



## Évaluation des actifs environnementaux : quels prix pour quelles valeurs ?

Marc Prieto, Assen Slim

### ► To cite this version:

Marc Prieto, Assen Slim. Évaluation des actifs environnementaux : quels prix pour quelles valeurs ?. Management & Avenir Santé, 2009, 28, pp.20-38. <10.3917/mav.028.0018>. <hal-01273549>

**HAL Id: hal-01273549**

**<https://hal.science/hal-01273549v1>**

Submitted on 12 Feb 2016

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

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



HAL Authorization

# Évaluation des actifs environnementaux : quels prix pour quelles valeurs ?

par Marc Prieto et Assen Slim

## Résumé

La présente contribution, à visée méthodologique, a pour but de s'interroger sur les fondements économiques de la valeur des biens environnementaux. Après avoir distingué les concepts de « valeur » et de « prix », les principales méthodes d'évaluations monétaires utilisées aujourd'hui sont décrites à travers des applications publiées récemment en économie de l'environnement. Malgré des limites à prendre en considération, l'article souligne l'importance de telles mesures monétaires dans tout processus de prise de décision relatif à la gestion de l'environnement.

## Abstract

This methodological paper presents the economic foundations of value in the special case of environmental goods. Having differentiated concepts of "value" and "price", the authors present the main methods used in environmental economics to evaluate the price of environment. Despite some limits, the paper underlines the importance of such valuations for any decision maker who have to manage environment's goods.

En 2008, soit près de vingt ans après la marée noire provoquée par l'Exxon-Valdez sur les côtes de l'Alaska, Exxon acceptait finalement de payer 75 % des 507,5 millions de dollars de dommages sans les intérêts (5 milliards avait été envisagés au début du procès en 1994<sup>1</sup>). Avec la survenue et la répétition d'accidents ayant un impact environnemental à grande échelle (comme les accidents pétroliers par exemple), la nécessité d'attribuer un prix aux dommages environnementaux s'est progressivement imposée. Qu'il s'agisse d'évaluer des pertes écologiques pures (faunes, flores, littoral etc.), des pertes économiques pures (pour la pêche, le tourisme, etc.) ou bien qu'il s'agisse de justifier des demandes d'indemnisation, les évaluations monétaires des dommages environnementaux apparaissent aujourd'hui incontournables aux acteurs économiques en présence. Les méthodes pour y parvenir sont multiples et nombre d'entre elles se sont imposées précisément dans le cadre des récentes pollutions pétrolières : la méthode par le coût de remise en état des sites avec l'Amoco Cadiz (1978), la méthode dites des évaluations contingentes avec l'Exxon-Valdez (1989), la méthode du coût de déplacement ou de transport avec l'Erika (1999). Parfois même, plusieurs méthodes ont été utilisées simultanément.

---

1. La Tribune du 27 août 2008.

Au-delà de ces accidents de grande ampleur, l'émergence du concept de développement durable a favorisé la prise de conscience qu'il existait des dommages à échelle plus grande encore : réchauffement climatique, rupture des écosystèmes, survenue d'accidents atmosphériques extrêmes, etc. Dans cette perspective, l'analyse des interactions entre les activités humaines et la nature est devenue cruciale. L'orientation générale des politiques publiques en matière de développement durable et de protection de l'environnement amène à s'interroger non plus sur l'estimation des dommages et autres externalités<sup>2</sup> négatives subis par la nature, mais bien directement sur l'évaluation monétaire des actifs environnementaux. La mise en place de normes quantitatives d'émissions de CO<sub>2</sub>, la définition de coûts d'entrée à des zones protégées, la taxation de l'usage des automobiles sont autant de mesures qui imposent aux décideurs d'être renseignés sur le bénéfice net de chacune d'entre elles.

La principale entrave à la définition de telles mesures est qu'il n'existe pas de prix apparent affecté à la plupart des actifs environnementaux. Or l'absence de prix associé à un bien ne veut pas nécessairement dire que la valeur qui lui est associée soit nulle. Malheureusement, la conséquence directe de l'absence de prix pour les actifs environnementaux est que nombre d'acteurs économiques considèrent le contraire. Des dégradations liées à des usages immodérés de ces actifs ont ainsi été rendues possibles faute d'évaluation de leur valeur intrinsèque.

Si on peut dire que l'évaluation monétaire des actifs environnementaux a progressivement fait son chemin au sein des approches théoriques contemporaines, force est de constater que cette évaluation ne s'impose pas toujours d'elle-même. Nombre de difficultés se posent d'une part, concernant les fondements mêmes de la notion de valeur, et d'autre part, concernant les méthodologies empiriques utilisées.

L'objet de cette contribution, à visée méthodologique, est d'explicitier les principales approches empiriques utilisées aujourd'hui en matière d'évaluation d'actifs au regard des fondements théoriques de la valeur.

Après avoir opéré une distinction entre « valeur » et « prix » des biens en général (1.1.), les raisons relatives aux difficultés d'attribution d'un prix aux actifs environnementaux sont présentées (section 1.2.). Une typologie des valeurs des actifs environnementaux est alors proposée sur la base des développements théoriques produits durant ces trente dernières années (1.3.). Dans un second temps, les principales méthodes de valorisations monétaires de ces actifs sont présentées en distinguant deux démarches distinctes (2.1.). Les sections (2.2.) et (2.3.) proposent un exposé des principales méthodes utilisées étayées, pour

---

2. Les externalités ou effets externes sont des avantages ou des inconvénients résultant pour une tierce personne d'un échange entre d'autres agents économiques. La pollution atmosphérique provenant d'une usine constitue un bon exemple d'externalité négative.

chacune d'entre elles, par un exemple issu de la littérature récente en économie de l'environnement. Les reproches faits à ces méthodes sont enfin explicités (2.4.).

## **1. Quelles valeurs pour un actif environnemental ?**

Pour évaluer l'impact potentiel sur l'environnement de ses projets, le décideur public doit pouvoir calculer le bénéfice net potentiel de chacune des mesures qu'il envisage de mettre en place. Pour ce faire, il a besoin de connaître le prix des actifs environnementaux. Or ces derniers sont dépourvus de prix alors même qu'ils ont de la valeur. Pour cette raison, et parce qu'en général prix et valeur sont confondus, il est nécessaire de rappeler ce que dit l'analyse économique sur cette question (1.1). Après avoir montré pourquoi il est si difficile de donner un prix aux actifs environnementaux (1.2), une typologie des valeurs de ces actifs est proposée (1.3).

### **1.1. Ce qui a de la valeur a-t-il forcément un prix ?**

Pour répondre à cette question, il faut s'entendre sur le sens du mot « valeur ». Contrairement à l'affirmation de Friedrich Nietzsche en épigraphe de cette contribution, la plupart des économistes considèrent aujourd'hui que tout ce qui a de la valeur a forcément un prix, ou pour le dire autrement, que le prix (fixé par le marché) donne la valeur des choses. L'idée que le prix se réduit à la seule valeur marchande (d'échange) des biens s'est progressivement imposée durant le XXe siècle avec l'apport des auteurs néoclassiques. Cependant, dans nos économies de marché, la plupart des biens et services s'échangent et ont, de ce fait, une valeur d'échange et donc un prix de marché qui agit comme un signal à partir duquel les acteurs économiques (producteurs, consommateurs, Etat) fondent leurs décisions. Plusieurs catégories de biens (services publics, biens autoconsommés, éléments du patrimoine naturel entre autres) demeurent sans prix apparent pour la simple raison qu'ils échappent à l'échange marchand comme le remarquait déjà Say en note de bas de page dans le livre de Ricardo (1817) : « Il y a beaucoup de richesses produites, et même distribuées sans échange effectif » (Chapitre premier : « De la valeur »). Pour autant, il serait faux de croire que ces biens n'ont pas de valeur simplement parce qu'ils n'ont pas de prix apparent. Il devient nécessaire donc de clarifier la notion de valeur.

Jusqu'à la fin du XIXe siècle les théories de la valeur représentaient un débat central de la pensée économique et il ne saurait question ici d'en faire un exposé exhaustif qui dépasserait de loin les limites de cette contribution<sup>3</sup>. En revanche, ce débat a le mérite d'avoir fait émerger différentes conceptions de la valeur non réductible à la seule valeur d'échange retenue par les néoclassiques. Nous nous contenterons donc de les rappeler ci-dessous.

3. Pour un exposé sur la valeur, voir Mouchot (1994).

« Le mot valeur, il faut le remarquer, a deux sens différents et exprime quelquefois l'utilité de quelque objet particulier et quelquefois le pouvoir d'acquérir d'autres biens que confère la possession de cet objet. L'un peut être appelé *valeur d'usage*, l'autre *valeur d'échange* » (Smith, 1776, p. 34). Il est important de souligner que l'école classique, à partir d'Adam Smith, considère d'emblée l'existence de deux sortes de valeurs : la *valeur d'usage* qui correspond à l'utilité des biens, c'est-à-dire à leur capacité à satisfaire les besoins et la *valeur d'échange* qui correspond à la faculté que donne la possession des biens pour acheter d'autres biens. L'intérêt de ce rappel est de montrer que pour les classiques, l'utilité des biens constitue l'essence de la valeur, et non l'échange. Mais cette valeur d'usage n'est pas évidente à manier comme le constate Smith lui-même : « Rien n'est plus utile que l'eau, mais elle n'acquiert presque rien. Un diamant au contraire, n'a presque pas de valeur d'usage, mais on peut souvent obtenir une très grande quantité d'autres biens en échange » (*op. cit.*, p. 34). Cette difficulté amène l'auteur à expliquer la valeur que prennent les biens dans l'échange par le travail nécessaire à leur production : « le travail est donc la mesure réelle de la valeur échangeable de toutes les marchandises » (*op. cit.*, p. 37). Ainsi apparaît une troisième dimension de la valeur, à savoir la *valeur travail*, qui sera reprise et enrichie par Ricardo et bien sûr par Marx. Ajoutons que tous les classiques n'iront pas dans cette voie et que beaucoup (de Condillac, 1776 ; Say, 1803) contesteront l'idée qu'il est possible d'apprécier objectivement l'utilité des biens. E. B. de Condillac considère ainsi que l'utilité ne peut être appréciée que subjectivement par les individus : « Or, puisque la valeur des choses est fondée sur leur utilité, leur plus ou moins de valeur est donc fondée, l'utilité restant la même, sur leur rareté ou sur leur abondance, ou plutôt sur l'opinion que nous avons de leur rareté et de leur abondance ». C'est précisément la voie retenue par les marginalistes qui tentent de montrer que « la valeur n'est pas inhérente aux biens [...], c'est un jugement que les sujets économiques portent sur l'importance des biens [...]. Il en résulte que la valeur n'existe pas hors de la conscience des hommes » (Menger cité par Samuelson, 1990).

Il ressort de cette revue sommaire de la littérature que le prix d'un bien ne saurait se résumer à sa seule valeur d'échange. Les sources de la valeur sont à rechercher également dans l'utilité que procurent les biens ainsi que dans le travail qui leur est incorporé. Or, puisque les actifs environnementaux ont de l'utilité, comment se fait-il qu'ils n'aient pas de prix apparent ?

## **1.2. Pourquoi est-il si difficile de fixer un prix aux actifs environnementaux ?**

La principale difficulté rencontrée dans la recherche de prix pour l'environnement réside probablement dans le fait qu'un seul et même actif naturel ne répond pas à un, mais à de multiples besoins simultanés. Comme le souligne Point (1998), « attribuer certains services environnementaux à certains usages,

c'est s'interdire de voir ces mêmes services utilisés dans d'autres emplois ». L'expression simultanée de ces besoins peut même se révéler être source de conflit (l'usage par les uns peut affecter les usages possibles pour les autres) ce qui rend d'autant plus difficile le partage de ces actifs. Notons d'ailleurs que tous les besoins ne sont pas forcément exprimés simultanément. Ceci amène à un constat : la valeur d'un actif environnemental est très relative puisqu'elle ne peut être évaluée qu'à l'aune du besoin auquel l'actif répond. A titre d'exemple, une forêt peut potentiellement répondre à de multiples besoins : loisirs, exploitation des ressources autres que le bois (cueillette de champignons, ramassage de châtaignes, etc.), exploitation du bois (papier, meubles), fixation du carbone, habitat éventuel pour des populations autochtones, usages futurs non exprimés pour le moment.

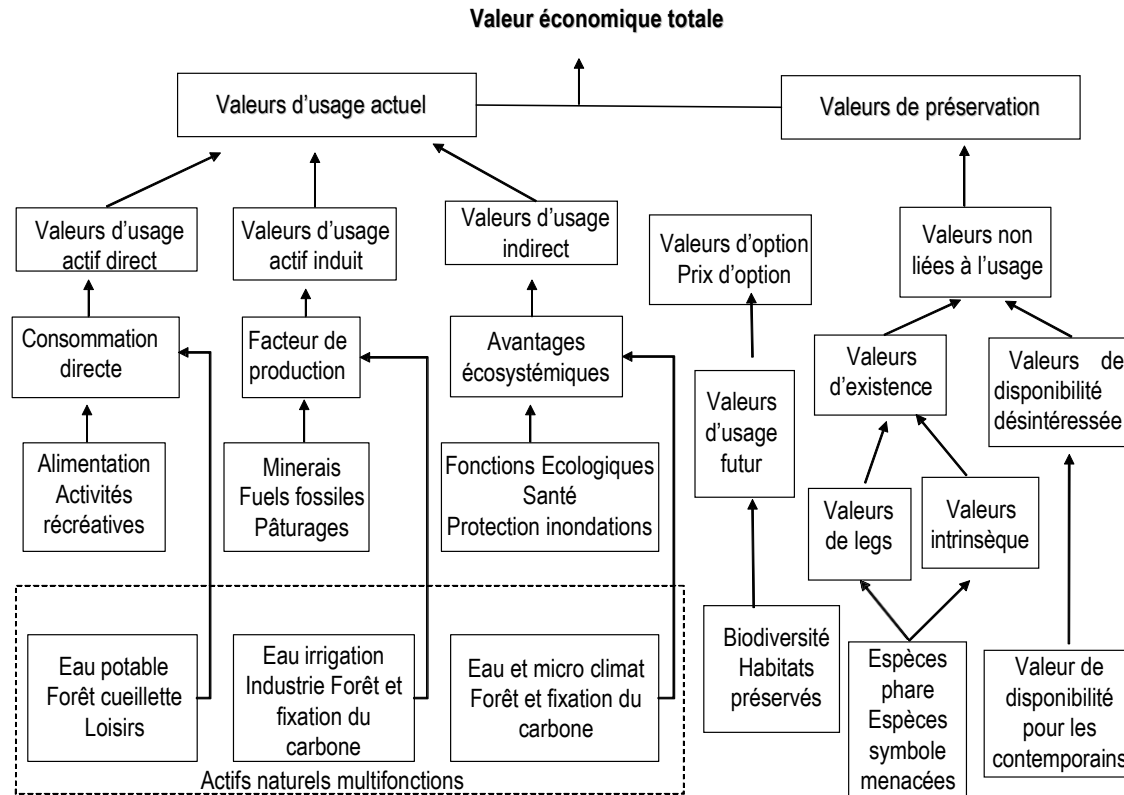
Parmi les autres facteurs compliquant la mesure monétaire des actifs environnementaux, on peut souligner leur caractère indivisible (ce qui rend leur appropriation en principe impossible) ainsi que l'absence de choix quant à la qualité souhaitée. Ces caractéristiques conduisent à l'impossibilité d'affecter des droits de propriété. Autrement dit, ces biens échappent à toute procédure d'évaluation marchande. L'échange marchand est donc exclu. Ainsi, les mécanismes de marché de droits à polluer surmontent cette absence de droits de propriété en attribuant des droits d'usage. La démarche consiste à fixer un niveau d'émissions de polluant pour une période et une zone géographique données. Ce montant global est ensuite divisé entre plusieurs agents sous la forme de droits à polluer, i.e. des droits d'usage sur une portion de nature par l'intermédiaire de la pollution émise.

Ajoutons que la valeur travail n'est d'aucun secours puisque les actifs environnementaux sont des biens collectifs non produits. Il n'y a donc aucun coût direct de production qui puisse aider à la détermination de leurs prix. Enfin, la valeur d'un actif environnemental ne peut se résumer à la seule valeur d'usage.

### **1.3. Valeur économique globale d'un actif environnemental**

Durant les trente dernières années, un consensus s'est formé peu à peu sur les valeurs associées aux actifs environnementaux. La figure 1 ci-dessous, réalisée par Point (1998) a le grand mérite de présenter une vision synthétique de l'ensemble des valeurs économiques attribuées au patrimoine naturel. Elle est à lire comme un ensemble non exhaustif d'hypothèses plausibles.

Figure 1 : Valeurs économiques attribuées au patrimoine naturel



Source : Point (1998), p. 17.

Les valeurs économiques des actifs environnementaux se répartissent donc en deux grandes catégories : les « valeurs d'usage actuel » et les « valeurs de préservation ».

Les valeurs d'usage actuel correspondent à des utilisations bien réelles des services délivrés par le patrimoine naturel. Il peut s'agir « d'usages directs » pour les consommateurs (eau potable, cueillette), « d'usages induits » (eau à usage d'irrigation pour l'agriculture, forêt utilisée pour la production de papier) ou « d'usages indirects » (contribution d'un écosystème au maintien d'un microclimat).

Les valeurs de préservation (Arrow *et alii*, 1993) renvoient, quant-à-elles, à toutes les valeurs non liées à l'usage actuel. On y trouve les « valeurs d'option » (volonté de se réserver la possibilité d'utiliser un type de services environnemental ultérieurement), les « valeurs d'existence » (Krutilla, 1967) pouvant résulter d'une valeur intrinsèque (Fisher & Raucher, 1984) de l'actif ou d'un réflexe altruiste de conservation au profit des générations futures (Mc Connell, 1997).

Toute la difficulté consiste à définir les méthodes appropriées permettant de donner une mesure monétaire de ces valeurs. Dans de très nombreux cas, les estimations proposées concernent les valeurs d'usage des actifs.

## **2. Les méthodes de valorisation monétaire des actifs environnementaux**

Dans un contexte de prise en compte accrue des atteintes sur l'environnement, les tribunaux du monde entier font face aux problèmes de mesure des dommages et de définition des amendes encourues. Comment peut-on fixer de telles mesures quand le bien est considéré comme gratuit ?

Après avoir explicité le concept de consentement à payer nécessaire à toute évaluation monétaire (2.1.), les deux grandes démarches d'évaluation seront exposées à travers des applications issues de travaux récemment publiés en économie de l'environnement (2.2. et 2.3.). Enfin, les principales critiques de ces méthodes sont exposées (2.4.).

### **2.1. Fondements théoriques de l'évaluation monétaire : le concept de consentement à payer pour l'environnement**

Au-delà des discussions théoriques sur les sources de valeur (cf. § 1.), attribuer une valeur à travers un prix est rendu indispensable à toute volonté de maintien l'environnement pour les générations futures. Protéger l'environnement, fixer un montant de taxes sur la pollution des véhicules, établir des normes d'émission des industries, sont autant de problématiques à gérer pour les pouvoirs publics. La prise de décision passe alors par un mécanisme de mesure des avantages et des coûts de telle ou telle mesure. Par exemple, une mesure de dépollution sera considérée comme économiquement efficace si le flux de bénéfices actualisés qui en découle est supérieur au flux des coûts actualisés associés (Beaumais et Chiroleu-Assouline, 2004). Cette analyse coût-avantages induit *de facto* la nécessité de donner une valeur à des flux aux prix inexistants.

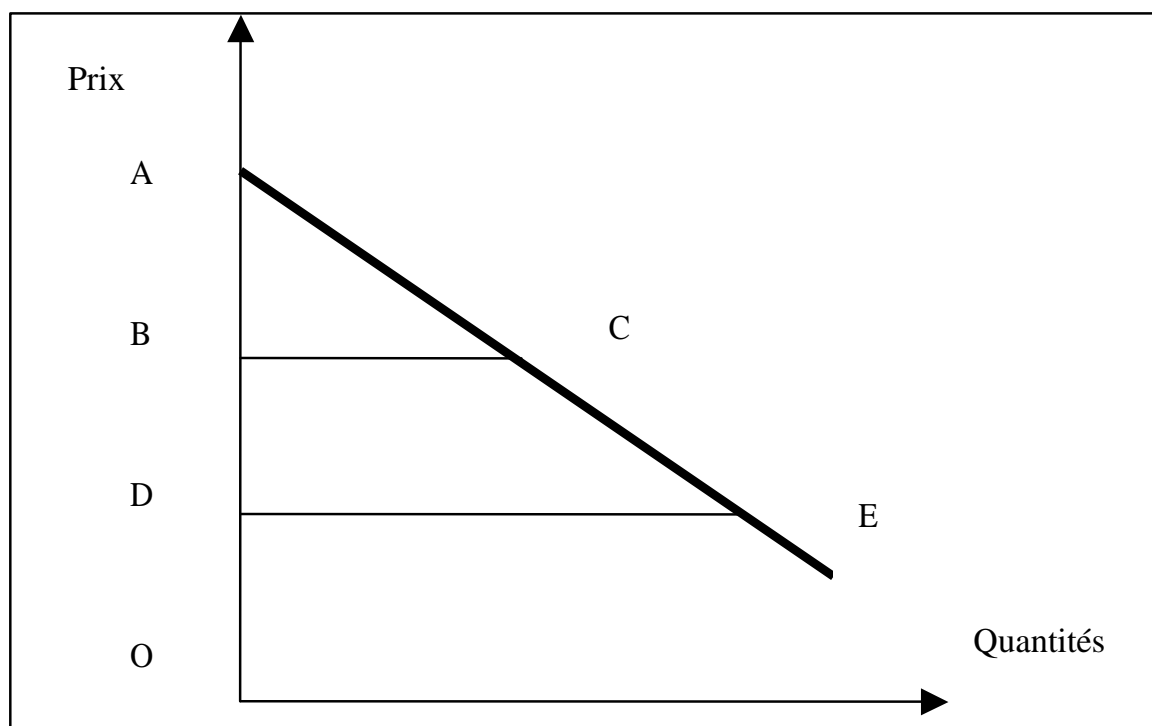
Malgré des approches assez différentes, les méthodes décrites ci-dessous reposent toutes sur des fondements utilitaristes. Selon Bonnieux et Desaignes (1998), « malgré l'absence de prix, toute augmentation ou diminution de la qualité d'un actif environnemental affecte l'utilité (le bien-être) des individus. Cette simple constatation conduit les économistes à rechercher les moyens de faire révéler les modifications d'utilité des individus ». L'objectif visé par les économistes est donc d'exprimer, en grandeur monétaire, une variation de la fonction d'utilité consécutive à une variation de la qualité d'un actif environnemental (op. cit.). Suite aux travaux de Marshall (1920) puis de Hicks dans les années 1940, la variation de l'utilité des individus peut être approximée par la mesure du surplus de l'individu. Cette notion de surplus sera étendue aux actifs environnementaux dans les années 1970 (Mäler, 1974).

Le surplus du consommateur désigne la différence entre la dépense maximale qu'un individu consentirait à faire pour un bien donné, et le montant final qu'il



acquiesce pour acquiescer réellement le bien. Le surplus correspond alors à l'écart entre la dépense que le consommateur était prêt à faire et celle qu'il réalise effectivement<sup>4</sup>. Cette notion peut être illustrée graphiquement. La figure 2 représente la fonction de demande pour un bien divisible, en reportant sur l'axe des abscisses les quantités et sur l'axe des ordonnées les prix.

Figure 2 : Le surplus du consommateur



Le graphique présente donc la fonction de demande pour un bien (relation ici décroissante avec le prix). Pour un prix égal à OB, le surplus du consommateur est mesuré par la surface ABC, qui représente les quantités correspondantes à des prix supérieurs à OB pour le bien considéré. Si le prix diminue de BD, le surplus augmente et l'aire passe de ABC à ADE. Autrement dit, si le prix diminue, le surplus varie positivement. À l'inverse, si le prix passe de OD à OB, alors la variation de surplus aurait diminué.

Ce concept de surplus ainsi établi, conduit à différentes mesures qui ne sont pas équivalentes (Rotillon, 1993). Prenons un des exemples que nous décrirons dans la section suivante, le cas de la pollution dans la ville de Jakarta. L'évaluation consiste à comparer deux situations : la situation initiale d'une ville polluée (notée I), et une situation finale où des interdictions de certains polluants conduisent à une situation de ville moins polluée (notée F). Le consentement à payer (CAP) se définit « comme la somme maximale que le consommateur est prêt à payer pour atteindre la situation F » (Rotillon, 1993, p.30). Autrement dit, on suppose

4. Les définitions détaillées de la notion de surplus peuvent être trouvées dans des manuels de microéconomie tels que Varian (1994), Picard (1994), ou encore Stiglitz (2005).

qu'il est équivalent pour lui d'être dans une ville polluée et dans une situation de ville dépolluée en ayant supporté une dépense d'un montant égal au CAP. Si, au contraire, la situation finale est prise comme référence (ville dépolluée), on nomme consentement à recevoir (CAR) la somme minimale que le consommateur devrait obtenir pour accepter de rester dans une ville polluée (situation initiale). Compte tenu de la symétrie des situations, on a une égalité entre capacité à payer et capacité à recevoir<sup>5</sup>. Rotillon (1993) indique « les différences entre les deux mesures sont faibles quand les situations initiale et finale sont proches. Malheureusement, c'est loin d'être toujours le cas [...] il n'y a pas de consensus chez les économistes de l'environnement sur cette question. Le choix entre (CAP) et (CAR) dépend alors des spécificités de l'évaluation d'un bien donné dont doit être conscient le lecteur pour en apprécier les résultats ».

Afin d'évaluer des dommages environnementaux, le coût des dommages est en général adopté plutôt que le coût d'évitement du dégât ou le coût de remise en état. Cette approche des coûts permet de ne négliger a priori aucune des composantes de la valeur accordée par l'ensemble de la société aux dommages (Beaumais et Chiroleu-Assouline, 2004). Le travail de l'économiste consiste alors à collecter les appréciations monétaires directes des individus lors de dommages réellement ressentis (par exemple, une pollution de l'air réelle) afin d'en déduire une (CAP) ou une (CAR). Il est également possible d'obtenir des appréciations indirectes des individus en leur proposant des dommages environnementaux potentiels mais non subis réellement. Le développement récent de ces approches depuis le début des années 1970 a été rendu possible par l'augmentation exponentielle des capacités des outils informatiques. Le raffinement du traitement statistique et économétrique des résultats d'enquête a très largement contribué à l'obtention d'évaluations les moins biaisées possibles des (CAP) des agents pour la nature.

Deux principales catégories de méthodes sont en général retenues : les méthodes DE préférences révélées (ou méthodes directes) et les méthodes de préférences déclarées (ou méthodes indirectes).

Les méthodes indirectes permettent de déterminer la valeur accordée à un actif environnemental à travers l'observation d'un marché lié à cet actif. L'observation des prix de l'immobilier peut ainsi permettre d'établir un prix pour la proximité d'un site naturel (mer, montagne) ou pour la qualité de l'air. Nous présenterons ici les principales méthodes indirectes (2.2.): la méthode des coûts de transport et la méthode des prix hédonistes.

Les méthodes directes (2.3.) reposent, quant à elles, sur une évaluation subjective d'un actif donné par les individus eux-mêmes. La principale méthode directe,

---

5. Pour un exposé plus détaillé, voir Point (1998).

appelée méthode contingente, a pour objectif d'obtenir auprès des individus leur (CAP) ou (CAR) pour un actif environnemental.

## **2.2. Les méthodes de préférences révélées**

Ces méthodes appréhendent les biens non marchands à travers des marchés qui leur sont reliés. L'objectif visé est de déduire des prix observés sur un marché connexe, le prix de l'actif environnemental en question. Deux techniques sont largement utilisées : la méthode des coûts de transport et la méthode des prix hédonistes.

### **2.2.1. La méthode des coûts de transport : l'exemple de la cueillette de champignons en forêt**

Cette méthode a été mise au point par Clawson et Knetsch (1966) en considérant le consentement à payer des individus pour un site naturel à travers l'ensemble des dépenses qu'ils engagent pour s'y rendre. Une évaluation de la demande pour le site est définie, fonction des attributs des individus et des caractéristiques de l'actif. Cette approche permet d'établir la relation existante entre le taux de fréquentation et le coût unitaire de la visite. Ainsi, cela permet d'estimer le surplus du consommateur associé à l'actif. Cette méthode est uniquement utilisée dans le cas de sites naturels offrant des usages récréatifs à leurs visiteurs. L'étude de Starbuck *et alii* (2004) constitue un très bon exemple. Les auteurs mobilisent la méthode afin d'évaluer le surplus de ménages américains se rendant dans la forêt de Gifford Pinchot, dans le sud-ouest de l'état de Washington, pour y cueillir des myrtilles et des champignons. Cette évaluation constitue un apport pour les agences de gestion des forêts publiques. Les résultats obtenus permettent en effet, d'inclure dans les décisions de gestion de la forêt des usages alternatifs non pris en compte *a priori*. Ces activités s'ajoutent à la valeur de la forêt issue de la ressource en bois qu'elle représente. Les activités récréatives des forêts représentent une part non négligeable de source de valeur d'usage (Loomis, 1993). L'intégration de la valeur de telles activités permet ainsi d'étoffer l'évaluation de l'actif considéré. Outre la cueillette, il serait également possible d'estimer la valeur d'usage liée à la pêche, aux ballades en vélos tout terrains, l'escalade, etc. Le point commun entre toutes ces activités est qu'en général, le produit n'est pas destiné à être échangé sur un marché. Très souvent, cette production est réservée à une consommation domestique et familiale. Elle échappe donc à toute évaluation marchande.

Par ailleurs, la méthode postule un certain nombre d'hypothèses. Les individus ont tous accès au site naturel mais à des prix différents qui dépendent de leur localisation géographique initiale. Chacun peut passer autant de temps qu'il le souhaite sur le site. Enfin, les caractéristiques du site sont censées être les mêmes durant toute la saison. On exclut donc toute évolution de la météorologie, de la détérioration écologique liée à des usages antérieurs, etc.

L'évaluation du coût du déplacement regroupe le coût de transport proprement dit, le coût d'opportunité du voyage et les coûts d'entrée éventuels. Pour rappel, le coût d'opportunité constitue en quelque sorte le « manque à gagner » du voyage, i.e. ce qui aurait pu être réalisé durant ce temps de transport et le bénéfice de cette réalisation. Cette évaluation du coût n'est pas sans poser quelques problèmes puisqu'en général, on considère le transport comme un coût or il peut être dans certains cas appréhendé comme une source de satisfaction (plaisir de se déplacer dans des zones non habitées, plaisir de la conduite d'une automobile, etc.). Enfin, le déplacement vers un site naturel peut être associé à une autre visite comme celle d'un parent proche, d'un lieu de vacances. Dans ce cas, tout le coût ne saurait être relié à la seule activité récréative.

De manière générale, ce coût est calculé sur la base du salaire horaire moyen, excluant donc toute prise en compte de l'hétérogénéité des individus en la matière.

Dans le cas de l'étude de Starbuck *et alii* (2004), les données utilisées concernent des individus ayant réalisé une ou plusieurs cueillettes au cours de l'année 1996 et dont le produit de la cueillette n'avait qu'un usage strictement domestique. Près de 400 adeptes de la cueillette ont été enquêtés : type de transport, quantités récoltées, type de cueillette, nombre de visites, distance domicile-forêt, données socioéconomiques. Le modèle économétrique proposé vise à estimer le nombre de visite du site réalisé pour la cueillette sur l'ensemble des variables explicatives disponibles. Les résultats obtenus indiquent que le nombre de visites est corrélé négativement avec le coût de transport. Le fait que l'enquêté soit une femme contribue positivement au nombre de visites ainsi que les quantités espérées de produits cueillis.

La fonction ainsi estimée permet aux auteurs de déduire le montant du surplus du consommateur, i.e. le bénéfice net retiré par le consommateur de l'activité. Les auteurs indiquent que pour chaque visite d'un adepte de la cueillette, le bénéfice retiré est de 36\$ (en dollars de 2003). Ce résultat peut être comparé à ceux d'études équivalentes portant sur des activités récréatives pour les forêts de la côte pacifique des Etats Unis (Rosenberg et Loomis, 2001). Ainsi, une valeur de 86\$ environ est estimée pour l'activité de camping (en \$ de 1996) et de 53\$ environ pour le pique-nique (\$ de 1996) contre 30\$ environ pour la cueillette de champignons et de myrtilles.

Tout l'enjeu pour le décideur public ou l'agence de gestion des forêts est d'intégrer ces évaluations des usages récréatifs dans leurs décisions. L'avantage de cette méthode est donc explicite : donner un prix à une activité non marchande. Outre des hypothèses assez contraignantes, cette méthode est considérée comme fiable (Beaumais et Chiroleu Assouline, 2004). Comme l'ont constaté Starbuck *et alii* (2004), les résultats de l'estimation du surplus des consommateurs sont relativement cohérents avec d'autres activités sur des sites équivalents.

### **2.2.2. La méthode des prix hédoniques : l'exemple de la qualité de l'air dans les mégaloilles**

Depuis l'article de Rosen(1974) ayant formalisé les méthodes des prix hédonistes, celles-ci ont été largement utilisées par les économistes désireux de fixer un prix pour chacune des caractéristiques d'un bien. Cette méthode constitue un outil privilégié pour l'évaluation de l'environnement des biens immobiliers tel que les parcs, les espaces verts, les nuisances sonores ou la qualité de l'air. La méthode repose sur l'hypothèse d'un lien entre le prix d'un bien et ses différentes caractéristiques. Il est ainsi possible d'expliquer la différence de prix entre deux appartements situés dans la même résidence dont l'un donne sur une cour intérieure et l'autre propose une vue dégagée d'un bord de mer. L'estimation de la capacité à payer des agents un panorama ou un paysage est donc possible.

Dans un article récent publié dans la revue *Ecological Economics*, deux auteurs indonésiens Yusuf et Resosudarmo estiment la valeur associée à la qualité de l'air dans la mégaloille de Jakarta. Leur étude constitue l'une des premières appliquée à une capitale en développement. La littérature sur les prix hédonistes appliqués aux prix de l'immobilier porte essentiellement sur des capitales développées (Boyle et Kiel, 2001).

La méthode consiste à considérer le marché des biens immobiliers à travers des demandeurs et des offreurs en situation de concurrence pure et parfaite. Les agents sont supposés être preneurs de prix, i.e. ils n'ont pas d'influence individuelle sur les prix. Ces hypothèses issues de l'approche néoclassique du marché, conduisent à un équilibre qualifié d'hédoniste. Une variation du prix d'un bien immobilier s'effectue en réponse à une modification de l'un de ses attributs, égale au consentement marginal à payer des acheteurs et au prix d'offre marginal des vendeurs pour cette caractéristique. Comme pour la méthode des coûts de transport, une fonction de demande est estimée économétriquement à partir des données de prix du marché immobilier considéré.

Pour cela, les auteurs disposent des prix de la location des biens immobiliers ainsi que de leurs caractéristiques pour la ville de Jakarta en 1998-99. Ils disposent également du degré de concentration de différents polluants comme le dioxyde de soufre, le plomb, les oxydes d'azotes ainsi que les gaz à effet de serre (monoxyde et dioxyde de carbone). Les auteurs montrent que la concentration de plomb, le dioxyde de soufre et les oxydes de carbone dans l'air ont un impact négatif sur les prix de l'immobilier. Ils en déduisent que les ménages habitant cette ville seraient prêts à payer entre 28\$ et 85\$ par  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , la réduction de la concentration de ces polluants dans l'air.

Les résultats obtenus sont cohérents avec les estimations réalisées pour les villes des pays développées. Dans le cas du dioxyde de soufre, la capacité à

payer des agents (en \$ américains de 1997) pour la qualité de l'air est ici de 28\$ par  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à Jakarta contre des montants allant de 58 à 328\$ par  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les capitales des pays développés (Boyle et Kiel, 2001). Même si le montant est légèrement moindre, cela indique donc que les habitants des mégapoles des pays en développement sont également prêts à payer pour vivre dans une ville moins polluée. L'étude conforte ainsi la récente mesure des autorités locales ayant interdit l'usage de carburants « super plombés » pour l'usage des automobiles à Jakarta.

Cette méthode présente l'avantage de pouvoir donner lieu à des estimations de valeurs d'usage malgré les contraintes inhérentes à sa mise en application. La méthode trouve ses limites dans la nécessité de perfection du marché observé. Dans la réalité, ces hypothèses ne sont pas nécessairement vérifiées. Pour être significative, l'étude ne doit pas omettre d'attributs du bien ou des individus. L'absence d'une variable utile à l'évaluation du bien (par exemple la surface habitable dans le cas des appartements) peut conduire à une estimation erronée du prix associé à la qualité de l'air. Enfin, cette méthode suppose une parfaite information des agents quant à la qualité de l'environnement. Autrement dit, la méthode impose que l'individu désireux de réaliser une transaction immobilière ait accès à une information fiable sur la qualité de l'air. Si cela n'est pas le cas, il ne peut préférer un bien situé dans un quartier peu pollué à un bien situé dans un quartier pollué, toutes choses égales par ailleurs. Ces difficultés doivent conduire à considérer les évaluations obtenues comme des ordres de grandeur (Rotillon, 1993, p.38).

### **2.3. Les méthodes directes : la méthode d'évaluation contingente appliquée à une zone protégée**

La méthode d'évaluation contingente consiste à enquêter directement auprès des individus concernés par un actif environnement dans le but d'en déterminer le prix. L'enquête porte sur la (CAP) des individus pour le bien. Contrairement aux méthodes indirectes, aucune référence à un marché réel n'est nécessaire. La procédure suivie consiste à interviewer des individus en leur présentant des scénarios relatifs à un actif environnemental afin de faire émettre un prix aux individus. L'intérêt de la méthode est de permettre d'élargir l'estimation de la valeur au-delà de la seule valeur d'usage comme dans le cas des méthodes indirectes (Beaumais et Chiroleu-Assouline, 2004).

Cette méthode a été utilisée lors de la marée noire provoquée par l'Exxon Valdez pour évaluer l'ensemble des dommages. Elle peut également être utilisée pour estimer un droit d'accès à un site naturel. En recourant à cette méthode, Baral N, Stern M.J. et Bhattarai R. (2008) ont déterminé le droit d'entrée à la plus grande zone protégée du Népal, l'Annapurna. Permettant de conserver la biodiversité, de protéger les écosystèmes et de contribuer au développement durable (Neto,

2003), la plupart des zones protégées nécessitent des ressources financières. Aujourd'hui nombre d'entre elles ne sont pas financièrement à l'équilibre. La question de l'obtention de ressources permettant le maintien à long terme de ces zones, est devenue une question primordiale ces dernières années (Baral *et alii*, 2008). Les revenus issus du tourisme écologique ou tourisme vert dans ces zones constituent une des sources principales de financement. Dans cette optique, la définition de la tarification des droits d'entrée à la zone pour les « éco touristes » devient une problématique centrale. Les auteurs proposent une évaluation contingente en explicitant aux enquêtés tous les intérêts de la conservation et du développement de cette zone protégée.

Toute étude contingente doit commencer par la rédaction d'un questionnaire dont la première partie décrit l'actif à valoriser par les personnes interrogées. L'étude sur la zone protégée de l'Annapurna est fondée sur un questionnaire adressé à 315 touristes étrangers ayant visité la zone en 2006. Un paragraphe indique aux enquêtés que les autorités de gestion du site estiment le droit d'entrée assez faible et qu'ils souhaiteraient l'augmenter. Un accroissement des droits d'entrée permettrait d'améliorer les conditions de visite des touristes, de conserver la biodiversité, ou encore de favoriser le développement local. Mais surtout cet accroissement des droits d'entrée compenserait la perte de revenus liée à la baisse de la fréquentation du site depuis les tensions géopolitiques du début des années 2000. Les individus interrogés doivent indiquer si, oui ou non, ils seraient d'accord pour payer différents montants pour accéder au site. Les montants proposés vont de 30 à 120\$ pour un prix appliqué lors de l'enquête de 27\$.

Comme dans le cas des méthodes indirectes, les méthodes économétriques permettent d'évaluer les variables explicatives de l'acceptation ou non de payer un droit d'entrée supérieur<sup>6</sup>. Ces variables sont les attributs socioéconomiques des individus, les circonstances de leur visite sur le site, leur sensibilité environnementale, les montants offerts.

Les résultats indiquent que le consentement à payer pour l'accès au site est corrélée négativement avec le prix d'entrée proposé et la taille de la famille. En considérant deux scénarios de fréquentation : un scénario élevé (fréquentation haute) et un scénario faible (fréquentation faible), il leur est possible d'évaluer les niveaux de revenus pour la zone protégée et pour l'économie locale. Un droit d'entrée de 50\$ constitue un droit d'entrée acceptable pour plus de 60% des individus interrogés, et permettrait de réduire considérablement les déficits de la zone protégée.

L'application de la méthode au cas de l'accès à la zone protégée de l'Annapurna met en évidence la capacité à payer des individus pour la préservation de la zone.

---

6. Pour un exposé plus détaillé de la méthodologie de traitement des résultats d'enquêtes contingentes, voir Diamond et Hausman (1994).

L'étude indique que le droit d'entrée pourrait très bien passer progressivement de 27 à 50\$.

Malgré la reconnaissance de la méthode comme efficace, elle présente un certain nombre de limites, ou plutôt un certain nombre de biais potentiels. Nous citerons ici trois biais principalement identifiés dans la mise en œuvre de cette approche. Le premier biais est appelé biais hypothétique qui correspond à la différence entre le (CAP) annoncé par l'individu enquêté et le véritable montant qu'il serait prêt à payer s'il existait un marché réel du bien en question. Le scénario proposé et sa formulation, la plus précise possible, peuvent permettre de réduire ce biais. Dans le cas de l'Annapurna, il s'agit de rédiger l'énoncé de l'enquête pour faire en sorte que l'individu annonce un montant dont il devra effectivement s'acquitter lors d'une prochaine visite.

Le second biais concerne le lien entre le montant accepté par l'interviewé et le montant plancher proposé au départ. Des travaux ont montré l'existence d'une corrélation entre les deux montants.

Enfin, le biais d'inclusion fait référence au fait, par exemple, qu'un individu peut répondre un même montant pour une action générale de préservation de l'environnement et pour le droit d'entrée au site de l'Annapurna.

## **2.4. Les critiques faites aux évaluations**

Plusieurs reproches sont faits aux méthodes que nous venons de présenter. Certains concernent les problèmes de procédure utilisée (tels que les différents biais ou l'omission de variables) et, d'autres concernent les fondements mêmes des méthodes. Ces reproches continuent d'alimenter le débat sur la validité des résultats fournis et par les mesures de politiques de l'environnement qui peuvent découler de ces évaluations.

Pour fixer un prix à un actif environnemental, les méthodes présentées ici ne sont pas les seules à pouvoir donner quelques indications. Les dires d'experts peuvent également devant les instances de règlement des litiges, apporter une contribution précieuse. Mais l'intérêt des méthodes présentées, comme l'indique Beaumais (2002) est « d'être « lisibles » à partir d'un protocole scientifiquement fondé qui peut être contesté mais non manipulé ».

La nature du bien évalué tient une place importante. Plus le bien évalué est familier, connu par les individus, plus les résultats obtenus seront pertinents et généralisables. La sensibilité des résultats au niveau d'information des individus, évoquée notamment lors de l'approche hédonique, fragilise la portée de la méthode.



Des limites sont formulées quant à l'omission de certains effets externes ce qui conduit à sous-estimer les coûts collectifs environnementaux et sanitaires (Beaumais et Chiroleu-Assouline, 2004). Très souvent, les méthodes négligent certaines fonctions écologiques comme la préservation des paysages, ou la dégradation des milieux naturels, dont la plupart auront des effets à long et très long terme.

Cela amène une autre critique relative à une tendance à la « myopie » des approches. Cette myopie se manifeste lors de l'utilisation des valeurs estimées pour la nature dans le calcul économique du décideur public. La question de l'actualisation des flux lors l'analyse coûts bénéfices demeure controversée. Cette phase est pourtant fondamentale puisque, pour rappel, l'évaluation d'un actif environnemental n'est pas une fin en soi. Un des principaux intérêts est de l'utiliser dans des décisions de politiques publiques. L'idée est que les conséquences des comportements actuels relatifs à l'environnement s'étalent sur un horizon temporel tellement éloigné que l'application d'un taux d'actualisation réduit considérablement la valeur des effets à prendre en compte aujourd'hui (Beaumais, 2002). Autrement dit, le calcul d'actualisation est tel que, par exemple, l'influence d'une dégradation des écosystèmes dans 200 ans est quasiment nulle.

Une des limites importantes concerne également le choix des individus interrogés lors de l'évaluation contingente. Dans la plupart des cas, sont interrogés les seuls individus concernés par l'actif environnemental en question. Dans l'exemple de la zone protégée de l'Annapurna, seul ont été interrogés les visiteurs du site. Ainsi, ne poser la question qu'à des individus dégageant une utilité par l'usage régulier d'un actif conduit, selon toute vraisemblance, à surestimer la valeur associée à cet usage. Cependant, le recours à des méthodes économétriques avancées permet d'éviter ce problème.

Plus grave, le choix même de consentement à payer pour évaluer l'environnement est controversé. Dans une analyse contingente menée par Stevens *et alii* (1991) portant sur la préservation d'espèces sauvages, 80% des personnes interrogées estiment qu'il est important que l'aigle et le vautour ne disparaissent pas. Or, 62% d'entre eux ne sont pas prêts à payer pour préserver ces deux espèces. De plus, l'étude montre une très importante différence entre (CAP) et (CAR). Comme nous l'avons indiqué précédemment, l'estimation du (CAP) et du (CAR) n'aboutissant pas nécessairement au même résultat, ce choix doit être discuté et justifié pour chaque application.

Enfin, des réticences d'ordre éthiques sont énoncées à l'encontre des évaluations. « Ce qui pose essentiellement problème est l'association d'un étalon monétaire pour attribuer une valeur économique à la vie humaine comme à l'environnement » (Beaumais et Chiroleu-Assouline, 2004). Par exemple, les méthodes d'analyse

contingente sont de plus en plus utilisées en économie de la santé (Hanley, Ryan et Wright, 2003), notamment en évaluant le prix de la vie humaine. Cette évaluation du prix de la vie humaine, de la valeur de la morbidité choque les esprits. Comme l'indique Beaumais (2002) : « Peut-on ainsi considérer, sans décrédibiliser le calcul économique, qu'une vie humaine vaut plus ou moins selon une modulation géographique, économique ou encore temporelle ? ».

## **Conclusion**

Une des causes principales de la dégradation de l'environnement est la sous estimation de leur valeur (Godard, 1993). Le problème des biens environnementaux est qu'il n'existe aucun système institutionnel privé ou public, qui permette de leur attribuer un prix. La qualité de l'air, le bruit, la beauté d'un paysage sont donc gratuits (du fait de l'absence de droits de propriété définis). Cette apparente gratuité masque de très nombreux risques liés à certaines dérives (surexploitation des ressources, pollution des écosystèmes, etc.). Les conséquences sont alors de grande ampleur à la fois pour l'équilibre de l'environnement dans son ensemble et pour l'Homme qui rend plus complexe ses conditions de survie. Cette gratuité conduit les agents (entreprises, ménages, Etats) à user et parfois abuser de ces ressources, sans pour autant en intégrer toutes les conséquences.

Si la science économique est la science de la rareté c'est-à-dire la manière dont les agents vont allouer les ressources pour satisfaire leurs besoins, nombre de ressources « gratuites » ne font pas partie du calcul savant des économistes. L'impossibilité de fixer un prix pour des biens qui ne sont pas échangés sur les marchés introduit un biais dans le calcul économique des agents supposés rationnels. Attribuer un prix à un bien non marchand devient alors inévitable pour que les agents économiques prennent en considération leur existence. Cette évaluation est également nécessaire lorsque dans certains secteurs l'intervention de l'Etat est souhaitable (i.e. les défaillances de marché). L'idée est que les dirigeants d'un pays ont besoin de données chiffrées sur les coûts et les bénéfices de leurs possibles interventions.

Les difficultés rencontrées dans la valorisation monétaires des actifs environnementaux expliquent qu'un marché n'ait pu se développer pour ces ressources ni qu'une gestion collective s'impose en la matière. L'absence de prix des biens environnementaux entraîne une forme perverse d'allocation puisque c'est l'acteur économique qui détruit le plus ces biens qui se les approprie de fait.

Malgré un certain nombre de critiques portant sur les méthodes d'évaluation proposées dans ce papier, celles-ci présentent l'avantage « d'être relativement lisibles et de proposer des résultats issus d'un processus scientifiquement fondé pouvant être contesté, non manipulé » (Beaumais, 2002). D'autres approches

permettent d'explorer la valeur de ces biens comme celle de l'analyse multicritères. L'approche multicritère a pour objectif de hiérarchiser les projets relatifs à un actif environnemental en pondérant les résultats relatifs aux projets (Faucheux, Noël, 1995). Ces méthodes ne permettent cependant pas de donner un prix aux actifs naturels.

Etant donné le caractère collectif des actifs environnementaux, on peut légitimement penser qu'ils devraient relever de la responsabilité de la puissance publique. Cette dernière, étant la seule en mesure de percevoir la dimension collective des problèmes posés. Dans cette perspective, elle devrait pouvoir amener les individus à intégrer le prix de l'environnement dans la gestion des entreprises. Cette intégration pourrait prendre la forme d'une incorporation systématique dans la comptabilité des organisations. Cela permettrait de contraindre les firmes à intégrer les conséquences sur la nature de leurs décisions stratégiques. La puissance publique devrait à la fois intervenir comme maître d'œuvre en aidant activement à l'établissement des prix des actifs environnementaux mais également comme utilisateur de ces prix dans le cadre de ses politiques générales ayant un impact sur l'environnement. Toutefois, comme le rappelle P. Point (1998), « la crédibilité et l'acceptabilité sociale des résultats suppose que les critères et règles fixés n'apparaissent pas comme trop manipulatoires, mais résultent bien de la recherche du meilleur compromis entre les repères livrés par la théorie économique, le cadre juridique en vigueur, et le coût d'investigation ». Les actions entreprises par la puissance publique, quelque soit leur nature, ne sauraient de toute façon se passer d'une réflexion sur le financement de ces dernières. C'est là, à l'évidence une question complexe qu'il conviendrait de développer.

## Bibliographie

- Arrow K., Leamer E., Portney P., Radner R., Schuman H., Solow R. (1993), « Report of the NOAA panel on contingent valuation », Federal Register, Washington D.C., n°58, pp. 4501-4514
- Baral N., Stern M.J., Bhattarai R., (2008), "Contingent valuation of ecotourism in Annapurna conservation area, Nepal : implications for sustainable park finance and local development", *Ecological Economics*, 66, pp.218-227.
- Beaumais O., (2002), *Économie de l'environnement : méthodes et débats*, Rapport pour le Commissariat Général au Plan, La Documentation Française, Paris.
- Beaumais O., Chiroleu-Assouline M. (2002), *Économie de l'environnement*, Editions Bréal, Paris.
- Boyle M. A., Kiel K.A., (2001), "A survey of house price hedonic studies of the impact of environmental externalities", *Journal of Real Estate Literature*, 9(2), pp. 117-144.
- Bonnieux F., Desaignes B., (1998), *Économie et politiques de l'environnement*, Editions Dalloz, Paris.
- Bontemps P., Rotillon G., (1998), *Économie de l'environnement*, Editions La Découverte, collection « Repères », Paris.
- Clawson M., Knetsch J., (1966), *Economics of outdoor recreation*, The Johns Hopkins Press, Baltimore.
- de Condillac E. B. (1776), *Le commerce et le gouvernement considérés relativement l'un*

à l'autre, in Œuvres complètes, Elibron Classics, édition de 2006.

Diamond P.A., Hausman J.A. (1994), "Contingent valuation: is some number better than no number?", *Journal of Economic Perspectives*, 8(4), pp.45-64.

Faucheux S. et Noël F., (1995), *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Editions Armand Collin, Paris.

Fisher A. & Raucher R. (1984), « Intrinsic benefits of improved water quality: conceptual and empirical perspectives », in V. K. Smith & A. D. Witte (ed), *Advances in Applied Microeconomics*, Greenwich Conn., JAI Press.

Hanley N., Ryan M., Wright R., (2003), "Estimating the monetary value of health care: lessons from environmental economics", *Health Economics*, 12, pp.3-16.

Hicks J., (1939), *Value and capital*, Clarendon, 2d Edition, 1946, Oxford.

Krutilla J. (1967), « Conservation reconsidered », *American Economic Review*, n°57, pp. 777-786.

MC Connell K. E. (1997), « Does altruism undermine existence value? », *Journal of Environmental Economics and Management*, n°32, pp. 22-37.

Mäler K.G., (1974), *Environmental economics*, John Hopkins University Press, Baltimore.

Marshall A.(1920), *Principles of economics*, Mac Millan, 8ème Edition, New York.

Mouchot C., (1994), *Les théories de la valeur*, Economica Poche, Paris.

Neto F., (2003), « A new approach to sustainable tourism development : moving beyond environmental protection », Discussion paper of the United Nations Department of Economic and Social Affairs, 29, United Nations.

Picard P., (1994), *Eléments de microéconomie*, Montchrestien, Paris.

Point P. (1998), « La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique », *Économie publique*, n°1, pp. 13-44.

Say J.B. (1803), *Traité d'économie politique ou simple exposition de la manière dont se forment, se distribuent ou se consomment les richesses*, Editions Calmann-Lévy, 1972, Collection Perspectives de l'Économie - Les fondateurs, Paris.

Ricardo D. (1817), *Des principes de l'économie politique et de l'impôt*, Flammarion, Champs, 1977.

Rosen S., (1974), « Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition », *Journal of Political Economics*, 82, pp.34-55.

Samuelson A. (1990), *Les grands courants de la pensée économique : concepts de base et questions essentielles*, PUG.

Smith A. (1776), *Recherche sur la Nature et les causes de la richesse des nations*, Edition française de 2000, Economica.

Starbuck C.M., Alexander S.J., Berrens R.P., Bohara A.K., (2004), "Valuing special forest products harvesting: a two-step travel cost recreation demand analysis", *Journal of Forest Economics*, 10, pp.37-53.

Stiglitz J.E., Walsh C., (2005), *Principles of Microeconomics*, Fourth Edition, W.W. Norton & Company.

Varian H.R., (1994), *Introduction à la microéconomie*, De Boeck Université, Bruxelles.

Yusuf A.A., Resosudarmo B.P., (2008), "Does clean air matter in developing countries' megacities ? A hedonic price analysis of the Jakarta housing market, Indonesia", *Ecological Economics*, doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.011.