiques qui seraient délivrés par des écosystèmes naturels est déjà une gageure. A supposer que de tels écosystèmes existent, ils peuvent demeurer intacts, parce que l'on renonce à en faire un autre usage. Il y a donc une forme de renoncement et donc un coût d'opportunité attaché. Rappelons que le coût d'opportunité est représenté par l'usage alternatif qui dégagerait le bien-être le plus élevé. Cette question a trouvé des illustrations récentes et largement médiatisées avec le deal proposé par l'Equateur qui s'est engagé à ne pas exploiter des réserves de pétrole situées sous un parc national protégé si le coût d'opportunité était au moins en partie compensé. Ainsi, l'Equateur et le PNUD ont mis en place un fonds en fidéicommiss pour que les contributions des Gouvernements et d'autres entités puissent être utilisées de manière transparente pour le développement social, les énergies renouvelables, la reforestation et la conservation, ainsi que pour la recherche, la science, les technologies et l'innovation.

L'emprise de l'homme sur les écosystèmes est telle en ce début de 21^{ème} siècle que l'on peut conclure que c'est aujourd'hui l'homme qui délivre les services écosystémiques en modulant la pression qu'il exerce sur le milieu. Il y a donc production intentionnelle du service. Cette offre rencontre une demande qui n'est pas qu'une demande d'usage, mais qui peut prendre la forme d'une demande de simple présence ou même d'existence des écosystèmes.

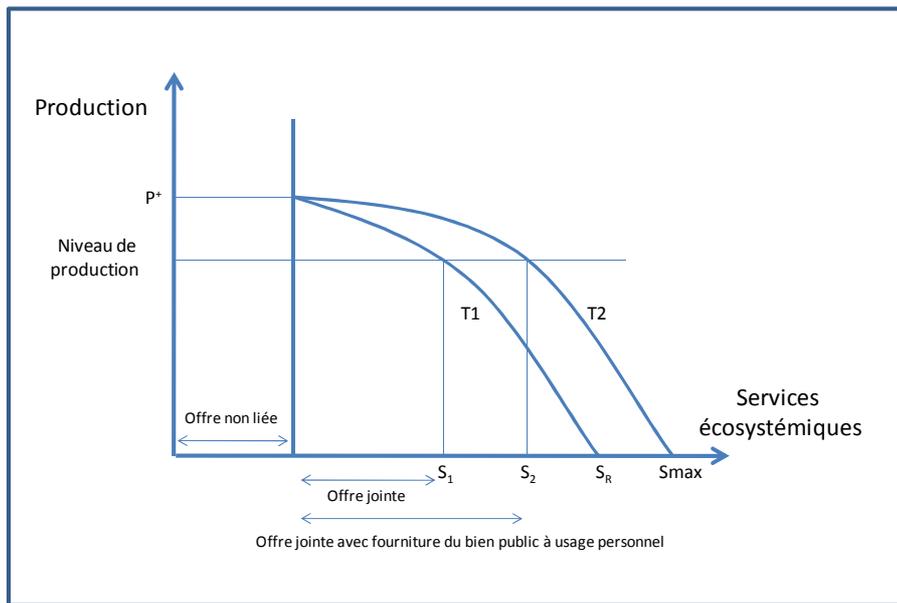
Dans le gradient allant d'écosystèmes intacts, à des écosystèmes totalement artificialisés, il est intéressant de considérer les situations intermédiaires. En matière de zones humides par exemple, l'attention s'est d'abord portée sur les zones humides naturelles, mais la réduction drastique de ces milieux conduit à prendre en considération les zones humides qui dans la classification de Ramsar sont identifiées comme des zones humides artificielles. Les marais estuariens aménagés et les rizières entrent dans cette catégorie. Ces milieux, bien que sous une influence humaine plus marquée, notamment à travers des usages agricoles, délivrent des services écosystémiques qui ne peuvent être ignorés. Ceci s'applique notamment aux marais exploités et aux rizières. La 10^{ème} session de la conférence des parties à la convention Ramsar à Chawon en Corée (2008) dans sa résolution X.31 propose d'ailleurs d'améliorer la diversité biologique dans les rizières considérées comme des systèmes de zones humides.

S'agissant de zones humides artificielles, les usages compatibles avec la production de services écosystémiques sont en fort lien avec les activités qui ont donné naissance à ces espaces. Ce sont des activités à dominante agricole.

Il y a alors une compatibilité plus ou moins étendue entre production marchande et services environnementaux. Elle est liée aux aménagements réalisés, aux activités pratiquées et aux conditions et processus donnant naissance aux services écosystémiques. Les aménagements qui conditionnent l'usage peuvent conduire à une forme de séparabilité et à une production de services environnementaux indépendante du niveau de l'activité agricole.

Une deuxième situation correspond à une production jointe. Cette production jointe peut être fatale au sens où elle n'est pas recherchée (courbe T1). L'exploitant pourrait ne pas exploiter et laisser le potentiel de services écosystémiques jouer à plein. Il pourrait aussi opter pour un niveau de production éliminant toute production de service environnemental. En réalité, il ajustera son niveau de production marchande en fonction des conditions économiques du marché et il en résultera un niveau de service écosystémique qui aura donc un caractère résiduel.

Graphe n° 2 L'offre de services écosystémiques



Une troisième situation intègre la possibilité dans une production jointe, de fourniture d'un bien collectif pour l'usage personnel du producteur (courbe T2). On sait que les ménages exploitants agricoles ont des comportements de consommateurs qui sont susceptibles d'influencer leurs comportements de producteurs. Du fait des caractéristiques de bien public des services environnementaux, les ménages exploitants peuvent tirer bénéfice de leur offre sans réduire l'utilité pour les autres. L'observation de ces comportements conduit par exemple à considérer que s'il doit y avoir compensation pour la fourniture d'un supplément de services environnementaux, il faut déduire de la disponibilité à recevoir brute, le consentement à payer pour ce service (Dupraz *et al.* 2003). La non séparabilité entre les décisions de consommation et de production des ménages agriculteurs peut s'étudier dans le cadre de modélisations spécifiques (Singh *et al.* 1986).

Le graphe n° 2 décrit les 3 situations évoquées ci-dessus. Les courbes issues de P^+ correspondent à des courbes de transformation donnant les combinaisons possibles entre le niveau de production et les services environnementaux.

Enfin si l'on admet que l'utilité des ménages exploitants dépend de biens ordinaires, de biens pour lesquels il y a production jointe de services écosystémiques et de la qualité environnementale, on peut montrer, en s'appuyant notamment sur les travaux de Cornes et Sandler (1984) et de Vicary (1997) que l'offre de bien public environnemental dépend à la fois de la demande directe, mais aussi de la demande indirecte à travers les produits issus de la production jointe. Ceci peut contribuer à réduire le problème classique de sous approvisionnement en bien public dans une économie décentralisée.

3.2. La nature de l'offre globale de service collectif

Les zones humides de type marais estuarien entrent dans la catégorie des zones humides artificielles selon la définition de la convention de Ramsar. La combinaison d'un fonctionnement écosystémique associé à des infrastructures et un mode de gestion anthropique livre une gamme de services ayant une dimension collective. Le caractère collectif résulte de la non excludabilité de ces services.

Ces services collectifs résultent de la contribution intentionnelle ou non intentionnelle (production jointe) de l'ensemble des propriétaires. Ce sont des services assez homogènes du fait du type de gestion collective conduit par les exploitants. On peut ainsi évoquer le maintien d'une diversité biologique spécifique aux zones humides estuariennes. La quantité du service collectif est la somme des contributions des différents exploitants. Chaque effort individuel contribue à la quantité ou qualité du service collectif. C'est par exemple le cas de la séquestration du carbone.

Cette situation de services collectifs additifs peut être modulée en fonction du service et de la technologie de l'offre.

Nous illustrons ce point en nous référant au concept de corridor biologique. Un corridor biologique est l'ensemble des habitats nécessaires à la réalisation des cycles vitaux (reproduction, croissance, refuge...) d'une espèce ou d'un groupe d'espèces qui sont reliés fonctionnellement entre eux. Ces milieux permettent la migration d'individus et la circulation de gènes (animaux, végétaux ou fongiques) d'une sous-population à l'autre (Chetkiewicz et al. 2006). Un corridor ne sera efficace que s'il n'est pas interrompu. Nous trouvons ici une application du concept de maillon faible développé par Hirschleifer (1983). Dans ce contexte, le maillon faible est constitué par l'ensemble des parcelles qui sur une voie de passage vont constituer des obstacles au déplacement ou accueillir des activités source de dérangement des espèces.

Il existe ainsi des services collectifs « seuil » (step service). Ces services n'existent que si un montant minimum d'offre est mis en place. Il est possible qu'au-delà de ce seuil, toute contribution supplémentaire n'améliore ni la qualité, ni la quantité du bien collectif. Dans ce cas, les contributions ne sont ni substitués ni additionnables

La fourniture optimale du service à seuil dépend de la responsabilité de chaque partie pour sa fourniture. Souvent cela dépend simplement d'une partie. Si cette partie est le fournisseur le plus efficace le Service collectif est décrit comme calibré par la meilleure offre (best shot). Si cette partie est le fournisseur le moins effectif elle est calibrée par le maillon faible (weakest link).

On peut identifier les 3 types d'offre de la façon suivante. Soit Q la production totale du service collectif et q_i la contribution du propriétaire i . Les fonctions de composition du service collectif s'écrivent de la façon suivante :

$$\text{Additionnalité } Q = \sum_{i=1}^N q_i$$

$$\text{Maillon faible } Q = \text{Min}(q_1, q_2, \dots, q_N)$$

$$\text{Meilleure offre } Q = \text{Max}(q_1, q_2, \dots, q_N)$$

On peut généraliser ceci en considérant que les offres individuelles sont pondérées. On a donc :

$$Q = \sum_{i=1}^N w_i q_i \text{ et } \sum_{i=1}^N w_i = 1$$

On suppose les contributions rangées des plus petites aux plus grandes : $q_1 < q_2 < \dots < q_N$

On considère trois situations relatives à la distribution des pondérations :

$w_1 = w_2 = \dots = w_N = 1$	Pondération constante
$1 \geq w_1 \geq w_2 \geq \dots \geq w_N \geq 0$	Pondération descendante
$1 \leq w_1 \leq w_2 \leq \dots \leq w_N \leq 0$	Pondération ascendante

Cette formulation générale permet de retrouver les 3 cas précédents :

La pondération constante conduit à l'additivité. Le maillon faible est un cas spécial des pondérations descendantes avec $w_1=1$ et $w_2 = w_3 = \dots = w_N = 0$. De la même façon, la meilleure offre correspond avec des pondérations ascendantes à $w_N=1$ et $w_1 = w_2 = \dots = w_{N-1} = 0$

Pourquoi est-il important de distinguer ces 3 cas ? Parce que le niveau de bien public fourni n'est pas toujours la simple addition des contributions. L'agrégation des contributions passe par une fonction sociale de composition.

Les travaux de Hirshleifer (1983) et Cornes (1993) apportent des éclairages sur l'effet de ces situations quant à la fourniture sous-optimale du bien public. On sait que l'insuffisance de fourniture est une caractéristique des biens collectifs. Comment se situent les situations de maillon faible ou de meilleure offre par rapport à la situation standard d'addition des contributions pur un bien collectif pur non excluable ? Il apparaît ainsi que le déficit d'offre est moins marqué dans le cas de maillon faible, mais aggravé dans le cas de meilleure offre. Il faut aussi noter que si la sous provision de bien collectif s'accroît avec le nombre d'individus concerné dans le cas standard, cet effet est moins marqué dans les situations de maillon faible, mais par contre devient très fort dans le cas de meilleure offre. L'examen des situations intermédiaires, notamment en présence de pondérations descendantes permet d'affiner ces résultats et de montrer que la sous-optimalité de l'offre disparaît lorsque l'on arrive au cas extrême de maillon faible et en l'absence d'hétérogénéité des acteurs (agents tous identiques). L'introduction d'hétérogénéité dans les préférences et les revenus dégrade l'efficacité de l'offre.

On trouve donc ici des incitations à mettre en place des structures institutionnelles liant les individus, mais mieux adaptées à la fourniture du bien public.

4. Le concept de service écosystémique et ses conditions d'existence

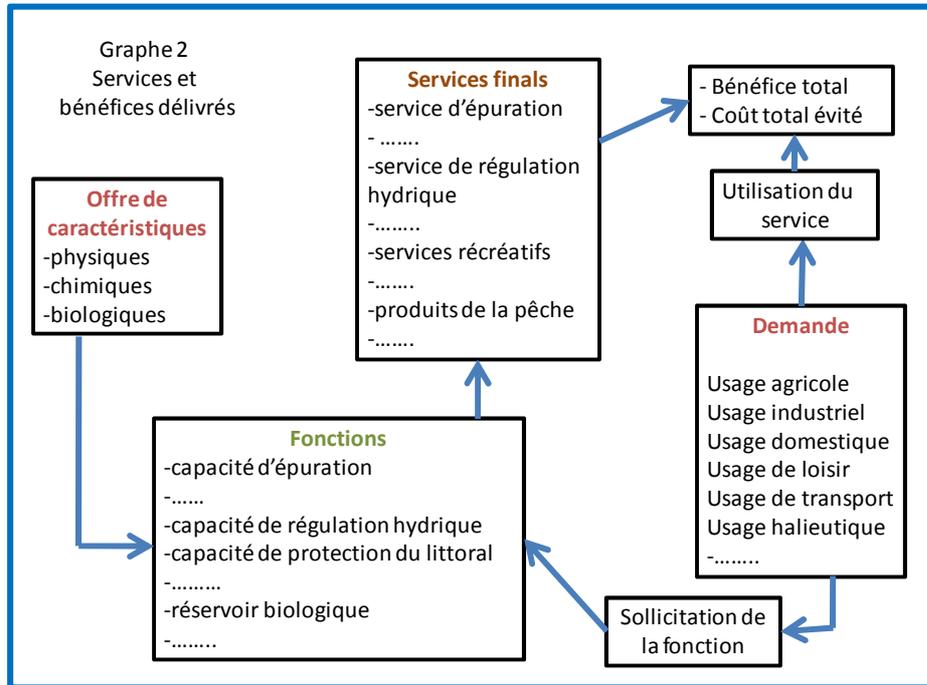
L'examen de la littérature laisse apparaître des fluctuations sémantiques et souvent des confusions entre ces concepts qui en altèrent la portée conceptuelle et opératoire.

Le MEA par exemple définit les services écosystémiques de la façon suivante : "Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning services such as food and water; regulating services such as flood and disease control; cultural services such as spiritual, recreational, and cultural benefits; and supporting services, such as nutrient cycling, that maintain the conditions for life on Earth." Les services sont définis comme des bénéfiques. Le concept de fonction n'est pas présent. Par contre les services paraissent s'identifier à des fonctions (cycle des nutriments...).

Pour tenter de clarifier la question, nous développerons les points suivants : Le concept de service environnemental ou écosystémique suppose la rencontre d'une demande. Le service peut être livré par une composante physique chimique ou biologique ou par une combinaison des ces composantes. Localement, ce service peut rester potentiel au sens où il n'est pas sollicité. Selon

l'usage visé, un service primaire peut avoir le statut de service intermédiaire ou de service final. Seuls les services finals délivrent une valeur, qui naît souvent d'une utilisation conjointe avec des biens marchands.

Le schéma 2 illustre l'enchaînement des concepts.



4.1. Les services supposent l'existence d'une demande actuelle ou anticipée.

Les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques n_i sur un territoire donné peuvent avoir individuellement ou en combinaison (écosystème) des propriétés qui rencontrent une demande d'usage à un moment donné. C'est à cette condition que l'on pourra parler de service. A ce stade on qualifiera le service de primaire N .

Les spécialistes des sciences de la nature ont beaucoup travaillé sur le concept d'écosystème et sur les fonctions qui peuvent y être associées. Les acquis en la matière sont essentiels, mais on ne peut s'en tenir là. Le point de vue que nous adoptons est que ces fonctions se traduisent par un service, si localement, à une échelle spatiale pertinente, il y a une utilité perçue et associée à la fonction. Autrement dit, des propriétés physiques, chimiques et biologiques qui ne délivreraient aucune utilité actuelle ou anticipée ne correspondraient donc à aucun service. C'est bien une confrontation de l'offre et de la demande (voir figure n° 1) qui définit la notion de service.

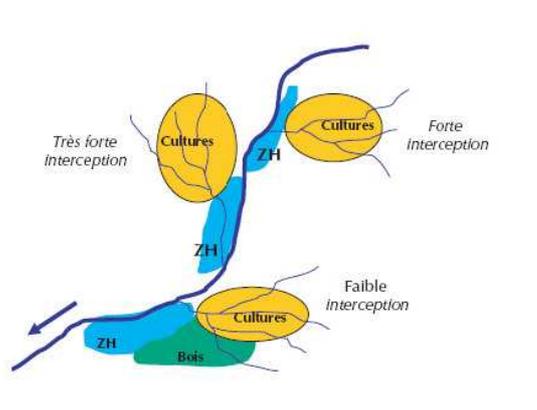
Le MEA définit des services d'auto-entretien qui sont nécessaires à la fourniture de tous les autres services. Il identifie des services de prélèvement, des services de régulation et des services culturels. Ceci ne diffère pas l'aptitude à rendre un service et la livraison d'un service.

Par analogie avec la comptabilisation d'un processus de production, on est conduit à poser que le processus écosystémique n'a pas de valeur intrinsèque, ou plus exactement que la valeur de ce processus s'exprime à travers la valeur des biens et services produits.

Il y a service s'il y a usage. L'usage peut prendre des formes variées. Ce peut être un usage actif direct (valeur de prélèvement), un usage actif indirect (valeur de régulation), un usage différé (valeur d'option) ou un usage passif (valeur de préservation).

Les sciences de la nature nous indiquent l'existence d'un potentiel fonctionnel, encore faut-il que celui-ci soit sollicité pour conduire à un service primaire. Une zone humide dotée d'un fort potentiel d'épuration, mais qui n'intercepte aucun flux de nutriments ou de micro-polluants ne délivrera pas de service primaire.

Figure n°1 Exemple de capacité différenciée d'interception des flux



Source Guide AEAG 2007.

Le service potentiel N_i va s'exprimer en un service primaire Z lorsqu'il est sollicité par le vecteur d'intrants P .

$$Z = Z(N_i, P)$$

Encore faut-il que l'épuration obtenue représente un gain. Si l'épuration intervient grâce à un marais littoral, mais que sans l'intervention du marais, les effluents seraient parvenus à la mer sans y créer les éléments d'un coût tel que celui associé aux algues vertes, alors, il n'y aurait pas de bénéfice lié à la capacité d'épuration.

On peut représenter la conjonction des conditions par un tableau à double entrée :

Activation de la fonction			
OUI	NON		
B>0	B=0	OUI	Demande d'usage
B=0	B=0	NON	

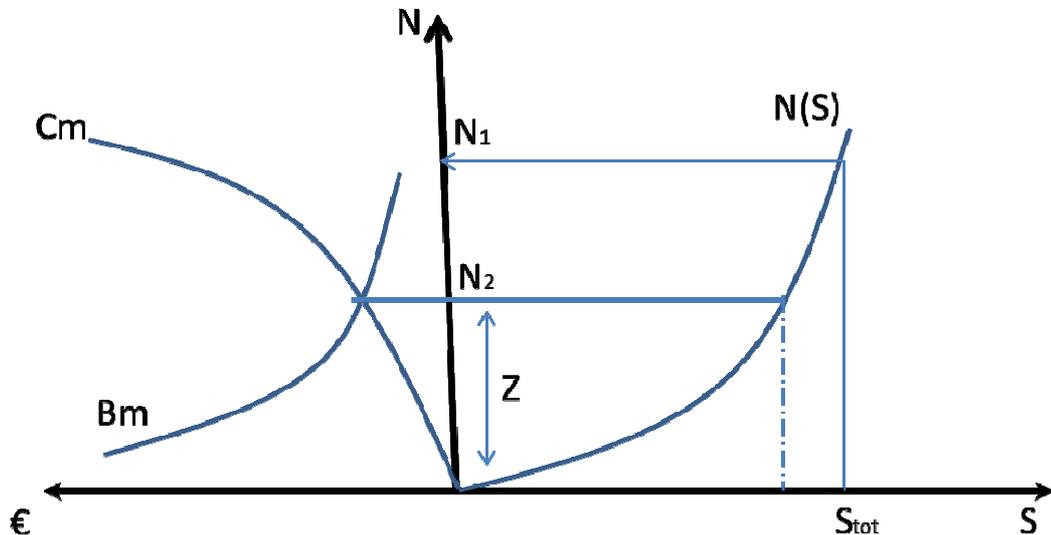
Il faut donc à la fois une activation de la fonction et une demande d'usage pour que l'on puisse parler de bénéfice.

De façon plus générale, et en supposant que l'on peut évaluer correctement tous les bénéfices et les coûts (marchands et non marchands), ce sont ces éléments qui doivent délimiter le service écosystémique.

Supposons que le potentiel fonctionnel N dépende de la surface avec une relation de type $N=N(S)$.

Le graphe n° 2 montre l'erreur qu'il y aurait à calibrer le service sur la base de S_{tot} la surface totale. On attribuerait le niveau N_1 au service alors qu'en réalité il est au niveau N_2 . $Z = N_2$ est donc la dimension biophysique du service écosystémique. C'est la confrontation du bénéfice marginal et du coût marginal qui permet de fixer cette dimension.

Figure n° 2



Il faut encore savoir si ce service primaire est un service final.

4.2. Distinguer entre service intermédiaire et service final

Un service écosystémique est considéré comme final s'il peut être directement apprécié, consommé ou utilisé pour contribuer au bien-être (Boyd, Banzaf 2007). Il existe en effet des services qui sont intermédiaires. Par exemple la qualité des eaux est un service intermédiaire dans la fourniture d'un service final qu'est l'existence d'un potentiel de pêche. Cette distinction entre service intermédiaire et service final est tout à fait importante. En effet, si on ne distingue pas ces deux services, on est conduit à des doubles comptes.

Les approches comptables nous rappellent que la valeur des services intermédiaires est intégrée dans la valeur du service final. Dès lors additionner la valeur du service final et celle des services intermédiaires conduit à une grossière sur-évaluation.

Ce qui complique ici la tâche, c'est qu'un service peut être intermédiaire pour certains usages et final pour d'autres. Par exemple la qualité des eaux qui est un service intermédiaire pour la pêche est un service final pour l'alimentation en eau potable.

4.3. Le potentiel écosystémique ne s'identifie pas directement au bénéfice.

Le graphe n°3 fait référence au bénéfice marginal. Il y a là aussi une étape à franchir pour passer du potentiel écosystémique au bénéfice. Le bénéfice marginal lié au potentiel de service est à identifier à partir de la contribution combinée de divers facteurs.

En effet, le service écosystémique est un facteur qui, en combinaison avec d'autres, va générer une variation de bien-être. C'est cette variation de bien-être qui est mesurée par un bénéfice ou un

dommage. Un potentiel récréatif ne devient un bénéfice que si l'on dispose des moyens d'accès (infrastructure et moyen de transport) par exemple.

Le bénéfice est fonction du service primaire final Z et d'un bien marchand K qui en combinaison apportent une contribution au bien-être sous la forme d'un bien Y

$$Y = Y(Z, K)$$

Le bénéfice dépendra du niveau de sollicitation du service par exemple : nombre de visiteurs pour la dimension récréative. S'il n'y a pas de visiteurs, il n'y a pas de valeur récréative.

L'association d'un bien marchand et d'un service non marchand offre la possibilité de calibrer la valeur du service non marchand⁷. Nous l'illustrons dans un contexte de service lié à la production.

La théorie de la production nous permet en effet d'écrire :

$$p_z = \frac{\partial Y}{\partial Z} p_Y$$

Le prix implicite du service environnemental est égal à sa productivité marginale en valeur, c'est-à-dire à la productivité marginale physique ($\partial Y/\partial Z$) multipliée par le prix du produit p_Y .

On peut aussi calculer ce prix implicite comme le rapport des productivités marginales physiques des deux facteurs multipliée par le prix du facteur marchand :

$$p_z = \frac{\frac{\partial Y}{\partial Z}}{\frac{\partial Y}{\partial K}} p_K$$

Le bénéfice ou le dommage écosystémique est en général associé à une variation discrète (respectivement positive ou négative) du service environnemental.

Pour une modification du service écosystémique passant du niveau Z_0 au niveau Z_1 on aura un impact mesuré par une variation de surplus.

$$\text{Bénéfice} = \Delta S = \int_{Z_0}^{Z_1} p_Y \frac{\partial Y}{\partial Z} dZ$$

Le coût marginal qui correspond au meilleur emploi dans un autre usage peut être approché par des méthodes du même type.

4.4. La question de l'unité bio-physique de mesure

4.4.1. Quelles propriétés ?

Si les marchés fixent précisément l'objet d'échange et s'appuient sur des unités de mesure acceptées par tous. Cette standardisation fait totalement défaut pour les services écosystémiques. Les tentatives d'évaluation monétaire de ces services sont alors au mieux contingentes à un domaine et difficilement transposables.

⁷ Cette approche trouve sa limite pour les valeurs d'usage passif qui sont totalement déconnectées de l'usage de biens marchands.

Cette question, pourtant centrale n'a été soulevée qu'assez récemment (Boyd, Banzhaf, 2005), (Boyd, Banzhaf, 2007), (Boyd 2007), (Kontogianni et al. 2010). La synthèse de Turner et al. (2003) qui cherchait à tirer les leçons des travaux réalisés en matière d'évaluation de la nature n'évoque pas ce type de difficulté.

Il y a pourtant un évident besoin de méthodes standardisées pour mesurer les services délivrés par les écosystèmes. Ces méthodes doivent établir un lien entre la quantification des services écosystémiques et les besoins de la société. Cette approche transverse a du mal à émerger. En effet, les écologistes se concentrent sur le fonctionnement des écosystèmes et les conditions permettant d'obtenir le service. Les économistes cherchent à identifier la valeur sociale de ces services. Chez ces derniers, on peut dire que la question de la valeur a un peu éclipsé celle de l'unité de mesure biophysique.

Pour progresser, il convient d'abord de distinguer l'écosystème lui-même des services qu'il délivre. Un écosystème Z peut être décomposé en compartiments ou composants Z_1, \dots, Z_n . L'écosystème Z livre des services $E_1 \dots E_i$ que l'on va supposer résultant d'une fonction de production. On pose ainsi :

$$E = f(Z)$$

Les composants de l'écosystème ont une nature de stock, alors que les services sont assimilables à des flux⁸.

Avec ces bases, comment définir un service écosystémique E ?

Il est parfois assez difficile de distinguer le service lui-même et sa valeur. Nous reprenons un exemple proposé par Boyd et Banzhaf 2007 pour le monter. Une production Q dépend d'un facteur travail L et d'un service écosystémique E. On a une fonction de production : $Q = Q(L, E)$.

Q pourrait être une production fruitière, et E le service de pollinisation identifié par le nombre d'abeilles dans la zone de production.

On connaît les prix p_Q du produit, celui p_L du travail. Le prix de la contribution du service écosystémique p_E est inconnu.

On peut comme évoqué précédemment déduire ce prix du calcul de la productivité marginale en valeur :

$$p_E = \frac{\partial Q}{\partial E} p_Q$$

En établissant la même formule pour le travail et par combinaison, on obtient :

$$p_E = \frac{\frac{\partial Q}{\partial E}}{\frac{\partial Q}{\partial L}} p_L$$

⁸ Dans certaines circonstances, par exemple, en présence de valeur d'existence, le c'est le stock qui est égal à la mesure physique du service.

La valeur du service écosystémique peut être obtenue à partir de la substituabilité entre le service écosystémique et le travail dans la production et la valeur unitaire du facteur L.

Pour une faible variation du facteur environnemental dE on a une variation de valeur :

$$p_E dE = \frac{\partial Q}{\partial E} p_Q dE = \frac{\frac{\partial Q}{\partial E}}{\frac{\partial Q}{\partial L}} p_L dE$$

Quelle formule doit-on retenir pour la mesure quantitative du service ? La littérature fait référence à trois mesures possibles :

$p_E dE$ Le changement de valeur totale. Cette mesure mélange des informations sur la quantité et la valeur. Elle n'est donc pas satisfaisante.

$\frac{\partial Q}{\partial E} dE$ Le changement du produit final. Cette mesure signifierait que l'on valorise le facteur environnemental au prix du produit Q...

dE Le changement dans la qualité environnementale comme changement de service.

C'est cette dernière mesure qui est la plus logique. Elle met le facteur environnemental sur un pied d'égalité avec les autres facteurs de production⁹. Ce résultat peut paraître évident, ses conséquences le sont moins. On l'évite en général soigneusement en estimant des changements de valeur totale.

Nous avons évoqué précédemment la nécessité de distinguer les services intermédiaires et les services finals. Nous voudrions ici retenir une suggestion de Boyd (2007). Cet auteur propose d'identifier ce qu'il nomme des « ecological endpoints ». Ce sont des outputs biophysiques qui entrent directement dans la fonction de production des entreprises ou des ménages. Selon Boyd ces endpoints ont les caractéristiques suivantes :

Ils sont purement biophysiques

Ils sont concrets, tangibles et mesurables

Ils sont directement reliés au bien-être humain

Ainsi l'oxygène dissous n'est pas un endpoint parce que son utilité dépend de la compréhension de son rôle dans la production d'éléments biophysiques à l'aval. De même l'habitat de la loutre ou du gypaète barbu ne sont pas des endpoints. Ce sont donc ces endpoints qui vont identifier les services et leur unité de mesure.

Une des difficultés qui se présente est que des produits dans un processus biophysique peuvent devenir des intrants dans un autre processus biophysique. C'est donc l'usage que l'homme fait de ces éléments biophysiques, qui les qualifie comme endpoints.

⁹ Cette formulation est aussi valable pour les fonctions de production de la consommation du ménage.

Les travaux d'évaluation des services écosystémiques menés par les économistes ont largement ignoré ces problèmes. Les services pour lesquels une valeur est recherchée sont souvent présentés de façon sommaire, sans distinction claire de leur caractère d'intrant ou d'extrant et sans les attributs requis pour constituer un endpoint convaincant et ouvrir la voie à des comparaisons significatives. Il faut dire que les travaux économiques en matière d'évaluation des services ont beaucoup plus porté sur la cohérence, sur les biais potentiels des méthodes que sur les caractéristiques précises des services évalués. On s'est contenté d'approches très stylisées et simplificatrices.

Les pistes esquissées par Boyd trouve sinon un écho du moins une convergence avec les travaux engagés par Luck (2003) sur les unités productrices de services (SPU) et ceux de Kremen (2005) sur les fournisseurs de services écosystémiques (ESP). Une SPU est une collection d'individus d'une espèce donnée et leurs caractéristiques nécessaires à la production d'un service au niveau désiré par ses bénéficiaires. Les ESP prennent en compte les niveaux d'organisation, les interactions de réseaux ou d'organismes. Ces deux concepts ont été unifiés dans Luck et al. (2009). Globalement l'unité de base serait le niveau minimum d'un indicateur écosystémique spécifique (taille de population, surface, diversité fonctionnelle...) nécessaire pour permettre la fourniture d'un service écosystémique pour le volume et la durée répondant à la demande des bénéficiaires.

La convergence entre les suggestions de Boyd et les réponses en construction chez les biologistes posant que les unités pertinentes doivent être définies en relation avec des besoins exprimés par l'homme ouvre certainement de stimulantes perspectives.

4.4.2. Les unités en usage

La littérature ne fait presque systématiquement référence qu'à deux types de mesure : le nombre d'organismes ou la surface délivrant un type de service. Dans les travaux des économistes, c'est généralement l'unité de surface qui est mobilisée. En réalité, les services délivrés peuvent ne pas dépendre d'une unité de surface. Très souvent par exemple les services résultent des écotones qui sont des zones de transition entre deux écosystèmes. On peut ainsi évoquer un effet lisière. Ici l'unité adéquate relève plus nettement d'une mesure du linéaire plutôt que de la surface.

On peut donner une idée de l'erreur d'appréciation résultant du recours à une approche en termes de surface lorsque c'est en effet de lisière qui est pertinent. Examinons le cas schématique d'un service délivré par le seul linéaire périphérique pour une parcelle carrée.

Soit v_l la valeur par mètre linéaire à la périphérie.

On procède à une évaluation sur une parcelle carrée de côté L et de surface S_0 .

On obtient une valeur totale pour le service étudié qui est de V_0 . Cette valeur totale est en fait à rapprocher du linéaire périphérique. Ce qui donne une valeur unitaire $V_l = V_0/4L$.

L'approche standard qui consiste à ramener la valeur en unité de surface conduit à une valeur unitaire par m^2 $v_{S_0} = V_0/L^2$.

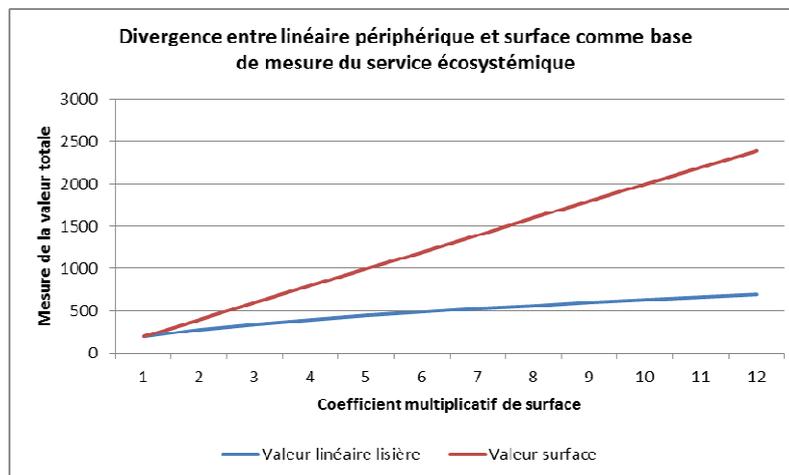
Initialement, la valeur totale de référence est bien la même V_0 . Mais cette valeur totale va diverger si l'on l'extrapole à des surfaces croissantes. Supposons que l'on cherche à calculer la valeur totale d'une parcelle carrée qui est α fois plus grande que la parcelle de référence.

L'application de la valeur unitaire de surface conduit à poser que la valeur totale est $V_S = \alpha V_0$. En réalité, cette valeur évolue proportionnellement au périmètre et non à la surface.

La valeur sera en fait : $VL=4*(\alpha S_0)0,5*(V_0/4L)=\alpha 0,5V_0$

Le schéma n°4 suivant illustre le décalage de valeur entre les deux approches.

Figure n° 4



On constate bien sûr que la valeur en unités de surfaces apparaît largement surévaluée.

5. Valorisation de l'actif et agrégation des services

La valorisation d'un actif dans un emploi suppose l'identification des services délivrés, de leur niveau, de la valeur totale qui s'y attache. Il convient ensuite d'agréger les valeurs des différents services délivrés.

5.1. Agrégation d'un type de service donné délivré par l'actif naturel

Cette agrégation doit s'effectuer en prenant en compte les dimensions spatiales et temporelles des services étudiés.

On considère en général soit valeur unitaire (selon l'unité appropriée) soit une valeur totale. Le passage de l'une à l'autre mesure n'est pas évident. Le principe le plus largement retenu est celui d'une relation linéaire. On connaît la valeur du service à l'ha, la valeur totale sera alors la valeur unitaire (ou marginale supposée constante) multipliée par la surface totale. Il est de plus en plus évoqué l'existence de non linéarités dans ce domaine. Par exemple, la valeur de protection contre les tempêtes livrée par une mangrove est très différente selon que l'atténuation des vagues est supposée linéaire ou si on prend en compte la variabilité spatiale et temporelle (Barbier et al. 2008), (Koch et al. 2009).

Agrégation spatiale

Les services écosystémiques sont souvent évalués au niveau individuel. Il se pose immédiatement la question de la population concernée, de l'extension du marché. Cette détermination n'est pas toujours évidente, puisque la population concernée est rarement limitée à celle incluse dans la superficie de l'actif naturel étudié. Il y a des effets de débordement. Ceci est déjà vrai lorsque l'on pense aux usages actifs directs ou indirects. C'est encore plus vrai et systématique lorsque l'on traite des usages passifs.

La valeur d'existence ou de présence de tel écosystème ou espèce peut contribuer au bien-être d'individus qui sont relativement éloignés du point de localisation.

Il n'y a pas de règle qui s'impose en la matière et les choix à faire relèvent de la responsabilité du chercheur. On notera que beaucoup de travaux publiés consacrent la quasi-totalité de la réflexion à l'estimation de la valeur individuelle et expédient en quelques lignes la question de l'agrégation en procédant à la multiplication par un nombre d'individus dont la détermination est soit arbitraire, soit non justifiée.

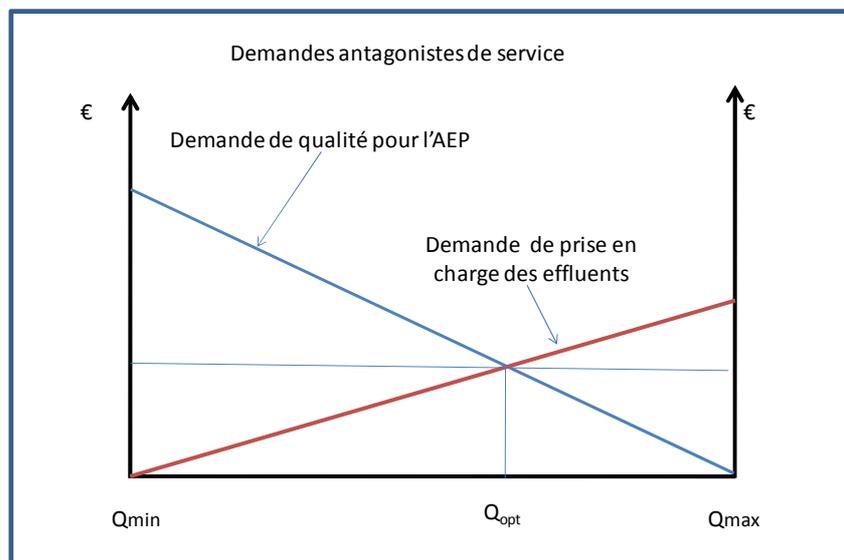
Agrégation temporelle

On peut se contenter de mesurer la valeur du service pour une année donnée. Si l'on s'intéresse à la valeur de l'actif délivrant les services, on va se référer à la somme actualisée des bénéfices délivrés. Il convient donc de prendre en compte les services futurs et l'évolution de leur valeur. Toutes choses égales par ailleurs, il faut s'interroger sur la dynamique des comportements et des usages futurs du service. C'est un exercice délicat qui requiert la plus grande clarté sur les hypothèses retenues. On notera qu'au-delà des discussions sur le principe de l'actualisation, sur la constance du taux et du choix de sa valeur, se pose également la question du rythme d'évolution de la valeur relative du service dans le temps. Le modèle de Krutilla-Fisher () est une bonne référence en la matière.

5.2. Agrégation des différents services délivrés

Les écosystèmes peuvent fournir simultanément divers services et ces services peuvent, sous la forme de services finals, générer des services divers contribuant au bien-être de l'homme. Les zones humides peuvent ainsi par exemple fournir simultanément des services de prise en charge des effluents et de fourniture d'eau potable. Elles peuvent aussi assurer une protection contre les inondations et un maintien de la biodiversité.

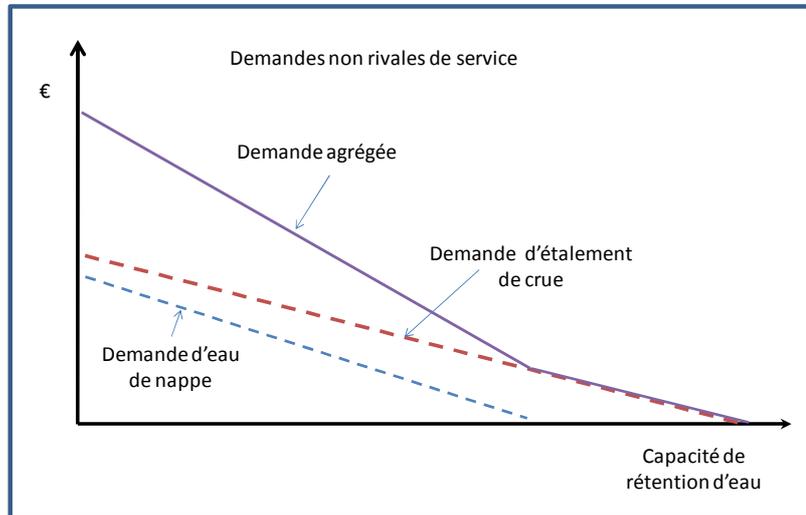
Figure n° 5



Dans le premier cas, les usages sont rivaux. La sollicitation d'un service se fait au détriment de l'autre. Dans le second cas, ils sont produits conjointement et l'usage de l'un n'exclut pas l'usage de l'autre. Ces services ont une dimension de bien collectifs. La demande totale pour chaque service doit être obtenue par agrégation verticale des demandes individuelles, c'est-à-dire par niveau de service demandé.

Mais du fait de leur production jointe, les deux fonctions de demande totale doivent également faire l'objet d'une agrégation verticale. Ceci contraste fortement les règles d'agrégation des bénéfiques. Le graphe n° 5 illustre la situation résultant de demandes antagonistes, le graphe n° 6 celle de deux services non rivaux et non excludables.

Figure n° 6



La figure n° 6 montre le processus d'agrégation vertical (par les quantités) qui s'impose pour des services qui ne sont ni rivaux, ni excludables entre eux.

On le voit, il convient d'être très attentif à cette question. Or, très souvent la valeur des services est abordée service par service. La tentation est grande de calculer la valeur totale du service rendu par un actif naturel tel qu'une zone humide comme la somme des valeurs individuelles. Ces deux exemples démontrent combien cela peut être erroné.

6. Quelques remarques sur l'évaluation monétaire des services écosystémiques.

Pour simplifier la discussion, nous nous placerons dans le cas d'altération d'un actif naturel délivrant des services non marchands. On considérera par exemple les effets de la réduction des surfaces de zones humides pour les services : régulation des crues et potentiel piscicole. Il s'agit de services finals.

6.1. Les référentiels sollicités

On peut identifier quatre types de mesure du coût, qui correspondent à quatre réponses possibles.

Recréation d'une surface équivalente de zone humide.	Coût de remplacement
Mise en place de substituts (barrage, qualité des eaux)	Coût du substitut
Mesure de protection (digues, nurseries)	Coût de la protection
Accepter le dommage	Coût du dommage

La question de l'évaluation devrait se poser avant la prise de décision quant à la destruction d'une zone humide. Il est souvent fait référence à l'un ou l'autre des 4 types de mesure, alors même qu'il y a peu de chance que ces mesures conduisent à la même évaluation.

Éliminons tout de suite la mise en place de substituts, car très souvent il ne peut s'agir de substituts étroits et le service rendu est difficilement comparable. Un barrage peut réguler des crues, mais aussi être utilisé pour l'irrigation. L'amélioration de la qualité de l'eau peut favoriser le potentiel piscicole, mais il y a d'autres effets positifs et il est difficile de déterminer quel niveau d'amélioration compensera du point de vue du potentiel piscicole, la disparition de la zone humide.

6.2. La prééminence du remplacement des ressources et services

La référence au coût de remplacement est assez en faveur. On y trouve une référence assez systématique dans les directives européennes relatives à l'environnement. C'est le cas de la directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil, du 21 avril 2004¹⁰, sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux. Cette directive dispose notamment :

« La réparation de dommages environnementaux liés aux eaux ainsi qu'aux espèces ou habitats naturels protégés s'effectue par la remise en l'état initial de l'environnement par une réparation primaire, complémentaire et compensatoire, où :

a) la réparation «primaire» désigne toute mesure de réparation par laquelle les ressources naturelles endommagées ou les services détériorés retournent à leur état initial ou s'en rapprochent;

b) la réparation «complémentaire» désigne toute mesure de réparation entreprise à l'égard des ressources naturelles ou des services afin de compenser le fait que la réparation primaire n'aboutit pas à la restauration complète des ressources naturelles ou des services;

c) la réparation «compensatoire» désigne toute action entreprise afin de compenser les pertes intermédiaires de ressources naturelles ou de services qui surviennent entre la date de survenance d'un dommage et le moment où la réparation primaire a pleinement produit son effet; »

Plus loin, la directive indique encore : *« Lors de la détermination de l'importance des mesures de réparation complémentaire et compensatoire, les approches allant dans le sens d'une équivalence ressource-ressource ou service-service sont à utiliser en priorité. Dans ces approches, les actions fournissant des ressources naturelles ou des services de type, qualité et quantité équivalents à ceux endommagés sont à utiliser en priorité. »*

Puisque la directive impose la remise en état du site sous réserve que les coûts n'en soient pas déraisonnables, il paraît légitime de se référer au coût de remplacement. La réparation complémentaire offre la possibilité de se référer au coût de compensation de la perte lié à la restauration d'un site équivalent.

Cette même directive indique encore : *« Lorsqu'il est impossible d'utiliser les approches «de premier choix» allant dans le sens d'une équivalence ressource-ressource ou service-service, d'autres techniques d'évaluation sont utilisées. L'autorité compétente peut prescrire la méthode, par exemple l'évaluation monétaire, afin de déterminer l'importance des mesures de réparation complémentaire et compensatoire, nécessaires. »* L'évaluation monétaire sert alors à calibrer les mesures compensatoires.

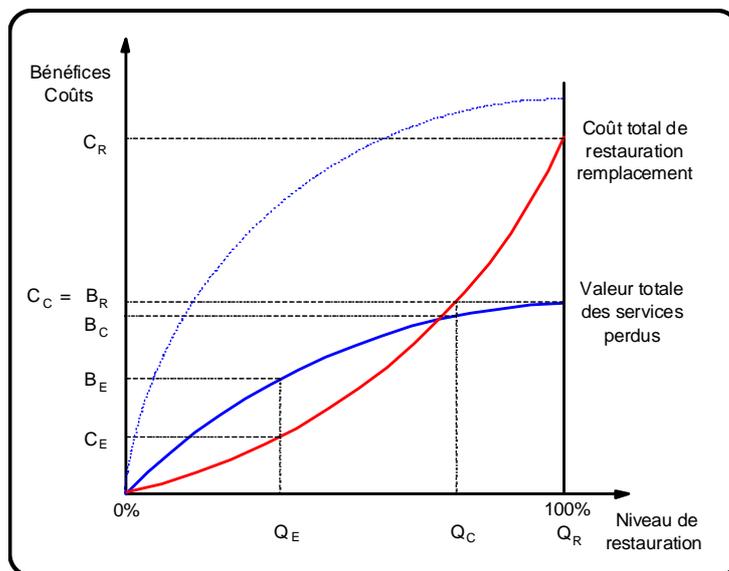
¹⁰ Transposée après l'adoption par l'assemblée nationale le 22 juillet 2008 dans le droit français (loi LRE)

Lorsque la question du remplacement n'est pas juridiquement posée, on peut chercher aussi à se référer au coût de protection contre les dommages. Par exemple le coût de relèvement du niveau des digues du fait de la perte de capacité d'étalement de la crue.

6.3. Le risque de surévaluation avec le seul référentiel du coût de remplacement.

Le repli sur le coût de remplacement n'est une facilité qu'en apparence. En effet, en dépit de progrès en matière d'ingénierie écologique, il n'est certainement pas aisé de déterminer les coûts de remplacement des services altérés comme préconisé par la directive 2004/35/CE. L'incertitude sur la faisabilité écologique génère une incertitude sur les coûts associés. Cependant le principal danger de cette approche repose sur le fait qu'elle n'est ancrée que du côté de l'offre. Une valeur de marché repose sur un équilibre entre l'offre et la demande. Ici nous n'avons que le volet offre (coût de reconstitution). Est-on assuré qu'il existe une demande du service à la hauteur du coût qu'il va falloir engager ? Autrement dit est-il socialement utile de mobiliser des ressources pour la compensation d'un service qui dans un cas extrême ne ferait l'objet d'aucune demande ?

Figure n° 7 Coûts de restauration et valeur des services environnementaux



La figure n° 7 nous guide dans cette réflexion. On y a fait figurer en fonction du niveau de restauration, la valeur totale des services écosystémiques perdus qui peut être supposée croissante à taux décroissant et le coût total de restauration qui est classiquement présenté comme croissant à taux croissant. Si le profil de la valeur totale des services perdus est la courbe en pointillés, alors le choix est clair, il faut se référer au coût total de restauration/ remplacement. Si comme on peut le penser dans nombre de cas, la valeur totale des services perdus pour un niveau fonctionnel de 100% est inférieure au coût total de remplacement, il est clair qu'une mesure du dommage appuyée sur cette dernière valeur correspond à une surestimation de la valeur des services perdus.

Le niveau maximum de bénéfice B_R est atteint pour un retour à l'état initial. Pour cette restauration intégrale, on se voit confronté à des coûts totaux très élevés C_R , supérieurs aux bénéfices dégagés. Observons que d'un strict point de vue d'efficacité économique, le niveau optimal de restauration se situerait au point Q_E , ce qui donnerait une valeur de référence égale à B_E . Imaginons que pour des raisons de statut juridique de la ressource, on veuille estimer le dommage sur la base d'une compensation totale du préjudice, c'est la valeur totale des services perdus qui doit

être la référence. Notons que l'on peut, avec ce montant porter la restauration physique jusqu'au niveau Q_C . Le coût de restauration est alors de B_C . Pour rejoindre le niveau de compensation complète C_C , il faut ajouter une compensation monétaire d'un montant égal à la différence entre $B_R - B_C$.

De façon générale, lorsqu'il y a plusieurs mesures possibles du dommage, c'est sans doute l'estimation la plus faible qui doit être retenue. C'est cette règle dite « the lesser of » qui a été retenue par le Department of the Interior aux USA.

On le voit, il convient d'être très attentif à cette question. Or, très souvent la valeur des services est abordée service par service. La tentation est grande de calculer la valeur totale du service rendu par un actif naturel tel qu'une zone humide comme la somme des valeurs individuelles. Ces deux exemples démontrent combien cela peut être erroné.

Conclusion

La conjonction de l'objectif de refus de perte nette de zones humides et de la recherche de flexibilité et d'acceptabilité ont conduit de nombreux pays à s'engager dans la voie de la compensation¹¹. Celle-ci peut se concrétiser à travers des actions de création, de restauration, d'amélioration ou de préservation. C'est sans doute aux USA que cette logique a été la plus développée. En 2010 on y dénombre près de 800 banques de compensation. Le total des paiements pour compensation en matière de zones humides est estimé pour l'année 2008, entre 1,1 et 1,7 milliards de dollars (Masden 2010 et 2011). Les risques liés aux programmes de compensation ont été identifiés :

- Incertitude vis-à-vis de la réussite du programme
- Faiblesses méthodologiques dans l'approche
- Problèmes d'équivalence entre les services écosystémiques rendus

Il existe plusieurs types de mise en œuvre de la compensation :

- Compensation directe par le maître d'ouvrage (Permittee responsible compensation)
- Paiement libératoire auprès d'un fonds pour financer un programme collectif de compensation (In-lieu-fee mitigation)
- Banque de compensation (Mitigation banking)

Nous ne discuterons pas ici de leurs mérites respectifs, mais observerons que dans tous les cas, la question de l'équivalence entre la zone impactée et l'opération de création, restauration, amélioration, préservation, est posée et ne trouve le plus souvent que des réponses arbitraires. On pense ici notamment aux préconisations faites en matière de ratio de compensation selon la nature des écosystèmes concernés. L'examen des ratios évoqués dans divers états des USA et les méthodes qui les sous-tendent (Bendor, 2009), (Briggs, et al., 2009), (King, Price, 2006), (Brown, Lant, 1999) montrent une suite de coefficients et de conventions de calcul qui restent très éloignées des préoccupations qui ont été mentionnées tout au long de cette contribution.

¹¹ On trouvera une description récente et assez complète des programmes engagés en Amérique du Nord, mais aussi en Asie, Océanie et Europe dans un travail réalisé dans le cadre du programme Ecosystem Marketplace conduit par l'association Forests Trends (Masden et al. 2010 et 2011).

C'est la crédibilité des opérations à venir qui est en jeu. S'agissant des opérations passées, il y a souvent le sentiment que de riches écosystèmes ont été sacrifiés pour des substituts médiocres, voire sans intérêt (Roberts, 1993). Si beaucoup reste à faire pour ce qui est de la compréhension des dynamiques écosystémiques, la question de la pertinence et de la crédibilité de l'évaluation monétaire des services délivrés par les écosystèmes, pour des calculs d'équivalence et de compensation des dommages requière un cadrage théorique et méthodologique qui fait encore en grande partie défaut.

Bibliographie

- Agence de l'Eau Adour Garonne (2007) Guide méthodologique pour l'identification des secteurs à zones humides fonctionnelles et prioritaires pour la gestion de l'eau. 61p.
- Aznar O., Guérin M., Perrier-Cornet Ph. (2007) Agriculture de services, services environnementaux et politiques publiques : éléments d'analyse économique *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 4, 573-587.
- Balcombe C.K., Anderson J.T., Fortney R.H., Kordek W.S. (2005) Wildlife use of mitigation and reference wetlands in West Virginia. *Ecological Engineering*, 25, 85–99.
- Barbier EB, Koch EW, Silliman B, et al. (2008). Coastal ecosystem based management with non-linear ecological functions and values. *Science* 319, 321–23.
- Bas, A., Gaubert, H. (2010) La directive "Responsabilité environnementale" et ses méthodes d'équivalence. *Etudes & documents n°19*, avril 2010, Commissariat Général au Développement Durable, 174p.
- Bendor T. (2009) A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. *Landscape and Urban Planning*, 89, 17–27.
- Boyd J, Banzhaf S (2007) What are ecosystem services? *Ecological Economics* 63, 616–626
- Boyd, J., 2007. The endpoint problem. *Resources* 165, 26–28.
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616–626.
- Brekke K.A. (1997) "The Numéraire Matters in Cost-Benefit Analysis", *Journal of Public Economics*, 64(1), p. 117-123.
- Briggs, B.D.J., Hill, D.A., Gillespie, R. (2009) Habitat banking-how it could work in the UK. *Journal for Nature Conservation*, 17, 112-122.
- Brown, P.H., Lant C.L. (1999) The effect of mitigation banking on the achievement of no net loss. *Environmental management*, 23, 333-345.
- Chevassus-au-Louis (2009) Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Rapport du groupe de travail pour le Centre d'Analyse Stratégique. Paris, 376p.
- Chetkiewicz C.L.B., St. Clair C.C. & Boyce M.S. (2006) Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 37, 317-342.
- Cornes R. (1993) Dyke maintenance and other stories: some neglected types of public goods. *The Quarterly Journal of Economics* 108, 1, 259-271.
- Costanza, R. et al. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 353-360.

- Daily, G.C. (Ed.) (1997) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- Dunford R., Ginn T., Desvousges W. (2004) "The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessment", *Ecological Economics* 48, p. 49-70.
- Entreprises pour l'Environnement (2009) *Biodiversité : Quelles valeurs ? Pour quelles décisions ?*, Paris, 12p.
- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. (1981) *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York.
- Fernandez, L., Karp, L. (1998) Restoring wetlands through wetlands mitigation banks. *Environmental and Resource Economics* 12, 323–344.
- Fernandez, L. (1999) An analysis of economic incentives in wetlands policies addressing biodiversity *The Science of the Total Environment* 240, 107-122
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P. (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643–653.
- Hallwood P. (2007) Contractual difficulties in environmental management: The case of wetland mitigation banking. *Ecological Economics* 63, 446-451.
- Hirshleifer J. (1983) From weakest link to best shot: the voluntary provision of public goods. *Public Choice*, XLI, 371-86.
- Johansson P.O. [1998] "Does the choice of numéraire matter in cost-benefit analysis ?", *Journal of Public Economics*, 70, p. 489-493.
- Johansson P.O., Kristrom B. (2010)]"A note on how to undertake a cost-benefit analysis in monetary and environmental units", CERE Working Paper.
- Johnston R.J., Magnusson G., Mazzotta M.J., Opaluch J.J. (2002) Combining Economic and Ecological Indicators to Prioritize Salt Marsh Restoration Actions *American Journal of Agricultural Economics*, 84, 5, Proceedings Issue. 1362-1370
- King D.M., Price E.W. (2006) Developing defensible wetland mitigation ratios. Standard tools for "scoring" wetland creation, restoration, enhancement, and conservation. University of Maryland, Center for Environmental Science, NOAA, Habitat Protection Division, 53 p.
- Koch E.W., Barbier E.B., Silliman B.R., et al. (2009) Non-linearity in ecosystem services : temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and Environment* 7(1), 29–37.
- Kontogianni A., Luck G.W., Skourtos M. (2010) Valuing ecosystem services on the basis of service-providing units : a potential approach to address the "endpoint problem" and improve stated preference methods. *Ecological Economics* 69, p. 1479-1487.
- Kosoy, N., Corbera, E. (2010) Payments for ecosystem services as commodity fetishism, *Ecological Economics* 69(6): 1228-1236.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8, 468–479.

- Lipton J.L., Calewaert J.B., Ozdemiroglu E., Johns H., Cox J., Cole s., Kristrom B. et Riera P. [2008] Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU, Toolkit, Manuscript, 120p.
- Luck, G.W., et al., 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *BioScience* 59, 223–235.
- Lupi F, Kaplowitz M.D., Hoehn J.P. (2002) The Economic Equivalency of Drained and Restored Wetlands in Michigan *American Journal of Agricultural Economics*, 84, 5, Proceedings Issue. 1355-1361.
- Madsen, B., Nathaniel, C., Brands, M.K. (2010) State of Biodiversity Markets Report : Offset and Compensation Programs Worldwide. Ecosystem Marketplace. Washington, DC : Forest Trends, 73 p. + annexes.
- Madsen, B., Nathaniel, C., Kandy, D., Bennett, G. (2011) Update: State of Biodiversity Markets. Washington, DC: Forest Trends, 33 p.
- Moss B. (2008) The Water Framework Directive: Total environment or political compromise? *Science of the Total Environment*, 400, 32–41
- Riera P. (2008) "Does the equivalency analysis of the European Environmental Liability Directive pass a social cost-benefit analysis test ?", *Journal of Forest Economics*, 14(4), p. 225-226.
- Roberts, L. (1993) Wetlands Trading is a Loser's Game, *Say Ecologists*. *Science*, 260, 1890-1892.
- Saint-Marc Ph., (1971) *La Socialisation de la nature*, Paris, Stock.
- Scitowsky, T., 1954. Two concepts of external economies. *Journal of Political Economy*, 58: 143-151.
- Sukhdev P. The economic of ecosystems and biodiversity Bruxelles: Interim Report European Community 2008.
- Millenium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-Being : Wetlands and Water Synthesis. Washington DC: World Resource Institute 2005.
- Pagiola, S. (2008) Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65, 712–724.
- Perrings, C., Folke, C., Mäler, K.G., 1992. The ecology and economics of biodiversity loss: the research agenda. *Ambio* 21, 201–211.
- TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.*
- Turner R. K., Daily G.C. (2008) The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resource Economics* 39, 25-35.
- Unsworth, R.E., Bishop, R., (1994) Assessing natural resource damages using environmental annuities. *Ecological Economics* 11, 35–41.
- Westman, W. (1977) How much are nature's services worth? *Science* 197, 960–964.

Wunder, S. (2005) Payments for Environmental Services : Some Nuts and Bolts. CIFOR Occasional paper No. 42. CIFOR, Jakarta, Indonesia.

Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S. (2008) Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65, 834–852.

Zafonte M., Hampton S. [2007] "Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments", *Ecological Economics*, 61, p. 134-145.

Cahiers du GREThA

Working papers of GREThA

GREThA UMR CNRS 5113

Université Montesquieu Bordeaux IV
Avenue Léon Duguit
33608 PESSAC - FRANCE
Tel : +33 (0)5.56.84.25.75
Fax : +33 (0)5.56.84.86.47

<http://gretha.u-bordeaux4.fr/>

Cahiers du GREThA (derniers numéros – last issues)

- 2012-08 : FERRARI Sylvie, LAVAUD Sébastien, PEREAU Jean-Christophe, *Critical natural capital, ecological resilience and sustainable wetland management: a French case study.*
- 2012-09 : EPICOCO Marianna, *Knowledge patterns and sources of leadership: mapping the semiconductor miniaturization trajectory*
- 2012-10 : EPICOCO Marianna, OLTRA Vanessa, SAINT JEAN Maïder, *Mapping the scientific knowledge of the Green Chemistry community*
- 2012-11 : LALANNE Aurélie, POUYANNE Guillaume, *10 ans de métropolisation en économie : une approche bibliométrique*
- 2012-12 : BONIN Hubert, *La place lyonnaise et le démarrage de la deuxième révolution bancaire (1848-1870)*
- 2012-13 : BECUWE Stéphane, BLANCHETON Bertrand, *The dispersion of customs tariffs in France between 1850 and 1913: discrimination in trade policy*
- 2012-14 : OLTRA Vanessa, SAINT JEAN Maïder, *Les trajectoires régionales d'innovation dans la chimie verte : une application au cas de l'Aquitaine*
- 2012-15 : SALLE Isabelle, YILDIZOGLU Murat, SENEGAS Marc-Alexandre, *Inflation targeting in a learning economy: An ABM perspective*
- 2012-16 : FRIGANT Vincent, PERES Stéphanie, VIROL Stéphane, *Comment les PME s'immiscent au sommet de la chaîne d'approvisionnement automobile ? Une exploration économétrique sur la filière française*
- 2012-17 : BERTHE Alexandre, FERRARI Sylvie, *Ecological inequalities: how to link unequal access to the environment with theories of justice?*
- 2012-18 : SALLE Isabelle, YILDIZOGLU Murat, *Efficient Sampling and Metamodeling for Computational Economic Models*
- 2012-19 : POINT Patrick, *L'évaluation des services des écosystèmes liés aux milieux aquatiques. Éléments de méthodologie.*