

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

**Rapport du Travail du Groupe d'Elèves ENV2**

Commanditaire : Raphaël Billé – Institut du Développement  
Durable et des Relations Internationales

Tuteur ENGREF : Laurent Mermet

Auteurs : Marine Colon, Guillaume Mattersdorf,  
Charlotte Pavageau

***Version du 26 Février 2009***

*AgroParisTech-ENGREF et l'IDDRI n'entendent donner aucune approbation ni improbation aux thèses et opinions émises dans ce rapport ; celles-ci doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.*

## Remerciements

Nous remercions chaleureusement toutes les personnes que nous avons rencontrées dans le cadre de cette étude pour leur accueil et la qualité des échanges :

Salvatore Arico, Gilles Benest, Olivier Bommelaer, François-Nicolas Boquet, Julien Calas, Lucien Chabason, Arnaud Greth, Claude Henry, Jochen Krimphoff, Olivier Langrand, Olivier Laroussinie, Yann Laurans, François Letourneux, Vanessa Nuzzo, Brice Quenouille, Hélène Souan, Pierre Strosser et Jacques Weber.

Nous tenons à remercier tout particulièrement Laurent Mermet et Raphaël Billé pour leurs conseils avisés, ainsi que Aline Cattan et Yann Laurans qui ont accepté d'être membres de notre jury.



# Sommaire

|  |            |
|--|------------|
| <b>REMERCIEMENTS</b> .....   | <b>III</b> |
| <b>SOMMAIRE</b> .....  | <b>V</b>   |
| <b>TABLES DES ILLUSTRATIONS</b> .....  | <b>VI</b>  |
| <b>I. INTRODUCTION</b> .....   | <b>1</b>   |
| <b>II. LES DEFINITIONS ET LES ENJEUX DE LA BIODIVERSITE</b> .....  | <b>3</b>   |
| A. L'EVOLUTION DU RAPPORT DE L'HOMME A LA NATURE OU LA CONFRONTATION DES<br>REPRESENTATIONS.....                                     | 3          |
| B. LA BIODIVERSITE, UN CONCEPT MARQUE PAR SA COMPLEXITE .....  | 3          |
| 1. <i>Une notion qui englobe plusieurs concepts majeurs</i> .....  | 4          |
| 2. <i>Une notion difficile à caractériser</i> .....  | 4          |
| C. LES ENJEUX MAJEURS ASSOCIES A LA BIODIVERSITE .....   | 5          |
| <b>III. L'EVALUATION ECONOMIQUE APPLIQUEE A LA BIODIVERSITE</b> .....  | <b>6</b>   |
| A. LES DIFFERENTES VALEURS DE LA BIODIVERSITE .....  | 6          |
| B. L'EVALUATION ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE .....  | 7          |
| 1. <i>La valeur instrumentale de la biodiversité ou l'émergence de l'évaluation<br/>        économique de la biodiversité</i> .....  | 7          |
| 2. <i>La dimension sociale et temporelle liée aux valeurs économiques de la biodiversité</i><br>.....                                | 8          |
| 3. <i>La notion des services écosystémiques : un pont vers l'évaluation économique de<br/>        la biodiversité</i> .....          | 9          |
| 4. <i>Les différentes méthodes existantes d'évaluation économique de la biodiversité</i> ...   | 9          |
| 5. <i>L'émergence des « valeurs tutélaires » de la biodiversité</i> .....  | 11         |
| C. LES LIMITES DE L'APPROCHE ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE .....   | 11         |
| <b>IV. LES CONTRIBUTIONS DE L'EVALUATION ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE<br/>DANS LES PROCESSUS DE DECISION</b> .....                  | <b>13</b>  |
| A. LES DIFFERENTS PROCESSUS DE DECISION .....  | 13         |
| B. L'EVALUATION ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE COMME OUTIL D'AIDE A LA DECISION ....  | 14         |
| 1. <i>Dans le cadre de l'évaluation de politiques publiques</i> .....  | 15         |
| 2. <i>Dans le cadre de la mise en place d'un schéma de paiement pour service<br/>        écosystémique</i> .....                     | 18         |
| 3. <i>Dans le cadre de l'orientation de la stratégie d'une entreprise</i> .....  | 19         |
| 4. <i>Dans le cadre des choix pour un projet d'infrastructure</i> .....  | 20         |
| C. L'EVALUATION ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE COMME OUTIL DE PLAIDOYER EN FAVEUR<br>DE LA BIODIVERSITE.....                          | 22         |
| 1. <i>L'évaluation économique comme outil de justification</i> .....   | 22         |
| 2. <i>L'évaluation économique comme outil d'argumentation</i> .....  | 22         |
| 3. <i>L'évaluation économique comme outil de sensibilisation</i> .....   | 23         |
| D. L'EVALUATION ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE COMME OUTIL DE CREATIVITE.....   | 24         |
| <b>V. LES PERSPECTIVES OFFERTES PAR L'UTILISATION DES EVALUATIONS<br/>ECONOMIQUES DE LA BIODIVERSITE</b> .....                       | <b>27</b>  |
| A. LES CONTEXTES, LES PROFILS ET LES SITUATIONS QUI INFLUENCENT L'UTILISATION DE<br>L'EVALUATION ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE ..... | 27         |
| 1. <i>La culture des acteurs</i> .....   | 27         |

|            |   |           |
|------------|---|-----------|
| 2.         | <i>L'évolution des mentalités</i> .....   | 29        |
| 3.         | <i>Les jeux d'acteurs et les rapports de force</i> .....  | 29        |
| 4.         | <i>L'organisation des acteurs militants et la gestion de l'environnement</i> .....  | 30        |
| 5.         | <i>L'échelle d'action</i> .....   | 31        |
| 6.         | <i>Le moment de l'insertion de l'étude dans le processus de décision</i> .....  | 32        |
| 7.         | <i>Le cadre réglementaire</i> .....   | 32        |
| 8.         | <i>Les méthodes utilisées</i> .....   | 33        |
| B.         | LES CRITERES QUI PRIMENT DANS LES PROCESSUS DE DECISION .....   | 33        |
| 1.         | <i>L'acceptabilité sociale</i> .....  | 33        |
| 2.         | <i>La volonté politique</i> .....   | 34        |
| 3.         | <i>Le cadre réglementaire</i> .....   | 35        |
| C.         | LA GENERALISATION DE LA PRATIQUE DE L'EVALUATION ECONOMIQUE DE LA<br>BIODIVERSITE : UNE EVOLUTION SOUHAITABLE ?.....                    | 36        |
| 1.         | <i>Sous quelle forme généraliser la pratique de l'évaluation économique de la<br/>biodiversité ?</i> .....                              | 36        |
| 2.         | <i>Doit-on négliger l'évaluation économique de la biodiversité ?</i> .....  | 36        |
| 3.         | <i>Quelles sont les utilisations non souhaitables des évaluations économiques de la<br/>biodiversité ?</i> .....                        | 36        |
| 4.         | <i>Quelles sont les conditions d'utilisation des évaluations économiques de la<br/>biodiversité ?</i> .....                             | 37        |
| 5.         | <i>Quels risques sont à craindre en cas de généralisation de la pratique des<br/>évaluations économiques de la biodiversité ?</i> ..... | 37        |
| <b>VI.</b> | <b>CONCLUSION</b> .....   | <b>39</b> |
|            | <b>ANNEXES</b> .....  | <b>41</b> |
|            | <b>ANNEXE 1. LISTE DES PERSONNES INTERVIEWEES</b> .....   | <b>43</b> |
|            | <b>ANNEXE 2. GRILLE D'ENTRETIEN</b> .....   | <b>47</b> |
|            | <b>ANNEXE 3. DESCRIPTIF DES DIFFERENTES METHODES D'EVALUATION<br/>ECONOMIQUE DES BIENS ENVIRONNEMENTAUX</b> .....                       | <b>49</b> |
|            | <b>ANNEXE 4. ETUDE DE CAS : LE BASSIN VERSANT DES CATSKILLS ET<br/>L'ALIMENTATION EN EAU DE LA VILLE DE NEW YORK</b> .....              | <b>53</b> |
|            | <b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....  | <b>59</b> |

## Tables des Illustrations

|  |    |
|--|----|
| Figure 1 « Valeur économique totale » de la biodiversité (Weber 2002) .....  | 9  |
| Figure 2. Pyramide de l'évaluation des services écosystémiques (Commission Européenne,<br>2008) .....                      | 12 |
| Figure 3 L'effet d'une politique de conservation sur la distribution des bénéfices<br>écosystémiques (Pagiola, 2004) ..... | 17 |

# I. Introduction

En 2001, les Nations Unies ont lancé un groupe de travail qui a réuni plus de 1360 experts de 95 pays. L'objectif était de réaliser une « Evaluation des Ecosystèmes du Millénaire » (EEM) par la mobilisation des connaissances scientifiques au niveau mondial. Les conclusions rendues publiques en 2005 alertent sur la nécessité d'accélérer le mouvement de lutte contre l'érosion de la biodiversité. L'étude a mis en effet clairement en évidence le fait que le bien-être de l'humanité dépend du bon état écologique de son environnement. Et pourtant, inexorablement, en se développant, la société humaine continue à creuser sa tombe.

Ce constat n'est pas nouveau. Le phénomène est connu depuis les années 70. Lors du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro de juin 1992, 189 pays ont signé la Convention sur la Diversité Biologique par laquelle ils s'engageaient à lutter contre la dégradation de la diversité biologique. Que s'est-il passé depuis 17 ans? En 2005, l'EEM n'a fait que constater l'accélération du taux d'extinction des espèces.

Face à ce bilan pessimiste, un nouveau courant s'est développé pour mettre en place une stratégie plus efficace. Le principe est le suivant : puisque ceux qui dirigent le monde aujourd'hui ne sont pas capables d'entendre les mises en garde de la communauté scientifique, et qu'ils ne semblent s'intéresser qu'à ce qui a une valeur monétaire, il faut donner un prix à la biodiversité. La biodiversité rendant des biens et des services à l'humanité, il semble pour certains, astucieux de l'intégrer dans les mécanismes économiques. Une figure emblématique de ce mouvement est aujourd'hui P. Sukhdev, économiste, qui réalise pour le compte de la Commission Européenne et du gouvernement allemand une étude sur l'économie de la biodiversité et des services écosystémiques. Ce travail a donné lieu à un premier rapport qui soulève les difficultés liées à l'exercice de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Dans la dernière partie, le rapport fait le lien avec la politique en énonçant l'utilisation que les décideurs pourraient faire de ces analyses économiques pour améliorer l'action publique en faveur de la biodiversité.

Améliorer les politiques menées actuellement par l'évaluation économique de la biodiversité nécessite que les conditions suivantes soient réunies. Tout d'abord, il semble indispensable que les évaluations économiques de la biodiversité soient effectivement réalisées. Ensuite, il faut qu'elles soient prises en compte dans les décisions. Enfin, pour que l'objectif de lutte contre l'érosion de la biodiversité soit atteint, il faut que le changement de décision puisse se faire en faveur de la biodiversité. Ces questions ne sont pas étudiées dans le travail mené par P. Sukhdev. L'IDDRI a souhaité lancer une étude sur la place de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques dans les processus de décision. Ce sujet revient implicitement à se demander si l'approche économique peut impulser un changement positif pour la biodiversité.

La présente étude explore donc la place de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques dans les processus de décision. Il se base sur une synthèse bibliographique et 17 entretiens avec des acteurs de la biodiversité dont deux agissent au niveau international (voir liste en annexe I). Ces entretiens ont été conduits à 3, pour la plupart sur le lieu de travail de l'interviewé, et ont duré entre 30 minutes et 2h30.

L'objectif de ces entretiens était de définir la place de l'évaluation économique de la biodiversité aujourd'hui et celle qu'elle pourrait prendre à l'avenir. Nous avons structuré nos entretiens autour de deux axes : les méthodes d'évaluation, et l'utilisation des évaluations économiques de la biodiversité notamment au sein des processus de décision. Pour chaque axe, les interlocuteurs ont été amenés à donner leur opinion sur leur action et celle des autres acteurs.

Il n'a pas été possible d'observer des processus de décision en tant que tel. Nous avons procédé de manière détournée, en interrogeant des acteurs qui ont eu une riche expérience

dans le monde de la biodiversité, qui ont été impliqués dans des processus de décision, ou ont pu en observer.

Le rapport se divise en quatre parties. La première partie fixe le cadre de l'étude en définissant ce qu'on entend par biodiversité, et les enjeux dans ce domaine. La deuxième partie présente les bases des méthodes d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. La troisième partie fait le bilan des contributions de l'évaluation économique de la biodiversité dans les processus de décision en faisant la distinction entre celles qui sont attendues par ses promoteurs et celles qui ont été citées dans les entretiens. La quatrième partie discute du contexte influençant l'utilisation des évaluations économiques de la biodiversité et interroge sur la pertinence de généraliser la pratique.

## II. Les définitions et les enjeux de la biodiversité

Avant d'aborder le sujet de l'évaluation économique de la biodiversité, il semble indispensable de s'accorder sur le sens de la notion de biodiversité. En effet, pour le novice, ce mot renvoie à un ensemble d'images qu'il convient de préciser ici pour lever tout malentendu dans la suite du rapport. Cette partie est également l'occasion de préciser les enjeux de la biodiversité

### A. L'évolution du rapport de l'homme à la nature ou la confrontation des représentations

Le rapport de l'homme à la nature n'a pas cessé d'évoluer au cours du temps. La séparation entre les notions de « nature » et « société » est de plus en plus remise en cause et illustre une évolution de notre conception de la place de l'homme dans son environnement.

Dès le début des années soixante-dix, Bruno Latour déclarait : « les relations homme nature ne sont que des relations entre les hommes à propos de la nature » (Weber, 2002). La conception selon laquelle la nature peut-être vue comme extérieure à l'homme laisse place à une vision où l'homme est considéré comme faisant partie intégrante de son environnement. C'est donc une reconnaissance des multiples interactions qui existent entre les êtres humains et les écosystèmes.

Cette évolution des mentalités montre qu'il existe diverses représentations du rapport homme-nature. La pluralité des points de vue à ce sujet n'est en fait que le reflet de la confrontation de différentes éthiques environnementales. Cette question de l'éthique environnementale et de son évolution est importante pour fournir des outils de réflexion qui permettent de se situer par rapport aux discours multiples sur les humains et la biodiversité (Weber, 2004). Demeulenaere (2006) propose une typologie des différentes éthiques existantes :

- Une première vision basée sur une **éthique biocentrée** : souvent appelée *deep ecology*, en ce sens, elle est une extension à tous les êtres vivants de la morale kantienne appliquée aux êtres raisonnables, c'est-à-dire doués de raison.
- Une seconde vision centrée sur une **éthique écocentrée** (ou éthique de la communauté) : c'est une vision holiste de la biodiversité où l'homme appartient à la communauté biotique et où il existe de nombreuses relations d'interdépendance entre l'homme et son environnement mais aussi entre les espèces de l'écosystème au sein duquel il évolue.
- Une troisième et dernière vision basée sur une **éthique anthropocentrée** : dans ce cas, l'homme est maître protecteur de la nature. Les hommes ont alors le devoir de l'ordonner et de la socialiser.

La rencontre de ces différentes éthiques environnementales est encore à l'origine de nombreux débats. Elle conditionne l'approche de la biodiversité que l'on souhaite privilégier et la valeur que l'on souhaite lui associer.

### B. La biodiversité, un concept marqué par sa complexité

La présente partie montre que la complexité de la notion de biodiversité vient de la multiplicité des concepts qu'elle englobe et des difficultés à la caractériser simplement.

## 1. Une notion qui englobe plusieurs concepts majeurs.

La notion de biodiversité est issue du concept de diversité biologique, utilisé pour la première fois en 1980 par Thomas Lovejoy, biologiste américain spécialiste de l'Amazonie. C'est seulement en 1985 que le biologiste Walter G. Rosen emploie le terme de biodiversité lors de la préparation du *National Forum on Biological Diversity* organisé par le National Research Council aux Etats Unis. C'est uniquement en 1988 que le mot « biodiversité » apparaît officiellement pour la première fois dans une publication, lorsque l'entomologiste américain E.O. Wilson l'emploie dans le titre du compte rendu de ce forum. Le mot *biodiversity* avait alors été jugé plus efficace en terme de communication que *biological diversity*.

Cependant, le terme de *diversité biologique* persiste et l'emploi du mot *biodiversité* a du mal à s'imposer. Lors du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro de juin 1992 par exemple, 189 pays signent la Convention sur la Diversité Biologique. Ce traité international emploie le terme de *biodiversité* mais de *diversité biologique*, et ce définit comme étant : « la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (CBD, 1992).

Aujourd'hui, le terme *biodiversité* a pris le pas sur l'expression *diversité biologique* et s'est imposé comme un terme de référence dans le langage courant. Au-delà de ce bref historique linguistique, l'idée de biodiversité renvoie à trois concepts majeurs :

- Le concept du **vivant** qui inclut la notion d'espèces (faune, flore) mais aussi de gènes.
- Le concept d'**écosystème** qui désigne « l'ensemble dynamique formé par une communauté de plantes, d'animaux et de microorganismes et son environnement non biologique, les deux interagissant comme une même unité fonctionnelle. Les écosystèmes comprennent notamment les déserts, les récifs coralliens, les zones humides, les forêts tropicales, les forêts boréales, les prairies, les parcs urbains et les terres cultivées. Ils peuvent être relativement exempts de toute influence humaine, comme les forêts vierges tropicales, ou peuvent être modifiés par l'activité humaine. » (Commission Européenne, 2008).
- Le concept de **diversité** qui apparaît comme un élément primordial de la définition. En effet, ce qui caractérise le milieu naturel est sa diversité : la vie de sa plus petite expression (invertébré, plancton), voire à ses formes invisibles à l'œil nu (bactérie, virus) à ses formes les plus immenses (océan, forêt).

Il apparaît que la complexité qui se cache derrière l'idée de biodiversité le rend difficile à décrire. Cependant, le terme a le mérite de synthétiser la complexité et la diversité du vivant.

## 2. Une notion difficile à caractériser

Il existe aujourd'hui aucune approche qui soit capable d'appréhender toutes les notions et concepts sous-jacents au terme de biodiversité. La biodiversité peut être caractérisée en utilisant les trois approches complémentaires :

- L'approche **spécifique** : renvoie à l'idée du nombre et de la diversité des espèces rencontrées dans une zone déterminée d'une région, où une espèce peut être vue comme un groupe d'organismes qui peuvent se reproduire ou dont les membres se ressemblent le plus (cas des organismes qui se reproduisent par des moyens non sexuels, par exemple les virus, qui constituent une part significative de la biodiversité de la planète).

- L'approche **génétique** : met en évidence la diversité des gènes des différents végétaux, animaux et micro-organismes qui habitent la terre. La variété des caractéristiques permet aux espèces d'évoluer progressivement et de survivre dans des environnements qui se modifient.
- L'approche **écosystémique** : renvoie à l'idée du nombre et de l'abondance des habitats, des communautés biotiques et des processus écologiques sur la Terre.

Chacune de ces approches apporte un éclairage différent sur ce qu'est la biodiversité et renvoie à des mécanismes de préservation différents.

Au-delà des approches citées précédemment, l'EEM a développé une nouvelle approche en utilisant la notion de **services écosystémiques**. C'est une vision basée sur la définition des écosystèmes et des services qu'ils rendent à l'humanité. Ces services peuvent être des services d'approvisionnement, des services de régulation, des services de soutien et des services d'ordre culturel qui affectent directement les populations. Cette vision se distingue des trois approches citées précédemment du fait qu'elle renvoie à l'idée d'une nature au service de l'homme. Elle est aujourd'hui l'angle d'attaque le plus utilisé pour appréhender la complexité scientifique et les enjeux de biodiversité.

### C. Les enjeux majeurs associés à la biodiversité

L'EEM a mis en évidence quatre résultats majeurs.

Premièrement, au cours des 50 dernières années, l'homme a généré des modifications au niveau des écosystèmes de manière plus rapide et plus extensive que sur aucune autre période comparable de l'histoire de l'humanité, en grande partie pour satisfaire une demande croissante en matière de nourriture, d'eau douce, de bois de construction, de fibre, et d'énergie. Ceci a eu pour conséquence une perte substantielle de la diversité biologique sur la Terre. Dans une forte proportion, la perte de biodiversité est un phénomène irréversible. Certains écosystèmes fortement résilients peuvent toutefois être reconstitués.

Deuxièmement, les changements ainsi occasionnés aux écosystèmes ont contribué à augmenter le niveau de bien-être de l'Homme et le développement économique. Cependant, ces gains ont été acquis de manière croissante au prix d'une dégradation de nombreux services d'origine écosystémique, de risques accrus d'apparition de changements non-linéaires, et de l'accentuation de la pauvreté pour certaines catégories de personnes. Ces problèmes, à moins d'y trouver une solution, auront pour effet de diminuer de manière substantielle les avantages que les générations futures pourraient tirer des écosystèmes.

Troisièmement, la dégradation des services d'origine écosystémique pourrait même s'accroître de manière significative au cours de la première moitié de ce siècle, ce qui constitue une barrière à l'atteinte des objectifs du Millénaire pour le Développement.

Enfin, le défi d'inverser la tendance de dégradation des écosystèmes tout en faisant face à une demande croissante peut être relevé partiellement dans le cas de quelques scénarios que l'EEM a considérés. Ces scénarios impliquent des changements significatifs aux niveaux politique, institutionnel, et des pratiques actuelles. Il existe de nombreuses options de conservation et d'accroissement des services spécifiques d'origine écosystémique qui réduisent les effets négatifs des compensations ou qui engendrent des synergies positives avec d'autres services que procurent les écosystèmes.

Au-delà de ces résultats, les auteurs de l'EEM portent leur espoir sur des interventions économiques et financières qui pourraient constituer de puissants instruments de régulation de l'usage des biens et services procurés par les écosystèmes.

La volonté d'utiliser des outils économiques pour évaluer la biodiversité en terme monétaire et ainsi orienter le comportement de l'Homme soulève cependant deux questions majeures : est-ce acceptable d'un point de vue éthique ? Est-ce faisable techniquement ?

C'est sur l'ensemble de ces questions et de ces considérations que nous tenterons d'apporter un éclairage dans la troisième partie du rapport. Les quatrième et cinquième parties aborderont la question des modalités de contribution de l'outil économique dans les processus de décision relatifs à la préservation de la biodiversité.

### III. L'évaluation économique appliquée à la biodiversité

Cette partie présente d'abord les valeurs de la biodiversité, avant d'exposer rapidement les méthodes d'évaluation de la biodiversité. Une dernière partie conclue sur les limites de l'approche économique.

#### A. Les différentes valeurs de la biodiversité

De plus en plus de sciences s'intéressent à l'évaluation de la biodiversité : l'écologie, l'économie, l'anthropologie. Evaluer signifie mettre une valeur sur l'objet considéré. Pour pouvoir mettre une valeur sur la biodiversité, il faut pouvoir définir ce qu'elle est. Le chapitre précédent a montré la difficulté de définir la biodiversité de manière simple, ce qui rend toute tentative d'évaluation complexe. De plus, la pluralité des regards sur la biodiversité, en lien avec la multiplicité des intérêts pour la biodiversité, fait qu'il n'y a pas une valeur mais des valeurs de la biodiversité.

A l'affrontement politique se combinent les affrontements d'idéologies de la nature, et les conceptions scientifiques hétérogènes, voire contradictoires (Weber, 2004). Demeulenaere propose de considérer deux valeurs de la biodiversité (2006) :

- **La valeur morale ou d'existence** : c'est la valeur intrinsèque de la biodiversité. Le but recherché dans ce cas est une estimation de la valeur de la biodiversité en elle-même et pour elle-même. Cette vision de la biodiversité peut être vue comme une extension à tous les êtres vivants de la morale kantienne appliquée aux êtres « raisonnables » (c'est-à-dire doués de raison).
- **La valeur instrumentale**: c'est une vision utilitaire de la valeur de la biodiversité, où l'estimation de la valeur de la biodiversité est perçue comme un moyen pour arriver à une fin.

Cette distinction dans les valeurs de la biodiversité est débattue. En effet, Callicott (In Delmeunaere, 2006) juge que la valeur d'existence des espèces n'est pas indépendante de l'homme car elle est conditionnée par des valeurs morales nécessairement basées sur un référentiel humain. Par conséquent, la conception de la valeur de la biodiversité est influencée par l'éthique environnementale.

D'autres auteurs considèrent que la seule distinction entre valeur intrinsèque et valeur instrumentale n'est pas suffisante pour représenter l'ensemble du spectre des perceptions de la biodiversité dans le monde. Les valeurs suivantes sont proposées :

- **La valeur esthétique** : c'est une valeur non instrumentale bien qu'elle soit exprimée par l'homme. Elle est considérée comme de nature non instrumentale parce que la beauté (le concept le plus souvent lié à la valeur esthétique) est vue comme une fin en soi et non pas comme un moyen d'atteindre un objectif.
- **La valeur identitaire et culturelle** : considérée comme une valeur non instrumentale, elle reflète l'attachement d'un peuple ou d'une société à l'environnement qui l'entoure ; par exemple, les différentes variétés de riz jouent un rôle important dans les rituels balinaïses, la chasse au lion est un élément fondamental du passage de témoin entre les générations en Somalie. C'est ce que certains, dont Cormier et Roussel (2002), appellent la valeur patrimoniale de la biodiversité. Dans cette approche, trois caractéristiques essentielles sont attachées à la notion de

« patrimoine » : la biodiversité doit être héritée, censément être transmise aux générations futures et faire écho dans la conscience collective, avoir un rôle identitaire (Weber, 2004). La biodiversité est alors perçue comme patrimoine, tantôt commun, tantôt identitaire.

## **B. L'évaluation économique de la biodiversité**

Cette partie aborde l'évaluation économique de la biodiversité en cinq étapes :

- le lien entre approche économique et valeur instrumentale de la biodiversité (1),
- les dimensions sociales et temporelles associées à l'évaluation économique (2),
- le rôle central de l'approche des services écosystémiques dans l'évaluation (3)
- les différentes méthodes d'évaluation (4),
- et l'émergence des valeurs tutélaires.

### **1. La valeur instrumentale de la biodiversité ou l'émergence de l'évaluation économique de la biodiversité**

Les modalités de protection de la biodiversité dépendent du choix de la valeur que l'on souhaite lui associer et sont le reflet du contexte éthique dans lequel l'homme choisit de se placer. Les acteurs placés dans un référentiel où ce sont les éthiques biocentrée et écocentrée (voir partie II-A) qui dominent privilégieront la valeur d'existence de la biodiversité. Les acteurs placés dans un référentiel où la vision anthropocentrée domine préféreront attribuer une valeur instrumentale à la biodiversité.

Dans un référentiel où les éthiques biocentrées ou écocentrées dominent, des problèmes de gestion et de choix de critères d'arbitrage se posent rapidement. En effet, cette conception pousse à mettre tout écosystème sur un même plan et à conserver tout élément de la biodiversité. Or, en réalité, l'homme a besoin de règles de conduite dans son interaction avec la biodiversité pour l'aider à définir ses choix.

En 1988, Randall émet l'hypothèse que la meilleure façon de protéger la biodiversité est de lui affecter une valeur économique. Sa théorie repose sur une vision pragmatique : donner une valeur économique à la biodiversité permet une gestion plus efficace et plus rationnelle de la biodiversité. La valeur économique de la biodiversité permet en effet de mettre en calcul, et d'opérer un tri dans les priorités de conservation. La préférence pour un référentiel où l'éthique anthropocentrée domine, justifie le choix d'une approche utilitariste de la biodiversité.

Mais la pratique de l'évaluation économique de la biodiversité au sein de la communauté scientifique est déjà relativement ancienne. En effet, la première étude recensée à ce sujet est celle de Percy Viosca, un biologiste spécialisé dans les ressources halieutiques, au sein de laquelle il avait d'ores et déjà réalisé une première estimation de la valeur de la conservation des zones humides en Louisiane en 1926 (Vileisis in National Research Council, 2005). Depuis, les études chiffrent essentiellement les biens fournis par la nature via l'approche par services écosystémiques.

## **2. La dimension sociale et temporelle liée aux valeurs économiques de la biodiversité**

Une fois le choix fait par la société d'appréhender la valeur de la biodiversité sous un angle utilitariste, l'économie de l'environnement a développé le concept de « valeur économique totale d'un écosystème » qui repose principalement sur deux types de mesures : les valeurs d'usage et de non-usage de la biodiversité.

La première mesure concerne les éléments fournis par la nature et qui ont un marché sur lequel il est possible de relever des prix, ou qui ont des substituts marchands à des prix observables. La seconde résulte de la volonté de donner une mesure monétaire à des objets et des fonctions de l'écosystème n'ayant pas de marché : une espèce rare, un paysage, une fonction de recyclage, une fonction récréative par exemple. Ne disposant pas de prix observables, l'évaluateur construit des marchés fictifs en demandant à un échantillon de personnes leur consentement à payer pour protéger le produit ou la fonction, et son consentement à recevoir pour accepter la disparition du produit, ou de la fonction appelés respectivement « bien » et « service » (Weber, 2004).

Au-delà de la simple mesure des valeurs d'usage et non-usage de la biodiversité se cache des concepts sous-jacents que les décideurs se doivent d'avoir à l'esprit lorsqu'ils sont amenés à utiliser une telle évaluation économique. La valeur économique totale de la biodiversité est rarement approchable, et le décideur, ainsi que l'évaluateur, doivent alors se poser les questions suivantes :

- Valeur pour quoi ? Quelle valeur cherche-t-on à évaluer : des valeurs d'usages directs ou indirects ou des valeurs de non-usage des services rendus par les écosystèmes ?
- Valeur pour quand ? A quelle échelle de temps d'action se place-t-on au moment de l'évaluation économique. Cherche-t-on à donner une valeur à la biodiversité pour aujourd'hui ou bien pour demain ? Dans le second cas, on parle alors de valeur d'option ou de quasi-option (UICN, 1980).
- Valeur pour qui ? La valeur que l'on souhaite donner à la biodiversité est-elle une valeur pour les générations futures (valeur de legs) ou bien une valeur pour l'ensemble des êtres vivants (valeur d'existence) ?

Ce sont des questions fondamentales et qui apparaissent comme déterminantes pour les prises de décision. Elles doivent être impérativement posées avant de faire les évaluations économiques et c'est aux décideurs de choisir la ou les valeurs qu'ils souhaitent estimer. En effet, ce choix est loin d'être anodin car il implique des hypothèses fortes et contraignantes lors de la mise en œuvre de ces évaluations. Suivant les orientations décidées, l'évaluation économique ne donnera pas les mêmes résultats et sera la conséquence de choix faits par les décideurs.

Le schéma suivant représente la décomposition de la valeur économique totale d'un écosystème. Il illustre les enjeux liés au choix fait par les décideurs de considérer une valeur plutôt qu'une autre.

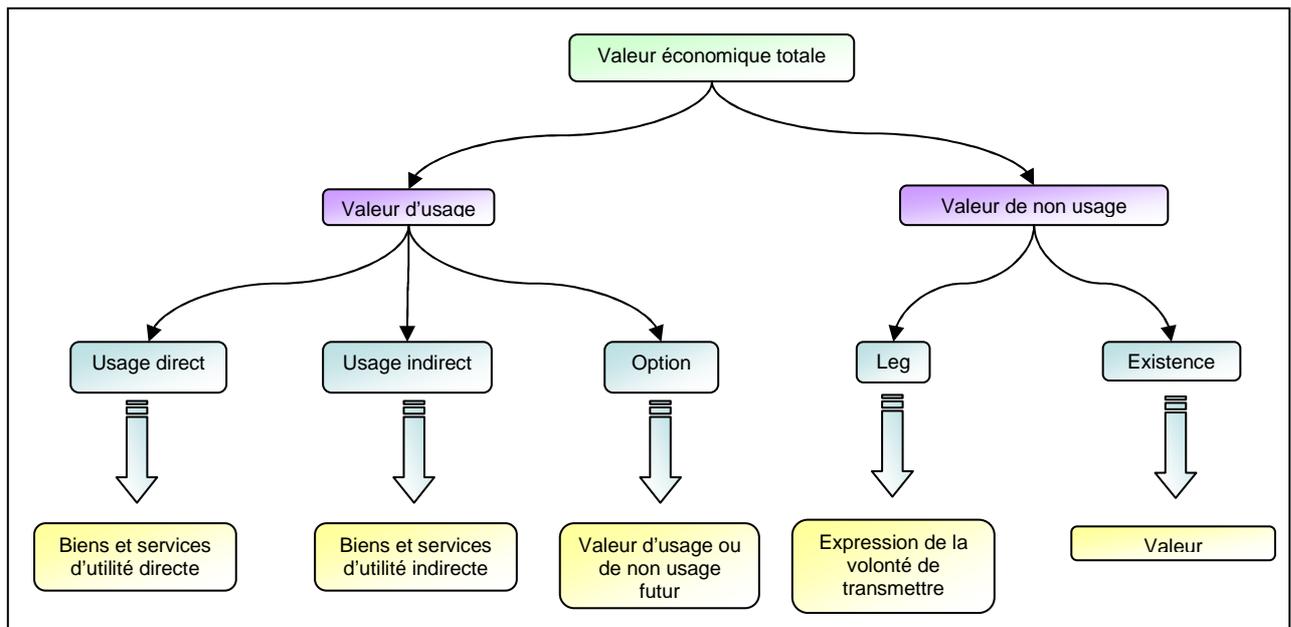


Figure 1 « Valeur économique totale » de la biodiversité (Weber 2002)

### 3. La notion des services écosystémiques : un pont vers l'évaluation économique de la biodiversité

Aujourd'hui, l'approche par service écosystémique est devenue l'angle d'attaque le plus utilisé pour appréhender la biodiversité, bien qu'elle offre une vision de la biodiversité nécessairement tronquée. Elle est particulièrement privilégiée lorsqu'il s'agit de réaliser des évaluations économiques.

Le recours à cette notion permet de contourner les difficultés à tenter d'évaluer directement la valeur de la biodiversité. Plutôt que d'estimer la valeur d'une zone humide, il est plus aisé de calculer la valeur des services qu'elle rend.

La notion de service est en effet un élément de la théorie économique. Dans l'économie du bien être, l'objectif est de maximiser les bénéfices sociaux de la consommation pour tous les individus. Le concept de consommation couvre un large éventail de biens et de services, notamment dans les domaines de la santé, de l'éducation et de l'environnement (Commission Européenne, 2008).

De nombreux évaluateurs déclarent que l'évaluation économique peut mettre en lumière les compromis à faire lors de prises de décision concernant des utilisations alternatives des écosystèmes en comparant les bénéfices et les coûts (et en tenant compte des risques) (Commission Européenne, 2008). Le terme « utilisation » se réfère ici à cette notion de services écosystémiques, c'est-à-dire aux bénéfices retirés par l'utilisation du fonctionnement des écosystèmes, et suppose la volonté des décideurs de comparer en permanence des bénéfices à des coûts pour choisir une solution optimale.

### 4. Les différentes méthodes existantes d'évaluation économique de la biodiversité

Différentes approches d'évaluation économique de la biodiversité ont été développées et sont aujourd'hui utilisées en pratique. Il est important de garder à l'esprit que chaque méthode apporte un éclairage différent et original. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées conjointement pour mieux capturer cette valeur qui reste difficile à évaluer. Les valeurs

obtenues par des méthodes complémentaires ne peuvent cependant pas être simplement additionnées pour obtenir une valeur monétaire totale.

Globalement, il est possible de distinguer trois grands types d'évaluation économique de la biodiversité :

- Les méthodes à « préférences déclarées » : Bon nombre de services rendus par l'écosystème ne s'achètent pas, ni ne se monnaient sur un marché. Il n'est pas non plus possible d'approcher leur valeur à partir d'échanges « commerciaux » existants comme c'est le cas des méthodes à préférences révélées (méthode des coûts de transport, méthode des prix hédoniques ...). Les citoyens ne peuvent donc pas révéler le « plaisir » que leur procure l'utilisation de ces services ou tout simplement l'importance qu'ils attachent à la présence de l'environnement et à sa protection au travers des actions qu'ils entreprennent. Ces méthodes se basent donc sur des questionnaires pour faire exprimer aux gens leur consentement à payer pour préserver la biodiversité.
- Les méthodes basées sur les « coûts » : la valeur de certains services environnementaux peut être déduite des coûts qui seraient engagés si ces services venaient à disparaître ou leur qualité altérée.
- Les méthodes à « préférences révélées » : elles déduisent la valeur des services rendus par l'environnement à partir de situations existantes et de décisions effectivement prises par les individus. L'ambition de ces méthodes est d'observer le comportement des utilisateurs de l'environnement (pêcheur, promeneurs, industriels utilisant de l'eau comme matière première), ce comportement étant sensé traduire leurs préférences et donc la valeur qu'ils accordent à l'environnement. Elles partent du principe que bon nombre de services rendus par l'écosystème, ne s'achètent pas, ni ne se monnaient sur un marché. Il n'est pas non plus possible d'approcher leur valeur à partir d'échanges « commerciaux » existants comme c'est le cas des méthodes à préférences révélées (méthode des coûts de transport, méthode des prix hédoniques). Les citoyens ne peuvent donc pas révéler le « plaisir » que leur procure l'utilisation de ces services ou tout simplement l'importance qu'ils attachent à la présence de l'environnement et à sa protection au travers des actions qu'ils entreprennent.

Le tableau suivant recense l'ensemble des méthodes existantes pour évaluer les « biens » ou « services » environnementaux. Une description plus détaillée de chacune de ces méthodes est donnée en annexe III.

| Méthodes dites à « Préférences révélées »   |   | Les méthodes basées sur des « coûts »   | Les méthodes basées sur des « préférences déclarées »   |
|---|---|---|---|
| Celles basées sur les prix de marché.   | Celles basées sur des marchés réels mais qui ne concernent pas directement la biodiversité                                  |   |   |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>* Méthode des prix du marché observé et des biens connexes</li> <li>* Méthode de productivité</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>* Méthode des prix hédonistes</li> <li>* Méthode des coûts de déplacement</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>* Méthode des coûts de remplacement</li> <li>* Méthode des coûts de restauration</li> <li>* Méthode des coûts de dépenses préventives</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>* Méthode de l'évaluation contingente</li> <li>* Méthode de l'analyse conjointe</li> </ul> |

Tableau 1. Classification des méthodes d'évaluation économique des "biens" et "services" environnementaux

## 5. L'émergence des « valeurs tutélaires » de la biodiversité

La notion de valeur tutélaire renvoie à l'idée de valeur de référence attribuée par la puissance publique. Bien que la biodiversité et les services écosystémiques ne sauraient être assimilés à des « biens et services marchands classiques », certains économistes pensent que le fait de leur attribuer une valeur tutélaire permettrait de mieux les prendre en compte dans nos décisions quotidiennes et dans la gestion des affaires publiques.

Les membres du conseil du Centre d'Analyse Stratégique, saisis par le premier ministre, étudient la pertinence de mettre ou non une valeur tutélaire sur la biodiversité. Si elle semble être un moyen de prendre en compte la biodiversité dans les évaluations préalables aux choix (notamment pour les projets d'infrastructure), l'affectation de valeurs tutélaires à la biodiversité soulève des questions, notamment sur la signification de ces valeurs. Traduisent-elles l'intérêt que portent les populations aux services écosystémiques ? L'intérêt des services écosystémiques pour ces populations mais évalué par des experts (objectivation) ? Le coût d'opportunité des actions à mettre en œuvre pour atteindre un objectif normatif ? (Salles, 2008)

Bien qu'elles semblent un moyen pour modifier certains arbitrages publics ou bien encore un critère pour orienter et rationaliser nos efforts de conservation de la biodiversité, il apparaît que la volonté d'attribuer une valeur tutélaire à la biodiversité soulève de nombreuses questions éthiques et morales.

## C. Les limites de l'approche économique de la biodiversité

Outre les limites propres à chaque méthode d'évaluation (voir annexe III), le fait d'utiliser l'approche économique pour évaluer la biodiversité est aussi source de controverses.

Une première limite vient de la volonté d'utiliser une branche de la science économique dont les fondements sont probablement incompatibles avec la nature de l'« objet » à évaluer. L'économie de l'environnement s'inscrit en effet dans un cadre plus large, appelé « économie du bien-être », pour qui le marché est un parfait révélateur des préférences quelles qu'elles soient (Weber, 2002). Ces préférences s'expriment à travers des consentements à payer (demande) ou à recevoir (offre), dont l'égalisation fournit le prix de marché. Cependant, concernant la biodiversité, il est difficile, voire impossible, d'obtenir une courbe d'offre et de demande. Par conséquent, toute tentative de donner un prix à la biodiversité apparaît comme arbitraire.

Une deuxième limite dans l'approche économique appliquée à la biodiversité vient du fait que l'économie ne permet pas de mesurer le caractère vital de la biodiversité. Les prix d'un bien sont aujourd'hui fonction de sa rareté et de l'utilité matérielle qu'on en retire. Il n'est aucunement fonction du caractère vital qui le lie à l'homme. Cette limite est illustrée dans un article de E. Orsenna intitulé : « Le jour où l'eau vaudra plus cher que le diamant » (Les Echos, 2008). L'outil économique ne permet donc pas de capturer et évaluer la dépendance de l'humanité vis-à-vis des ressources naturelles.

A cela s'ajoute le fait que l'évaluation économique ne permet pas forcément de capturer la richesse écologique de l'écosystème. Une vision instrumentale de la biodiversité, associée à l'approche par service écosystémique, biaise notre estimation des écosystèmes. Si un écosystème est particulièrement riche mais ne rend pas de service à la société humaine, sa valeur monétaire est considérée comme nulle ou quasi-nulle. Cette valeur peut être décuplée bien après l'évaluation réalisée en cas de prise de conscience du service rendu par cet écosystème. Ce caractère contingent des évaluations économiques de la biodiversité est

une des nombreuses limites du référentiel anthropocentré dans lequel l'évaluation économique se place aujourd'hui.

Enfin, la dernière limite de l'outil économique réside dans le fait que qu'il permet la recherche de l'efficacité et non pas de l'équité, en particulier dans sa conception parétienne. Même s'il existe des mécanismes par lesquels les économistes cherchent à intégrer le souci d'équité (conception plutôt keynésienne de l'économie) dans les marchés ou les évaluations économiques (exemple du principe pollueur-payeur, des taux d'actualisation quasiment nuls), l'économie reste l'outil de recherche de l'efficacité. L'intérêt général, nécessaire à la préservation de la biodiversité, est toujours le résultat d'un arbitrage entre la recherche d'efficacité et le souci d'équité (Cartelier, 2001). Il est donc indispensable que les décideurs n'utilisent pas l'évaluation économique comme seul outil d'arbitrage.

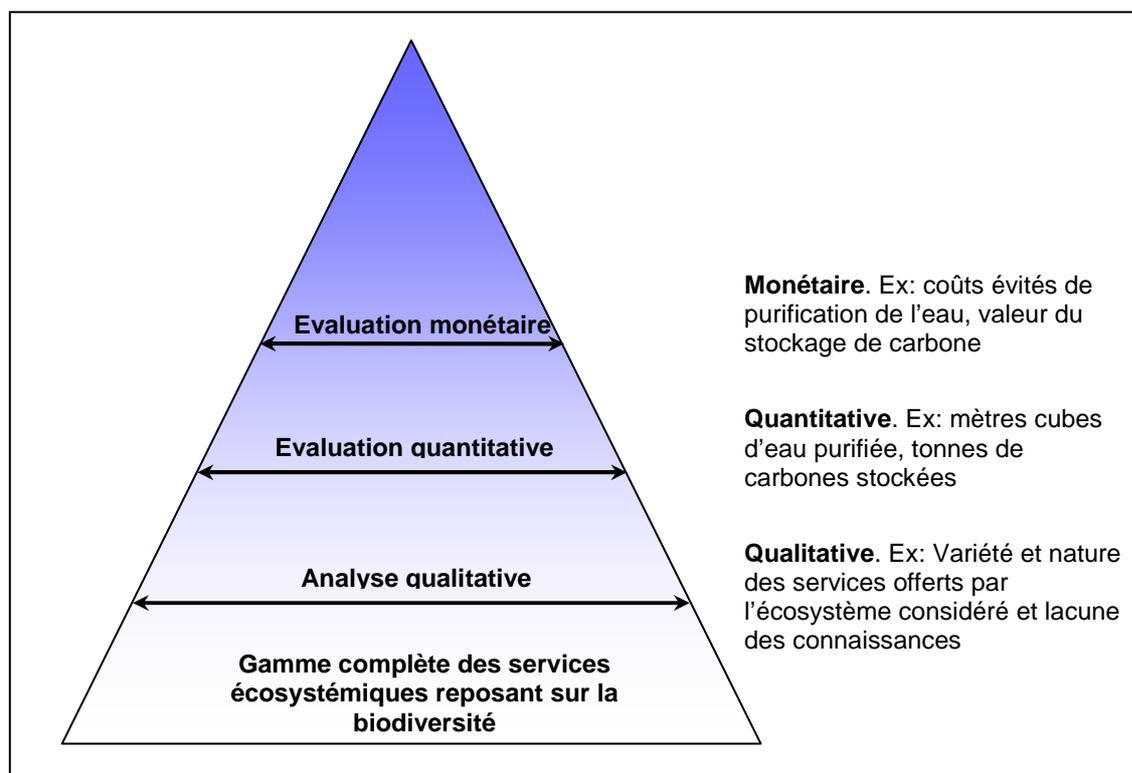


Figure 2. Pyramide de l'évaluation des services écosystémiques (Commission Européenne, 2008)

L'évaluation économique de la biodiversité se place dans une vision utilitariste de la nature. Dans cette optique, la notion de services écosystémiques est pertinente et pratique.

Les méthodes d'évaluation et de choix, ainsi que l'utilisation d'instruments minimisant les coûts énoncés dans la partie sont souvent présentés comme l'unique mode rationnel de régulation. Cette position n'est pas celle qui est défendue ici, étant donné les incertitudes et conflits sous-tendant les problèmes environnementaux.

Il existe une abondante littérature sur les recommandations dans la réalisation des évaluations économiques de la biodiversité (Cohen de Lara, Dron, 1997 ; OCDE, 2002 ; National Research Council, 2005). Les auteurs qui abordent la question du lien avec la décision indiquent à quoi les études pourraient servir. Le chapitre suivant tente de comprendre comment elles pourraient être utilisées et comment elles sont utilisées : à quel fin et dans quel cadre.

## **IV. Les contributions de l'évaluation économique de la biodiversité dans les processus de décision**

Le principe de la mobilisation de l'outil économique au service de la protection de la biodiversité est relativement récent et de plus en plus préconisé. Il s'appuie sur le raisonnement suivant : le grand public et les décideurs n'ont pas conscience de la valeur de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes. Le monde étant dominé par l'économie, évaluer économiquement la biodiversité et les services écosystémiques permettrait de lutter contre leur dégradation (OCDE, 2002 ; National Research Council, 2005 ; Commission Européenne, 2008). P. Sukhdev attend explicitement de cette nouvelle approche l'amélioration des politiques publiques et des comportements en faveur de la biodiversité (Commission Européenne, 2008).

Dans la suite du rapport, nous entendrons par « évaluation économique de la biodiversité » toute méthode d'évaluation de la valeur de la biodiversité, y compris celles qui tentent de l'approcher par le biais des services écosystémiques.

La présente partie analyse les contributions de l'évaluation économique de la biodiversité dans les processus de décision. Elle se fonde sur les entretiens et la synthèse bibliographique. Elle confronte les contributions attendues par les promoteurs de l'évaluation économique avec les cas étudiés.

Les différents types de contribution ont été bâtis en croisant les catégories énoncées par P. Sukhdev dans le rapport intermédiaire sur l'économie de la biodiversité et les services écosystémiques de la Commission Européenne (2008) et celles exposées par L. Mermet lors de la communication publique du 25 novembre 2008.

Le chapitre se décompose en 4 parties. La partie A présente les processus de décision susceptibles d'inclure une évaluation économique de la biodiversité. La partie B étudie la possibilité d'utiliser l'évaluation économique de la biodiversité comme outil d'aide à la décision. La partie C envisage l'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité comme outil de plaidoyer en faveur de la biodiversité. Enfin, la partie D explore l'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité comme outil de créativité.

### **A. Les différents processus de décision**

Les processus de décision sont multiples du fait notamment, de la diversité des acteurs en jeu dans le domaine de la biodiversité. Les catégories suivantes permettent d'appréhender un grand nombre de ces processus :

- **L'orientation des stratégies d'acteur de la protection de la biodiversité :**

Ce type de processus de décision implique les associations et ONG de conservation, les collectivités locales, agences, services d'Etat compétents, les bailleurs de fonds internationaux spécialisés dans les projets de développement durable tel que le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM).

Exemple de processus de décision pour le FFEM : sélection des projets de développement permettant la meilleure prise en compte de la biodiversité, choix d'une zone pour créer un espace protégée, mise en place d'un système de gestion d'une zone protégée.

- **L'élaboration de politiques publiques :**

Ce type de processus de décision implique l'administration publique d'Etat et des collectivités territoriales, les élus, les citoyens et les contribuables.

Exemples de processus pour un Etat : élaboration d'une loi ou d'un règlement, d'un mécanisme de fiscalité, évaluation d'une politique publique.

- **L'orientation de la politique d'un gestionnaire d'une ressource naturelle :**

A la différence d'un acteur de la préservation de la biodiversité, les gestionnaires d'une ressource naturelle n'ont pas pour mission première de préserver la biodiversité. Mais leur stratégie de gestion peut avoir un impact significatif sur les écosystèmes. Ce type de processus de décisions implique les gestionnaires (publics ou privés), les services régaliens de l'Etat en charge de l'application des réglementations, les riverains ou utilisateurs de la ressource, les financeurs de la gestion.

Exemples de processus de décision pour une Agence de l'Eau qui est impliquée dans la gestion de la ressource en eau : approbation d'un programme pluriannuel portant sur les aides et les redevances d'une Agence de l'Eau. Ce programme doit être approuvé par le conseil d'administration de l'agence de l'eau et le comité de bassin qui réunissent toutes les catégories d'usagers de l'eau.

- **Choix pour un projet d'infrastructure ayant un impact sur la biodiversité :**

Ce type de processus de décision implique les maîtres d'ouvrages, leurs prestataires, les populations concernées par l'aménagement, les élus locaux, les associations et différents services régaliens de l'Etat.

Exemples de processus pour la construction d'autoroute : choix du tracé et des techniques de construction.

Pour chacun de ces processus, nous avons cherché à savoir si l'évaluation économique a été utilisée, et le cas échéant quelle contribution elle a apporté au processus de décision.

## **B. L'évaluation économique de la biodiversité comme outil d'aide à la décision**

La littérature qui tente de fournir un cadre à l'évaluation économique de la biodiversité, véhicule une certaine vision de la prise de décision (OCDE, 2002 ; National Research Council, 2005 ; Commission Européenne, 2008). Elle émet l'hypothèse que le décideur cherche à rassembler tous les éléments lui permettant de prendre des décisions. L'évaluation économique de la biodiversité apparaîtrait alors comme l'élément qui manquait au décideur et dont la révélation lui garantirait le bien fondé de son jugement.

Pour répondre à cette question, nous avons étudié la façon dont l'évaluation économique de la biodiversité pourrait contribuer à forger la décision dans les cadres suivants :

- l'évaluation d'une politique publique : l'évaluation économique peut-elle devenir un outil pour une meilleure prise en compte de la biodiversité dans les politiques publiques (partie 1) ?
- la mise en place d'un schéma de paiement pour service écosystémique : l'évaluation économique peut-elle aider à redistribuer les bénéfices des services écosystémiques (partie 2) ?
- l'orientation de la stratégie d'une entreprise privée : l'évaluation économique peut-elle permettre de mettre en place des mécanismes qui vont pousser le secteur privé à préserver la biodiversité (partie 3) ?
- les choix dans un projet d'infrastructure: l'évaluation économique de la biodiversité peut aider à une meilleure prise en compte des enjeux écologiques (partie 4) ?

Pour chacun de ces cadres, nous avons cherché à identifier comment était aujourd'hui utilisée l'évaluation économique de la biodiversité et comment elle pourrait être utilisée.

## 1. Dans le cadre de l'évaluation de politiques publiques

L'évaluation économique de la biodiversité permet d'imaginer la possibilité d'intégrer dans le bilan d'une politique publique son impact sur la biodiversité. P. Sukhdev propose par exemple aux décideurs, de revoir la politique de subvention aux pêcheurs ou aux agriculteurs, qui ont une action directe sur les ressources naturelles (Commission Européenne, 2008).

Les politiques publiques peuvent être des programmes, un ensemble de moyens ou une action d'ensemble dans un secteur (Mermet, 2005).

L'évaluation peut se faire ex-ante (projection théorique), ex-itinere (à mi-parcours) et ex-post (en fin de programme).

La pratique de l'évaluation de politiques publiques est plus ou moins systématique selon les pays. En France, le Centre d'Analyse Stratégique (CAS) a rendu un rapport au 1er ministre en juillet 2007 dans le cadre de la préparation du Grenelle de l'Environnement intitulé « L'évaluation des politiques publiques au regard du développement durable ». Les évaluations de politique publique ont connu plusieurs vagues successives de développement depuis les années 60. Jusqu'à présent, ce sont essentiellement des évaluations ex-post qui ont été pratiquées. Sous l'impulsion de l'Europe, la tendance actuelle est au développement de la culture de la performance et de l'évaluation. Peu d'évaluations intègrent pourtant une évaluation environnementale. Certains services publics, tels que des services publics de déchets ménagers, sont pionniers en la matière, en mesurant chaque année des indicateurs de performance environnementale. Mais ces indicateurs ne sont en général pas économiques. L'évaluation environnementale a surtout été développée en France pour la réalisation d'un projet, que ce soit pour l'estimation d'un dossier de projet ou pour la prise de décision. Le CAS préconise dans son rapport l'utilisation de méthodes type analyse coût avantage pratiquée dans de nombreux pays pour évaluer l'impact environnemental d'une politique. Il serait alors possible d'inclure dans ces analyses coût avantage une évaluation économique de la biodiversité.

En effet, l'analyse coût avantage (ou coût bénéfice) est une méthode d'analyse économique fréquemment pratiquée dans le domaine de l'environnement. Elle consiste à s'assurer de l'allocation optimale de ressources limitées, c'est-à-dire vérifier que le choix des investissements est rentable financièrement. Elle implique d'attribuer un prix à tous les biens qu'ils soient marchands ou non (Roy et Damart, 2002). Les coûts et les avantages pourraient donc intégrer l'impact sur la biodiversité.

La pratique de l'analyse coût avantage pour l'évaluation de l'impact environnemental d'une politique publique ex-ante est devenue systématique au sein de la Direction Générale de l'Environnement de la Commission Européenne. P. Strosser, ancien de ces évaluations (communication personnelle, 2009). La difficulté majeure est la mobilisation de l'information sur l'environnement. Cette difficulté est peut-être propre à une entité dont le rayon d'action est extrêmement vaste et la quantité de données à rassembler trop importante. La deuxième difficulté est le calcul du bénéfice environnemental d'une politique environnementale. Pour y remédier, les économistes de la Commission sont amenés à mesurer les impacts sur la santé humaine plutôt que de tenter de mettre un prix sur un avantage environnemental. L'utilisation de ces analyses de l'impact environnemental au sein de la Commission est encore limitée du fait de leur fragilité. On peut se demander comment les rendre plus solides, et le cas échéant si elles influeraient différemment sur les prises de décision.

La normalisation de l'utilisation d'indicateurs économiques pour mesurer l'impact d'une politique sur la biodiversité pourrait présenter un risque si les politiques n'étaient jugées que sur leur rentabilité économique. Un ministère de l'environnement pourrait effectivement avoir des difficultés à faire valoir sa politique par rapport à celle d'un autre ministère, du fait que les bénéfices environnementaux d'une politique environnementale ne sont pas toujours

facilement démontrables. L'analyse coût-bénéfice n'est donc peut-être pas la méthode la plus adaptée pour atteindre l'objectif de la meilleure prise en compte de la biodiversité.

L'analyse coût-avantage ex-ante a également été utilisée par plusieurs pays européens dans le cadre de la transposition de la Directive Cadre sur l'Eau de 2000 en droit national. Cette directive fixe un objectif : atteindre le bon état écologique des masses d'eau d'ici 2015. Chaque pays peut cependant demander un certain nombre de dérogations, motivées, pour reporter l'échéance pour certaines masses d'eau, dans le cas où le coût de la mise en œuvre de la politique serait jugé démesuré.

Aux Pays Bas par exemple, le Parlement a fait réaliser une analyse coût-avantage pour la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau. L'étude a montré que les coûts étaient supérieurs aux avantages. Le Parlement avait alors le choix de revoir le programme de mesures prévu et de demander des dérogations pour en diminuer le coût. Le Parlement a tout de même fait le choix de ne pas modifier les objectifs qu'ils s'étaient fixés et d'appliquer le programme en l'état, en estimant que l'argument éthique devait l'emporter sur l'argument économique. Cet exemple montre que la décision politique n'est pas toujours motivée que par les arguments économiques.

L'analyse coût-avantage est critiquée du fait qu'elle pousse à mener des évaluations jugées artificielles, puisqu'elles incitent à exprimer tout dommage et tout bénéfice en valeur monétaire. L'évaluation contingente est alors parfois la seule issue en matière d'environnement et notamment de biodiversité (voir partie III).

Une autre méthode a été préconisée en France pour la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau : l'analyse coût-efficacité (MEED, 2005). Cette méthode consiste à évaluer le coût des actions à mener pour atteindre un objectif donné. Cette approche pourrait par exemple permettre de fixer des objectifs de respect de la biodiversité dans une politique publique, et de réfléchir aux moyens pour y arriver le plus efficacement possible. Cette méthode permettrait peut-être de s'affranchir des difficultés de tenter de mettre des valeurs sur des bénéfices environnementaux. Certains économistes privilégient cette méthode jugée plus rigoureuse.

Le CAS, dans son rapport au 1er ministre de 2007, propose que des recherches soient menées pour développer des méthodes d'évaluation des politiques publiques qui intégreraient plus largement les exigences d'un développement durable. Il serait intéressant de suivre ces travaux et la façon dont la biodiversité est prise en compte (CAS, 2007).

Le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (MEEDDAT) a tenté d'appliquer les méthodes d'évaluation économique de la biodiversité. L'analyse coût-avantage a par exemple été utilisée ex-ante pour évaluer la mise en œuvre du réseau Natura 2000 (MEEDDAT, 2007). Le MEEDDAT s'est inspiré de diagrammes produits par les économistes de la Banque Mondiale (Pagiola, 2004) pour convaincre les acteurs des avantages qu'ils pourraient tirer du programme Natura 2000 lors d'un séminaire en région PACA (voir figure ci-dessous).

Dans ce cas, l'analyse coût-avantage est utilisée comme un argument incitant des acteurs locaux à changer de comportement.

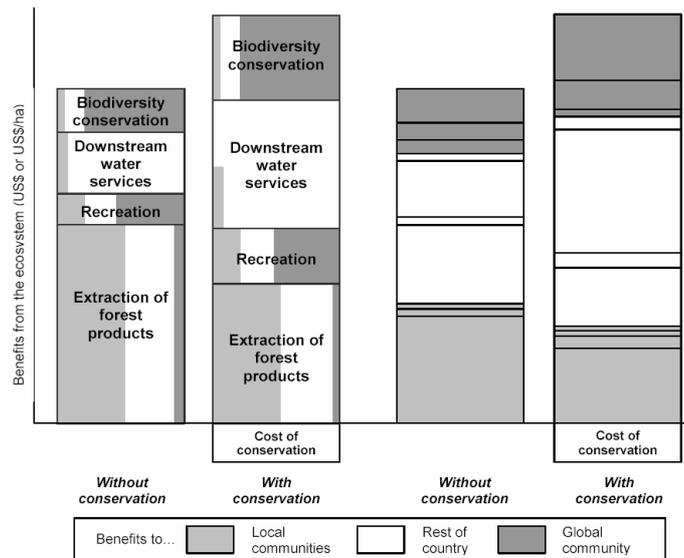


Figure 3 L'effet d'une politique de conservation sur la distribution des bénéfices écosystémiques (Pagiola, 2004)

L'évaluation d'une politique publique peut donc être utilisée comme aide à la décision et comme outil d'argumentation pour faire appliquer une politique ou comme outil de justification pour faire accepter une politique.

L'évaluation économique de la biodiversité peut-elle être utilisée comme outil d'arbitrage dans l'évaluation des politiques publiques ? Pourrait-elle permettre de refondre une politique au motif qu'elle nuit à la biodiversité ? L'évaluation économique d'une politique publique pourrait permettre de réaliser des arbitrages entre plusieurs politiques, notamment au moment du vote du budget.

Un exemple célèbre où l'évaluation économique de la biodiversité a permis de favoriser une politique environnementale est celui du Costa Rica. Carlos Manuel Rodriguez, ministre de l'Environnement et de l'Energie du Costa Rica (aujourd'hui Vice Président Régional et Directeur de Conservation International à Mexico et du programme Amérique Centrale), a défendu son budget en démontrant la rentabilité économique d'investir dans l'environnement. Sa stratégie était de s'imposer face au Ministre de l'Agriculture, dans un contexte où le ministère de l'agriculture est vu comme productif, et le ministère de l'environnement comme consommateur de crédit. C.M. Rodriguez a fait réaliser une étude économique qui a démontré l'importance de l'éco-gestion des forêts et sa rentabilité économique. Le gouvernement a été sensible à cet argument et le ministre a ainsi obtenu gain de cause. Depuis, le Costa Rica a acquis une image exemplaire en matière de protection de l'environnement. Dans ce cas, l'évaluation économique a permis au gouvernement du Costa Rica d'arbitrer dans l'attribution du budget national. Le soutien politique à une politique de conservation a été obtenu en démontrant la valeur des services rendus (Commission Européenne, 2008).

Pour conclure, l'évaluation économique de la biodiversité dans l'évaluation des politiques publiques est peu mobilisée à l'heure actuelle, malgré le développement de la culture de l'évaluation. Son développement pourrait être envisagé pourvu qu'une méthode adaptée soit élaborée. L'analyse coût efficacité pourrait être à privilégier dans certains cas. Elle peut être dans un même processus de décision un outil d'aide à la décision (pour le gouvernement du Costa Rica) et un outil d'argumentation en faveur de la biodiversité (pour le ministre de l'environnement).

## 2. Dans le cadre de la mise en place d'un schéma de paiement pour service écosystémique

Un paiement pour service écosystémique (*Paiement for Ecosystem Services* - PES) permet de rémunérer les actions qui favorisent le maintien ou la restauration d'un service écosystémique. Selon P. Sukhdev, la mise en place d'un PES suppose d'identifier le service écosystémique en question, les bénéficiaires de ce service, d'évaluer le coût de maintien ou de restauration de cette fonction, d'identifier qui pourraient assurer ce maintien ou cette restauration. Le PES permet de redistribuer les intérêts que tirent les bénéficiaires du service écosystémique aux acteurs du maintien ou de la restauration de ce service. (Commission Européenne, 2008). Il permet de pallier au manque chronique de financement pour la gestion des espaces naturels. C'est par exemple un mécanisme qui devient une norme dans tout projet de création d'espace protégé financé par le FFEM puisqu'il permet de prévoir un budget de gestion des espaces protégés créés. Le paiement peut être transféré directement des bénéficiaires du service vers les acteurs de la préservation, ou passer par des organismes intermédiaires, voire l'Etat. Par exemple, au Costa Rica, l'Etat a créé un fond en levant une taxe sur le pétrole pour rémunérer les propriétaires de terres afin de stopper l'abattage du bois et inciter à la plantation des arbres. Dans ce cas, le service écologique rémunéré est, entre autres, l'absorption du dioxyde de carbone par la forêt et l'opérateur du PES est l'Etat. Quel rôle peut jouer l'évaluation économique de biodiversité ou du service écosystémique dans la mise en place d'un PES ?

Dans un premier temps, on peut se demander si l'évaluation économique du service écosystémique est nécessaire. Dans le cas énoncé ci-dessus, il n'est pas certain que l'Etat ait dû calculer le coût du service rendu par la forêt. Si l'analyse économique est indispensable, il n'est en revanche pas nécessaire qu'elle porte sur le service considéré. Il est probable que l'Etat se soit contenté de raisonner en terme d'efficacité, en fixant le niveau maximal de la taxe sur le pétrole socialement acceptable, et le niveau minimal de paiement écosystémique suffisamment incitatif pour les propriétaires.

Dans un deuxième temps, on peut se demander s'il est nécessaire d'évaluer ce que rapporte le service écosystémique pour prendre la décision de mettre en place un PES.

Un domaine où se développe le PES est le domaine de la gestion des bassins versants alimentant des captages d'eau qui sont exploités par des gestionnaires de services de distribution d'eau potable.

Un exemple cité par P. Sukhdev est l'action menée par l'entreprise Vittel-Contrex. Cette entreprise qui produit de l'eau en bouteille a constaté que la qualité de la ressource qu'elle exploite dans les Vosges était menacée par les exploitations agricoles situées en amont du bassin versant. Elle a donc décidé d'investir dans la reconversion de ces exploitations. On peut penser que c'est un calcul économique qui a permis de démontrer que l'entreprise était gagnante financièrement. Vittel-Contrex a ainsi créé dans les Vosges la société AGRIVAIR de conseil agricole à qui elle a accordé d'importants moyens pour inciter les agriculteurs à changer leurs pratiques (Commission Européenne, 2008). On peut supposer que l'analyse qui a été faite par l'entreprise fut dans un premier temps d'estimer l'impact d'une pollution d'origine agricole sur ses coûts de production et sur son image. Elle a ensuite comparé ce coût à l'investissement dans le soutien à des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement. Il est difficile de déterminer ici si la décision de la mise en place d'un PES s'est réellement appuyée sur l'évaluation économique du service donné. La reconnaissance de la valeur du service a été toutefois fondamentale. Aucun élément n'indique comment le montant du PES a été fixé. Pour un opérateur privé, il est probable qu'une analyse économique soit déterminante dans le choix de ses stratégies d'investissement.

Pour un gestionnaire public, il est intéressant de s'intéresser au cas de la ville de New York (voir l'annexe 4 pour une étude détaillée de ce cas). La ville de New York a choisi d'investir dans la protection de sa ressource sans avoir eu besoin d'évaluer la valeur du service écosystémique rendu par le bassin versant des Catskills qui alimente ses réserves d'eau pour établir des PES. Il était évident pour ce décideur public qu'il valait mieux éviter toute

pollution plutôt que d'avoir à la traiter. La ville de New York a cependant décidé d'établir une évaluation du coût du dommage environnemental qu'elle aurait à supporter en cas de dégradation de la qualité du milieu. Cette évaluation a été réalisée après que la décision d'investir dans la préservation du bassin versant plutôt que dans une filtration de l'eau, ait été prise et après que la politique d'acquisition foncière ait été mise en place. La preuve en est que l'étude a été établie pour un dossier de demande de dérogation de traiter l'eau. Un autre élément important est que le montant du PES a été défini suite à une négociation entre les acteurs et n'est pas issu d'un calcul économique.

L'examen des exemples concernant la protection des bassins versants pousse à s'interroger sur le lien entre service écosystémique et biodiversité. Dans le cas de New York, le rôle joué par les écosystèmes du bassin versant dans la qualité de la ressource en eau n'est pas clairement établi. Ceci s'exprime dans la stratégie développée par la ville pour l'acquisition de terres dans le bassin versant. Aucun critère de sélection des terres ne se rapporte à une analyse écologique. De même, le programme de gestion du bassin versant ne semble pas prévoir d'investissement particulier pour la restauration des écosystèmes. Supposons que le rôle des écosystèmes dans le traitement de l'eau soit réellement étudié et que la ville de New York veuille exploiter ce service au maximum, la politique d'acquisition foncière se focaliserait sur les terrains les plus utiles et inclurait une étape de restauration optimale. Cela ne serait pas forcément compatible avec une préservation des sites les plus intéressants d'un point de vue de la biodiversité; le rapport entre la biodiversité du site et le service rendu n'est donc pas clairement établi.

Ne pourrait-il y avoir alors conflit dans la gestion des espaces du bassin versant ? Est-ce que la reconnaissance des services écosystémiques implique nécessairement une gestion qui pousse à des choix qui vont dans le sens de la préservation de la biodiversité ?

La question peut se poser en étudiant le programme REDD. En juillet 2008, les Nations Unies (UNDP, UNEP et FAO) ont créé le programme REDD : *Reducing Emissions from Deforestation and Forests Degradation in Developing Countries* qui a pour objectif la réduction des émissions de carbone forestier. Ce programme pourrait donner le jour à un marché mondial d'échange de crédits de déforestation évitée. Il pourrait permettre de fournir des moyens aux pays en voie de développement d'encourager la reforestation sur leur territoire. Cette approche « sectorielle » pourrait pousser à s'intéresser à des indicateurs de surface de territoire reboisé, sans se préoccuper de la biodiversité.

En définitive, la mise en place de schéma pour paiement écosystémique se développe, mais sans nécessairement faire appel à l'évaluation économique de la biodiversité et des services dans la décision qui pousse à le mettre en place ou dans sa mise en œuvre.

### **3. Dans le cadre de l'orientation de la stratégie d'une entreprise**

P. Sukhdev évoque la mise en place de mécanismes induisant des comportements plus vertueux vis-à-vis de la biodiversité (Commission Européenne, 2008). Ces mécanismes sont nécessairement mis en place ou a minima autorisés par une autorité publique. Ils peuvent prendre des formes diverses : fiscalité, contrats, réglementation.

Le choix d'un mécanisme incitant les opérateurs économiques à être plus respectueux de la biodiversité nécessite une analyse économique. Une entreprise privée cherche en principe à maximiser son profit. Il est donc possible de réaliser des études simulant leur choix.

Est-ce que l'évaluation économique de la biodiversité pourrait aider à mettre en place des mécanismes incitant les entreprises privées à mieux la prendre en compte ?

Comme pour la fixation du montant d'un paiement pour service écosystémique (voir partie IV-B-2), l'objectif premier est que les mesures soient suffisamment incitatives pour engendrer des changements de comportement. Il faut ensuite que le coût de la mesure soit supportable. Evaluer la faisabilité de la mise en place de ces mécanismes pourrait impliquer de comparer le coût de la mesure avec les bénéfices en terme de biodiversité générés ou de

calculer le coût de la mesure pour un résultat fixé. Ce processus relève de l'évaluation d'une politique publique (voir partie IV-B-1).

Un exemple de ce type de mécanisme est la défiscalisation accordée par le gouvernement du Costa Rica aux entreprises qui s'engagent activement dans la lutte contre la déforestation. Il est probable que le gouvernement n'ait pas eu à évaluer la valeur de l'écosystème de la forêt tropicale pour mettre en place cette mesure.

L'évaluation économique de la biodiversité n'apparaît pas comme déterminante dans le choix des mécanismes d'incitation à l'égard du privé.

Est-ce que l'évaluation économique de la biodiversité pourrait aider à imaginer de nouveaux outils incitatifs ? Des recherches en cours visent à mettre en place une comptabilité d'entreprise tenant compte de la biodiversité, en utilisant des indicateurs de performance qui ne sont pas nécessairement économiques.

Pour conclure, la mise en place de mécanismes d'incitation pour la prise en compte de la biodiversité dans la stratégie d'une entreprise privée fait appel à des processus de décision relevant de l'évaluation des politiques publiques. L'évaluation économique de la biodiversité dans ces processus n'apparaît pas nécessaire pour atteindre l'objectif de changement de comportement des entreprises. Elle permet cependant d'utiliser un langage compris par les entreprises.

#### **4. Dans le cadre des choix pour un projet d'infrastructure**

Selon P. Sukhdev, l'évaluation économique de la biodiversité permettra aux décideurs de prendre de meilleures décisions quant à l'affectation des sols, et à arbitrer entre différentes options (Commission Européenne, 2008). Dans la discussion nous nous sommes particulièrement intéressés au cas du choix de l'implantation d'un projet d'infrastructure, cas le plus fréquemment discuté lors des entretiens et dans la littérature. L'enjeu de l'évaluation économique de la biodiversité est de pouvoir orienter le choix des maîtres d'ouvrage vers des zones ou des techniques qui endommagent le moins possible la biodiversité.

Un exemple intéressant a été présenté par C. Henry (1986). Ce cas concerne un projet d'extension d'un port hollandais dans les années 70. Le maître d'ouvrage avait fait réaliser une analyse coût avantage de ce projet. Dans le calcul du coût du projet ont été intégrés aux coûts des travaux ceux engendrés par la dégradation de la biodiversité. L'indicateur de cette dégradation était la ressource halieutique. La perte pouvait donc s'exprimer en pertes économiques pour les pêcheurs locaux. Les bénéfices du projet étaient essentiellement économiques. L'analyse économique a montré dans cette situation que les coûts dépassaient les avantages. Ce résultat a conduit à l'abandon du projet de manière temporaire, puisqu'il a poussé les acteurs locaux à s'interroger sur la possibilité de développer des techniques plus respectueuses de l'environnement, et à développer une activité plus rentable d'un point de vue économique.

A contrario, C. Henry (1986) cite dans le même ouvrage de nombreux cas où les analyses économiques ne comprenaient aucune prise en compte de critères environnementaux, ou étaient totalement biaisées en faveur de l'aménagement.

En 1997 M. Cohen de Lara a constaté également en analysant de nombreux projets d'infrastructures, le manque de rigueur dans la pratique de l'évaluation économique d'un projet, notamment sur les aspects environnementaux qui sont les plus complexes à saisir. Les deux auteurs ont démontré la tendance à l'optimisme des décideurs quant aux bénéfices attendus de ce projet, du fait qu'ils sont eux-mêmes les porteurs de leur projet. Par conséquent, les bénéfices ont tendance à être surestimés, et les dommages à être sous-estimés. Comme les bénéfices ou les avantages environnementaux sont difficiles à évaluer, les valeurs utilisées sont souvent très variables et peu fondées. Elles sont tellement

contestables qu'elles peuvent finalement prendre la valeur qui arrange celui qui paye l'étude, qui est souvent le même que celui qui porte le projet.

Par exemple, les bénéfices en termes de désenclavement, de fréquentation et de dynamisme économique apportés par les autoroutes en France ont été largement surévalués pendant des années sans que personne ne les remettent en cause (Henry, 1986 ; Cohen de Lara & Dron, 1997).

L'examen des critères d'évaluation économique des projets d'infrastructures utilisés par la Direction des Routes en France fait apparaître qu'aucune valeur n'est affectée à la biodiversité (Cohen de Lara & Dron, 1997). C. Gressier (2007), président de la section Economie du Conseil Général des Ponts et Chaussées, a présenté, lors d'un séminaire sur les projets d'infrastructures, l'évolution des méthodes d'évaluation des projets d'infrastructure. Dans cette allocution, il montre que les améliorations dans la prise en compte l'environnement portent essentiellement sur la question des émissions de gaz à effet de serre. Ce constat a poussé certains à proposer d'affecter à la biodiversité, qui n'est pour le moment pas comptabilisée, des valeurs tutélaires, pour simplifier le processus de décision pour des projets d'infrastructure. Le problème dans ce mécanisme est qu'un maître d'ouvrage pourrait toujours payer suffisamment pour compenser cette valeur tutélaire. D'autres visions préconisent plutôt des négociations au cas par cas avec les aménageurs ou une application plus rigoureuse de l'obligation de compensation.

L'utilisation des études économiques pour l'évaluation de projets d'infrastructure est souvent biaisée et orientée dans un but que le décideur s'est fixé en amont. De nombreuses recommandations ont été rédigées pour éviter ces écueils (Cohen de Lara & Dron, 1997 ; OCDE, 2002 ; Pagiola, 2004). Ces études pourraient intégrer un volet biodiversité. Dans un contexte non controversé, les études économiques pourraient servir d'outil d'arbitrage (Cohen de Lara, 1997 ; Henry, 1896). Par ailleurs, dans un contexte de concertation, qui est le cas le plus fréquent aujourd'hui en France, l'impact de l'utilisation de ce type d'étude reste à être étudié.

En conclusion, l'évaluation économique de la biodiversité peut être intégrée à tout processus de décision mettant en œuvre des analyses économiques, de type analyse coût avantage ou analyse coût efficacité: évaluation de politique publique, mise en place de mécanismes incitant le changement de comportement des entreprises privées, choix dans un projet d'infrastructure. Elle n'est cependant pas toujours nécessaire dans la mise en place de schéma de paiement pour service écosystémique. Le rôle qu'elle joue dans chaque processus de décision est défini par avance par celui qui pilote l'évaluation. Elle peut en effet, suivant les cas, servir d'outil d'argumentation, de justification et d'arbitrage. En ce qui concerne ce dernier, les avis sont assez contradictoires entre les exemples de la littérature et le discours des personnes interrogées. En effet, la majorité des personnes rencontrées se sont montrées très réservées sur la volonté des décideurs à utiliser d'eux-mêmes l'évaluation économique de la biodiversité comme outil d'arbitrage. Cette dissonance mériterait d'être expliquée dans une investigation complémentaire.

Dans la réalité, il n'y a pas de cadre neutre où le décideur et tous les acteurs concernés collaboreraient pour atteindre l'optimum collectif (Godard & Laurans, 2004). En effet, chaque acteur cherche à défendre une position pour atteindre son objectif. L'évaluation économique de la biodiversité peut-elle alors être utilisée pour lui permettre d'atteindre cet objectif ? La partie C tente de répondre à cette question en s'intéressant aux acteurs qui défendent la protection de la biodiversité.

## **C. L'évaluation économique de la biodiversité comme outil de plaidoyer en faveur de la biodiversité**

La grande majorité des acteurs interrogés ne voient pas dans l'évaluation économique de la biodiversité un outil d'aide à la décision mais un outil de plaidoyer en sa faveur. Dans cette optique, les études sont menées par un acteur qui utilise les études, non par pour orienter son action, mais pour la justifier, pour l'appuyer dans une quête de légitimité ou pour la défendre dans un contexte de négociation.

Dans cette partie, est étudié successivement l'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité comme outil de justification (1), outil d'argumentation (2) et outil de sensibilisation (3).

### **1. L'évaluation économique comme outil de justification**

Dans ce cadre, le décideur utilise les évaluations pour justifier ses choix une fois les décisions déjà prises. Il peut s'agir par exemple d'un ministère de l'environnement qui souhaite renforcer son soutien politique. Pour cela, il se doit de démontrer aux contribuables le bien fondé des investissements prévus dans la conservation de la biodiversité. Le décideur n'a alors pas nécessairement besoin de l'évaluation économique pour faire un choix. Mais sa quête de légitimité pour pouvoir continuer son action et maintenir sa position le pousse à utiliser ce type d'évaluation. A plus long terme, il peut même espérer un arbitrage en sa faveur grâce à l'emploi de cet outil. L'évaluation économique de la biodiversité peut par exemple permettre d'expliquer au grand public les choix d'investissement d'une administration. La majorité des experts qui pratiquent des évaluations économiques de politiques publiques affirment que la justification est le but le plus fréquemment recherché dans l'utilisation des analyses économiques. Les exemples sont nombreux. Parmi ceux que nous avons retenus, celui de Y. Laurans au sujet de son étude sur les zones humides semble illustrer parfaitement nos propos (communication personnelle, 2008). En 1995, l'Agence de l'Eau Seine Normandie a augmenté fortement ses redevances et a choisi d'investir dans la préservation des zones humides, sans avoir tenté d'évaluer en amont la pertinence de cette action. L'Agence a donc réalisé une étude ex-post justifiant l'investissement dans la protection des zones humides. L'évaluation économique de la biodiversité peut dans ce cadre aider à appuyer l'action des acteurs en faveur de sa protection en permettant de chiffrer les avantages liés à l'amélioration de la fourniture de services écosystémiques par exemple.

Y a-t-il un risque que l'étude soit utilisée contre l'action de l'acteur de l'environnement ? Etant donné la faiblesse de certaines méthodes (voir partie III), il est possible que les résultats puissent être contestés. L'acteur pourrait alors être jugé pour avoir tenté de les manipuler et pourrait perdre son crédit.

L'évaluation économique est un outil de justification de décision auprès des contribuables. Des éléments incluant la biodiversité pourraient être intégrés dans ces évaluations. Si ces études sont portées par des acteurs de la protection de la biodiversité, les évaluations économiques pourraient permettre de renforcer leur crédibilité. En revanche, une évaluation mal menée peut leur faire perdre cette crédibilité, voire les faire échouer dans une action. Ceci explique peut-être en partie la réticence de certaines ONG de conservation à se lancer dans l'exercice.

### **2. L'évaluation économique comme outil d'argumentation**

Dans le cadre d'une négociation ou d'une concertation, un acteur a besoin d'arguments pour pouvoir faire valoir sa position. L'évaluation économique de la biodiversité peut dans ce contexte trouver une place. Elle peut par exemple être utilisée en amont de la prise de

décision qui se discute entre plusieurs acteurs. Le choix de la méthode utilisée pour l'évaluation économique peut alors être déterminant, car elle doit permettre à l'acteur qui l'emploie d'avoir en main un argument suffisamment solide et percutant. Les cas où des acteurs de protection de l'environnement ont besoin d'argumenter sont nombreux : négocier un budget, une subvention, un accord dans des configurations plus ou moins grandes, complexes, agissant à différents échelles, et plus ou moins pérennes. La plupart des associations de protection de la nature rencontrées lors de nos entretiens considéraient l'évaluation économique de la biodiversité comme une nouvelle carte à jouer dans le jeu des négociations.

Les exemples sont nombreux. Prenons par exemple le cas de l'étude sur le prix de l'éléphant dans une réserve de Tanzanie, rapporté par J. Weber (Communication personnelle, 2009). Le directeur d'une réserve en Tanzanie souhaitait obtenir plus d'argent pour sa gestion. Il a fait le choix de réaliser une évaluation contingente en demandant aux touristes ce qu'ils étaient prêts à payer pour protéger l'éléphant. Bien que la méthode soit contestable, puisqu'elle consistait à donner la préférence aux touristes plutôt qu'aux locaux, elle était habile. En effet, en s'adressant aux personnes ayant le plus grand pouvoir d'achat, le Directeur était certain d'atteindre son objectif, c'est-à-dire que l'éléphant ait une valeur suffisamment élevée pour qu'on ne puisse pas lui refuser sa demande. Un second exemple est celui de la ville de New York lors de sa négociation avec les communes situées sur le bassin versant alimentant sa ressource en eau, et l'agence chargée d'imposer la réglementation dans le domaine de l'eau potable (voir détail en annexe IV). La ville de New York a su adapter la méthode d'évaluation économique de la biodiversité et la présenter de telle façon qu'elle puisse obtenir à la fois une dérogation à l'obligation de mettre en place un traitement complémentaire à la désinfection de l'eau, et l'abandon des poursuites en justice menées contre la ville par les communes du bassin versant.

Une étude complémentaire pourrait s'intéresser à travers des études de cas à l'argumentaire économique, pour voir comment est traité le sujet de la biodiversité et si la mobilisation de cet outil permet systématiquement à l'acteur de l'environnement d'atteindre son objectif.

L'évaluation économique semble être un bon outil d'argumentation. Des éléments incluant la biodiversité peuvent être intégrés dans ces évaluations et l'ont été dans quelques cas. La plupart des exemples cités montre que dans un jeu d'acteurs où existe un rapport de force, l'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité a pu rendre plus fort celui qui portait la cause de la biodiversité. Mais parle-t-on des exemples où elle l'a affaibli ?

### **3. L'évaluation économique comme outil de sensibilisation**

L'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité comme outil de sensibilisation est certainement l'attente la plus forte de la part des acteurs de la protection de l'environnement. Ces entités sont demandeuses de valeurs chocs pour que l'opinion soutienne leurs actions. Elles partent de l'idée que l'opinion publique, qui influence l'opinion du décideur, comprendra peut-être mieux les arguments économiques dans un monde dominé par le marchand, et où l'argent compte plus que les valeurs morales.

Un des premiers exemples en la matière est la célèbre étude réalisée par Costanza et *al.* publiée dans Nature en 1997. Leurs calculs conduisent à une valeur annuelle des services rendus par les écosystèmes de la planète comprise entre 16 et 54 mille milliards de dollars US, avec une moyenne de 33 mille milliards, à comparer à un PNB mondial de 18 mille milliards de dollars US par an. Ce résultat a été beaucoup critiqué, car les méthodes utilisées sont très contestables. Pourtant, il ne faut pas perdre de vue l'objectif de Costanza qui était de mettre en avant une valeur qui soit suffisamment importante pour provoquer un électrochoc parmi les décideurs.

La communauté scientifique est en effet une des premières à sensibiliser le grand public et les décideurs aux enjeux de la biodiversité. Prenons par exemple l'étude de l'INRA, du

CNRS et d'un laboratoire allemand qui a tenté de calculer le coût de la disparition des pollinisateurs (Gallai, 2008). Un autre exemple est une étude que réalise le Plan Bleu sur la monétarisation des services marchands et non marchands des services écosystémiques marins en Méditerranée. Chacune de ces études espère pouvoir mettre en avant des résultats qui influenceront les décideurs et favoriseront la préservation de la biodiversité marine.

Comme outil de sensibilisation, l'évaluation économique de la biodiversité sert au domaine de la pure communication et de la vulgarisation. Le risque est d'être tenté par la simplification et de la monétarisation à outrance, poussant à propager des valeurs monétaires qui n'ont pas de sens dans l'absolu. Le problème dans la communication est qu'on ne maîtrise pas la façon dont l'information est utilisée une fois qu'elle est diffusée.

L'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité comme outil de plaidoyer en sa faveur semble être aujourd'hui le domaine où elle trouve le plus de place. Utilisée de la sorte, l'évaluation économique se place toujours en amont d'un processus de décision, notamment au moment des négociations.

Comme l'a démontré Y. Laurans, les études sont forcément orientées. La nature même des études fait que si le décideur veut faire dire quelque chose à une évaluation économique de la biodiversité, il est probable qu'il y parvienne sans que l'honnêteté intellectuelle de l'évaluateur ne puisse être remise en question.

Par conséquent, si chaque acteur reste ainsi campé sur sa politique, sa vision des choses, et n'utilise l'évaluation économique que quand elle lui donne un argument de plus, il y a peu de chance que l'évaluation économique de la biodiversité bouleverse les décisions prises aujourd'hui en matière de biodiversité. De même, si ces études sont manipulables en faveur du défenseur de la biodiversité, elles peuvent l'être aussi facilement par leurs ennemis.

La plupart des économistes rencontrés préconisent de se détacher du résultat même de l'évaluation économique en s'attachant aux effets positifs qui peuvent être produits par le fait même de les pratiquer. Il apparaît également que pour que cela puisse véritablement changer la façon dont les décisions sont prises, l'ensemble des acteurs doivent préalablement se mettre d'accord sur les hypothèses à employer pour réaliser l'étude. En cas de débat sur ces hypothèses, il appartient alors au décideur de trancher et d'assumer ces responsabilités.

## **D. L'évaluation économique de la biodiversité comme outil de créativité**

Pour la plupart des économistes rencontrés, ce qui importe dans l'évaluation économique ce ne sont pas les valeurs qu'on en tire mais le processus même d'élaboration de l'étude. « Comme toute modélisation du réel, ce qui compte c'est ce que la modélisation nous apprend du système. Les valeurs devront toujours être considérées comme relatives. » (P. Strosser, communication personnelle 2009).

L'évaluation économique peut fournir un cadre pour la discussion qui peut faire émerger des solutions auxquelles personne n'avait pensé. In fine, ce qui compte ce n'est pas le résultat de l'évaluation, mais le processus de l'exécution qui implique un aller-retour permanent entre évaluateur, décideur et acteurs impliqués pour notamment fixer les hypothèses de départ et se mettre d'accord sur l'objectif à atteindre (Cohen de Lara, Dron, 1997). Elle permettrait ainsi de faire émerger de nouvelles options, et de faire prendre conscience à tous les acteurs des enjeux du débat.

Un cas intéressant a été évoqué par C. Henry (1986) où une concertation bien menée a réussi à faire émerger cette énième solution à laquelle personne n'avait songé. Il s'agissait

d'un projet de drainage d'une zone humide en Savoie qui a été bouleversé suite à la mobilisation de toutes les âmes pensantes du village pour une solution beaucoup plus satisfaisante pour tout le monde, y compris pour la zone humide.

Cette optique suppose qu'il y ait dans le processus de décision un espace ouvert à la discussion, type organe de concertation, et que le décideur soit prêt à discuter avec tous les acteurs pendant tout le processus d'évaluation, ou en tout cas a minima au début pour en fixer les hypothèses et le but poursuivi. Quel rôle peut jouer l'évaluation économique de la biodiversité dans un processus de concertation ?

En France, la concertation s'est imposée progressivement comme un principe d'action publique. Elle n'aboutit pas nécessairement à une décision, mais elle vise à la préparer, à organiser la confrontation entre les parties, l'échange d'arguments, l'explicitation des points de vue de chacun. Dans l'idéal elle permettrait de concilier environnement et développement en exposant et démontrant tous les enjeux sous-jacents à la préservation de la biodiversité.

Prenons l'exemple des aires marines protégées. La stratégie nationale pour la création d'aires marines protégées prévoit la contribution des usagers, des collectivités, des associations de protection de la nature dans les décisions et la gestion des aires protégées (MEEDDAT, 2007). L'Agence des aires marines protégées a pour rôle de faciliter la concertation entre les acteurs et a pour objectif de faire accepter le projet de conservation. Se confrontent ainsi le point de vue des pêcheurs et des conchyliculteurs qui ont le sentiment de pâtir du fait de la création de l'aire, et l'administration qui doit gérer l'espace protégé. La concertation montre aux conchyliculteurs qu'ils tirent des bénéfices du fait d'une meilleure qualité du milieu pour leur production (meilleure qualité de l'eau, attractivité, image de marque) même si le bénéfice économique n'a pas été clairement démontré.

Il est intéressant de noter qu'aucune étude économique sur la valeur du milieu marin n'a été réalisée, ni avancée pendant les négociations. La concertation a permis d'engager la discussion, de mettre à plat les différents intérêts et faire accepter des compromis. Dans ce cadre, l'évaluation économique trouverait toute sa place en tant qu'outil de démonstration ou de sensibilisation qui permet de rationaliser les débats.

Le choix de la méthode n'est pas anodin et peut être déterminant puisque la méthode va fournir la structure des débats. B. Roy et S. Damart (2002) ont par exemple questionné l'utilisation de l'analyse coût avantage dans la concertation. Ils montrent comment la nature même de la méthode influe sur la façon dont la concertation peut être menée et donc influe sur le résultat du processus.

La concertation met en exergue les rapports de force entre acteurs. Elle n'a lieu que si différents intérêts sont impliqués dans un projet, mais rien ne permet de garantir que le compromis issu du processus de concertation aurait permis de prendre en compte tous les enjeux. La décision finale dépend de la capacité de chacun à défendre son intérêt. Si le rapport de force est trop déséquilibré, c'est la position de l'acteur le plus fort qui va s'imposer. Dans ce genre de situation, les limites méthodologiques et éthiques, inhérentes à l'évaluation économique de la biodiversité, peuvent alors envenimer le débat en cristallisant la (ou les) tension(s) de problèmes tiers. Cependant, l'évaluation économique peut tout aussi bien permettre d'engager une discussion sur un langage commun de négociation structuré. Selon Y. Laurans « le recours à l'économie dans les discussions environnementales doit s'adapter aux caractéristiques structurelles des processus de négociation afin d'y trouver une résonance » (2002). Les études économiques permettraient d'ouvrir la discussion ou de rétablir les rapports de forces en donnant de nouveaux arguments (outil d'argumentation et de justification).

A contrario, l'utilisation du langage économique comme langage de discussion peut renforcer les rapports de force. Le langage économique est en effet le langage du dirigeant par excellence mais peut être totalement étranger à un défenseur de l'environnement. Lorsque le langage devient incompréhensible pour une des parties, il y a alors risque de prise de pouvoir et manipulation. Une analyse manichéenne consisterait à dire qu'il existe deux types d'acteurs, ceux qui veulent faire passer un projet et ceux qui veulent le contrer. Cependant

un processus de négociation n'est pas toujours espace d'opposition totale, des consensus peuvent se créer suite à des menaces apparentes, comme des menaces urbanistiques, des menaces de pollution que refusent un certain nombre d'acteurs (Laurans, 2002). Les études économiques peuvent alors permettent de créer et consolider le consensus. On peut imaginer que les études s'attardant uniquement à la valeur totale d'un écosystème permettraient de faire adhérer à une vision commune, quelque soit le résultat de l'évaluation.

Cependant, pour certains, la concertation fait tous les jours la preuve de ses insuffisances. L'économie serait-elle le nouveau souffle dont a besoin la concertation pour être plus efficace? L'évaluation économique comme outil d'exploration est recommandé par la plupart des économistes à condition qu'elle soit bien menée. Elle doit être vue comme une chance de pouvoir faire une évaluation qui ait du sens et qui soit la plus fidèle possible des enjeux réels. Elle suppose cependant l'existence d'un cadre de discussion et une prédisposition des acteurs à la collaboration. Si le déséquilibre des rapports de force n'est pas maîtrisé, il n'est pas certain que ce processus permette d'atteindre un résultat satisfaisant concernant la biodiversité, ni même satisfaisant pour le décideur. Le consensus, considéré comme l'optimum de la concertation, et l'optimum écologique sont en effet rarement confondus. Il n'est donc pas toujours certain que le langage économique soit le plus adapté à l'exercice de la concertation.

La pratique de l'évaluation économique de la biodiversité de manière rigoureuse pourrait permettre de questionner le système en place. Cependant, pour atteindre ce résultat, il faut que l'évaluation économique de la biodiversité soit pratiquée, et que celui qui la commande soit prêt à éventuellement être remis en cause sur sa gestion, ou se sente concerné par les questionnements soulevés.

L'évaluation économique de la biodiversité utilisée comme outil de créativité pourrait être fructueuse. Aucun exemple n'a pu être identifié pour illustrer cette contribution possible.

Pour conclure, utiliser le langage économique pour structurer les débats est cependant à double tranchant, puisqu'il peut s'avérer facilitateur ou bloquant, il peut permettre de s'accorder sur l'optimum collectif ou être manipulé pour imposer l'optimum d'un acteur dominant. Une étude complémentaire est nécessaire pour identifier les méthodes les plus adaptées à la concertation.

La place des évaluations économiques de la biodiversité dans les processus de décisions est actuellement relativement limitée. Elle peut contribuer à la prise de décision, bien que son rôle soit variable suivant les processus. Ses perspectives réelles d'utilisation restent encore à clarifier.

La place privilégiée des évaluations économiques semble aujourd'hui être le plaidoyer en faveur de la biodiversité.

Quelque soit son utilisation, la fragilité des méthodes utilisées ne permet pas de garantir que l'évaluation économique de la biodiversité permettrait de faire pencher la décision systématiquement en faveur de la protection de la biodiversité.

Le développement de son utilisation et son influence dans les décisions dépend de contextes qui sont explicités dans la partie V.

Quel avenir pour l'évaluation économique de la biodiversité : être utilisée sans conviction pour s'adapter au discours dominant tout en maintenant les stratégies et les positions de toujours ? Cette mode est-elle réellement porteuse de changement ? La partie V discute de ce que pourrait être la place souhaitable de ces évaluations économiques de la biodiversité.

## **V. Les perspectives offertes par l'utilisation des évaluations économiques de la biodiversité**

Les évaluations économiques de la biodiversité ne sont jamais neutres mais toujours guidées par un objectif précis et orientées en conséquence. Nous avons vu dans le chapitre précédent à quels types d'utilisation les études économiques pouvaient prétendre. Même si d'un point de vue académique les évaluations économiques de la biodiversité semblent « mûres », leur application reste ponctuelle. Nous sommes encore dans une phase d'expérimentation qui ouvre un champ très large pour leur emploi final par des décideurs. Dans certains contextes, les études économiques de la biodiversité peuvent atteindre efficacement leur but, il en existe d'autres où au contraire les études économiques sont sans intérêt car d'autres facteurs influencent les décisions. Ces deux points seront discutés dans le présent chapitre afin d'anticiper quelques grandes tendances pour des utilisations futures. Enfin, nous soulignerons quelques éléments importants pour une utilisation souhaitable des évaluations économiques.

### **A. Les contextes, les profils et les situations qui influencent l'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité**

De la même manière qu'il n'existe pas un processus de décision type, il n'existe pas un profil type où les évaluations économiques peuvent aider à protéger la biodiversité de façon systématique. Pourtant certains contextes paraissent plus favorables à l'insertion de l'outil économique. Nous sommes capables de dégager quelques grands facteurs d'influence, tels que la culture, le changement de mentalité, les relations entre acteurs et leur vision du monde, les rapports de force, l'échelle d'action, le moment de l'insertion de l'étude dans le processus de décision, l'existence d'un cadre réglementaire contraignant, les méthodes utilisées... Cependant, déterminer comment ces facteurs interviennent avec exactitude dans un processus de décision n'est pas possible. Une situation qui se révèle favorable à l'utilisation de l'outil économique se compose d'une combinaison complexe de différents éléments qu'il n'est pas possible d'isoler et d'analyser séparément.

Cette partie s'attache à décrire quelques-uns des profils les plus influents pour l'utilisation des études économiques de la biodiversité. Il est important de garder à l'esprit que chaque élément peut agir en faveur ou en défaveur des évaluations économiques de la biodiversité. On peut associer à l'idée d'« agir en faveur des évaluations économiques de la biodiversité » plusieurs dimensions : développer la pratique, améliorer leur pratique ou rendre leur utilisation plus efficace. Le but est-il d'intégrer les évaluations économiques de la biodiversité dans les procédures ou d'engager un changement qui permet de mieux protéger la biodiversité ? En d'autres termes, est-ce le contexte qui va développer l'utilisation des évaluations économiques de la biodiversité ou est-ce la pratique de ces évaluations qui peut changer le contexte ?

#### **1. La culture des acteurs**

La culture est multiple : culture de métier, de formation, d'un pays, d'une région... La culture revient systématiquement dans l'analyse d'une situation et influence notre vision de la nature et notre façon de raisonner. Concernant les études économiques, nous entendons souvent dire que la culture anglo-saxonne est plus libérale et favorise le recours à la rationalité économique. En France comme au Royaume Uni, l'évaluation des politiques publiques est obligatoire. Il serait intéressant d'identifier le rôle joué par l'analyse économique dans ces évaluations au sein de chacun de ces pays dans des processus de décision comparables. Marthot et Mariani (in Grelot, 2004) avancent que la pratique de l'évaluation économique en France est incompatible avec la culture française. Les raisons seraient une organisation collective inconciliable avec l'évaluation, le manque de méthodes et de moyens disponibles.

Les pays latins ont l'image de pays où les outils réglementaires sont prépondérants dans la gestion de l'environnement. Penser que les anglo-saxons fonderaient plus facilement leurs choix sur des arguments économiques que les peuples latins est assez spontané, n'est-ce cependant pas être aveuglé par des préjugés ? Au Royaume Uni par exemple, le domaine de la construction et de l'aménagement de l'espace est extrêmement réglementé. On pourrait pour objectiver le débat comparer l'utilisation des outils économiques comme outil de gestion et de choix dans le domaine de la préservation de la nature dans différents pays. L'existence d'une réglementation n'est pas incompatible avec l'utilisation de l'évaluation économique, qui peut participer à l'élaboration de bases juridiques. Il est donc difficile d'analyser la réalité de la part de la culture nationale dans un schéma de raisonnement, mais il apparaît sans conteste que notre identité occupe une place prépondérante.

Par ailleurs, la différence de culture influe sur notre rapport à l'environnement. La préservation de la biodiversité est souvent vécue comme une contrainte génératrice de coûts et non pas de bénéfices. Des pêcheurs vont par exemple craindre des pertes économiques liées à la création d'une aire marine protégée, alors qu'elle est censée aider à régénérer les ressources halieutiques. Un exemple est celui de la gestion des parcs naturels en France : seuls les coûts de gestion sont comptabilisés, les bénéfices ne sont pas intégrés dans un processus redistributif. Autrement dit, il est difficile de concevoir l'environnement comme un facteur de production classique. L'utilisation des évaluations économiques de la biodiversité pourrait peut-être changer notre regard sur ce qui nous entoure en nous montrant que l'on ne doit pas le percevoir uniquement comme un capital que l'on consomme mais qu'il est possible de le percevoir comme un capital « classique » dont on ne consommerait que les intérêts. Au contraire, les cultures qui prennent en compte de façon plus systématique les dommages environnementaux dans leurs processus décisionnels, auraient moins besoin des études économiques pour provoquer un changement. Il en est de même pour les sociétés qui reconnaissent naturellement la valeur intrinsèque du vivant.

Enfin dans de nombreux raisonnements, l'attitude envers les arguments utilisés, dans une négociation par exemple, dépend du domaine auquel renvoient ces arguments et non de la façon dont ils sont étayés (Cohen de Lara & Dron, 1997). Il s'agit d'attitude de pensée liée à une culture de métier ou de formation. Un ingénieur recherchera l'efficacité et l'efficacités, se basant sur des arguments techniques et économiques. Par conséquent il aura probablement plus de facilité à s'emparer de l'outil économique comme moteur ou outils de préservation de la biodiversité. Au contraire, un militant d'une association ou d'une ONG de défense de la nature, qui ne base pas son discours sur le même registre, préférera probablement des arguments éthiques ou moraux pour structurer son discours à des arguments économiques. Cependant, l'économie n'est qu'une contrainte parmi d'autres avec laquelle l'ingénieur doit composer. Il a également le souci d'un projet bien mené en accordant une grande partie de son attention au degré de technicité employé, le soin de la réalisation du projet, sa performance ou son utilité. Dans ce contexte, l'évaluation économique de la biodiversité ne sera donc « qu'une » composante de plus parmi d'autres pour mener à bien la réalisation d'un projet.

En conséquence, la sensibilité du décideur ou d'un acteur particulier, participant à la décision vis-à-vis de l'économie sera déterminante dans l'insertion des études économiques. Il peut également s'agir de l'attitude générale d'une entité, d'un secteur ou d'une administration. Par exemple, les postes d'encadrement supérieur de l'Etat français sont occupés par les membres des grands corps d'Etat. Chaque corps est empreint d'une culture et d'un réseau fort, ayant sa propre logique de conduite, qui évolue au cours du temps. Le corps des Ponts, traditionnellement les aménageurs du territoire, ou le corps du Génie Rural, traditionnellement les aménageurs des cours d'eau, n'ont pas toujours placé l'impact environnemental des grands projets comme critère central de la prise de décision. Cette culture marque une époque où l'ingénieur avait pour mission de dominer et maîtriser la nature. C. Henry (1986) utilise le terme de « rouleau compresseur » pour illustrer la force de cette culture incontestée de domination de la nature. Il montre combien les analyses coût-bénéfice réalisées à cette époque étaient influencées par cette culture dominante.

## **2. L'évolution des mentalités**

Cette notion rejoint l'idée précédente selon laquelle il faut dépasser certaines barrières idéologiques, certaines habitudes de raisonnement pour permettre à l'évaluation économique de la biodiversité de s'imposer. Il faudrait que ce phénomène concerne une large part de la population pour que les méthodes soient reconnues, acceptées et diffusées auprès de tous les acteurs de la décision. On observe aujourd'hui une certaine évolution des mentalités qui pourrait aller dans ce sens. L'érosion de la biodiversité devient un objet de préoccupation croissante dans l'opinion publique, comme le montre une enquête Eurobaromètre, publiée en 2007 (Gallup Organization), qui considère que la diminution de la biodiversité constitue un problème grave. Sommes-nous en revanche mûrs pour accepter d'évaluer économiquement la biodiversité ? Il semble qu'il y ait également quelques évolutions récentes. Une illustration en a été donnée par P. Strosser (communication personnelle, 2009). En comparant une formation qu'il a animée en 2006 et un atelier sur l'évaluation économique des biens environnementaux auquel il a participé en décembre 2008 avec des représentants des conseils généraux, conseils régionaux, parcs naturels régionaux, l'ADEME, diverses associations. P. Strosser a constaté que les acteurs acceptent mieux aujourd'hui l'idée d'affecter des valeurs monétaires à la biodiversité. Ce changement est cependant relativement lent et loin d'être généralisé.

Notre vision de la biodiversité évolue, les enjeux sont mieux connus et la nécessité de protéger la biodiversité nous apparaît comme évidente. Dans la continuité de ce courant, avons-nous réellement besoin des études économiques pour mieux prendre en compte la biodiversité ? En d'autres termes, s'il est systématiquement admis que nous sommes dans un monde à ressources finies et que la biodiversité est une véritable richesse, en acceptant sa valeur intrinsèque, la monétarisation de la biodiversité ne serait alors qu'un argument de plus pour la sensibilisation, sans grande plus value. Si nous considérons que la prise de conscience n'est pas assez rapide, nous pouvons répondre que l'économie élargit la gamme des arguments à un autre registre. Par conséquent, le changement de mentalité et l'aptitude au changement semblent être des éléments cruciaux pour l'insertion dans nos processus de décision des outils économiques appliqués à l'environnement.

## **3. Les jeux d'acteurs et les rapports de force**

L'utilisation ou non des études économiques dépend des cibles visées (bureau d'études, décideurs du secteur public, décideurs du secteur privé, grand public). Une étude neutre supposerait la présence d'acteurs neutres et d'un décideur monolithique. Or chaque acteur a ses propres intérêts, sa propre stratégie, ses alliances et ses conflits. Les relations entre acteurs sont déterminantes dans l'impact que peut avoir une évaluation économique. Ces relations sont très complexes et nous n'examinerons ici que quelques exemples de jeux d'acteurs.

L'utilisation des évaluations économiques peut-il modifier les rapports de force ? Les asymétries d'information et de moyen peuvent empêcher certains acteurs d'accéder à l'outil économique ou peuvent au contraire renforcer leur position dominante. Néanmoins l'avantage n'est pas toujours accordé à celui que l'on croit, notamment les ONG et associations qui sont de plus en plus organisées et professionnalisées. On peut penser qu'elles sont capables de s'emparer et de s'approprier des outils de plus en plus techniques. Les grandes organisations sont également à la recherche de crédibilité et de structuration de leur discours, ce qui en fait des candidats idéaux pour l'utilisation d'évaluation économique allant dans le sens de la préservation de la biodiversité. A l'inverse les maîtres d'ouvrage voient leur rôle évoluer. Ils ne sont plus seulement des techniciens, mais des individus qui doivent travailler de concert avec tous les acteurs (Billé et al, 2005), entre autres en intégrant les processus de concertation. Il n'est pas sûr qu'ils aient les ressources suffisantes pour initier des évaluations économiques des services écosystémiques dans leur processus.

Un acteur peut être promoteur d'un projet ou au contraire opposant. Ces deux logiques renvoient à deux méthodologies différentes. La première doit fournir une expertise pour appuyer son projet. Il a donc besoin d'arguments forts et difficilement contestables pour anticiper toute opposition. S'il choisit la voie des évaluations économiques de la biodiversité, celles-ci doivent être robustes. A l'inverse un opposant cherche une contre-expertise en réaction. L'objectif est donc de trouver des points de faiblesse chez l'adversaire. Il lui sera alors facile de contester les hypothèses d'une étude sans forcément en développer des plus adéquates. Cette situation est à nuancer par les cas où la dissymétrie d'influence et de compétence est telle que le promoteur peut utiliser n'importe quelle méthodologie dans ses évaluations, aussi peu rigoureuse soit elle, et ne susciter aucune opposition.

En outre, il est possible de différencier les cas où un acteur a un but clairement défini, tel qu'un défenseur de l'environnement qui cherche à réduire l'impact de l'activité humaine sur la biodiversité, des situations où un décideur cherche le meilleur compromis possible. Il s'agit souvent d'un simple changement de point de vue. Pour le premier, seul l'objectif à atteindre compte, peu importe le moyen. L'outil économique pourrait alors constituer une opportunité et un moyen disponible de plus, du moment qu'il s'avère être un plaidoyer pour sa cause. Les fondements éthiques ainsi que la méthodologie de l'évaluation économique de la biodiversité pourraient passer au second plan supposé que l'acteur ait une approche en terme de mission (Mermet, 1992). Dans une approche « en terme de mission », ce qui prime pour l'acteur c'est l'objectif à atteindre quelques soient les moyens à déployer. Nous avons d'ailleurs ressenti une attente forte de la part des ONG ou associations de protection de la nature vis-à-vis de l'analyse économique. Cependant, l'économie n'a pas besoin d'être ancrée dans les raisonnements, mais seulement d'être présente dans l'argumentaire (Cohen de Lara & Dron, 1997). De part leur caractère contingent et leurs nombreuses limites méthodologiques, les évaluations économiques de la biodiversité présentent le danger d'être facilement contestées et de discréditer les utilisateurs qui s'en saisissent par opportunité. C'est la raison pour laquelle, par exemple, l'ONG Conservation International préfère laisser des institutions jugées « crédibles » en matière d'analyse économique comme l'AFD ou la Banque Mondiale pour réaliser des évaluations économiques de la biodiversité.

A l'inverse d'un acteur de l'environnement pour qui seul l'objectif compte et voit dans l'évaluation économique une opportunité pour appuyer son plaidoyer en faveur de la protection de la biodiversité, un décideur monolithique est supposé rassembler objectivement le maximum d'informations avant de trancher entre plusieurs décisions. L'évaluation économique n'est dans ce cas qu'un critère de plus parmi d'autres, qu'il soit favorable ou non à la protection de la biodiversité. Cependant, cette vision parfaite de la décision est utopique. En réalité, le décideur peut choisir d'utiliser ou non cette étude économique suivant ses critères de décision préalablement définis, son objectif global, son échelle d'action...

Pour conclure, un jeu d'acteurs n'est pas uniquement défini par des oppositions et rapports de force. Le langage économique peut être utilisé dans une négociation afin de créer un consensus comme l'analyse Yann Laurans (2002). Le but est de former une vision commune par le moyen détourné de l'économie. Cependant, lorsque des acteurs se trouvent dans des référentiels totalement opposés, l'évaluation économique peut devenir un outil à double tranchant : il peut devenir le langage commun entre des acteurs comme exacerber les différences de point de vue.

#### **4. L'organisation des acteurs militants et la gestion de l'environnement**

Pendant longtemps, les problèmes environnementaux ont été traités comme des problèmes de coordination (gestion intégrée, action collective). Cet angle d'attaque pour la résolution des problèmes a et continue de montrer ses limites : l'érosion de la biodiversité est plus que jamais d'actualité, la ressource en eau devient de plus en plus rare... Un constat s'impose

alors : l'optimum de gestion intégrée ou de concertation qui fait suite à l'énonciation d'un problème environnemental aboutit rarement à un consensus qui coïncide avec l'optimum écologique. Par conséquent, les difficultés de sensibilisation de la société quant à l'importance de préserver la biodiversité sont toujours d'actualité.

Il est possible d'imaginer une nouvelle façon de gérer les problèmes liés à l'environnement et/ou de la biodiversité : passer du statut de « problèmes-collectifs-à-résoudre-tous-ensemble » à celui de responsabilité collective qui ne sera pas honorée sans l'intervention stratégique efficace d'un agent de changement, en général minoritaire, au moins au départ (Mermet, 2005). Dans ce nouveau paradigme, développé dans le cadre de la théorie de l'« Analyse Stratégique de la Gestion Environnementale » de L. Mermet, l'agent principal est l'« acteur de changement ». Il revient à considérer que résoudre les problèmes environnementaux revient à s'atteler aux problèmes liés au changement d'un tout, qui serait un socio-écosystème correspondant à un état donné de gestion effective, par l'action stratégique d'une de ses parties (un groupe, un réseau, une institution spécialisée).

Aujourd'hui, la structuration, la professionnalisation et la réorganisation de certaines associations ou ONG font penser que ces entités ont potentiellement le pouvoir de s'emparer des armes pour porter de changement. Est-ce qu'entrer dans le jeu de l'évaluation économique de la biodiversité leur permettrait de pénétrer et d'influencer les décisions des plus puissants en faveur de la biodiversité ? Le positionnement des associations divergent sur ce sujet. Un certain nombre d'acteurs de l'environnement tentent de s'approprier l'expertise économique, tandis que d'autres refusent d'investir sur ce sujet.

## 5. L'échelle d'action

L'échelle d'action détermine la manière de réaliser les études et leur potentialité. Des échelles de grande envergure (nationales, internationales) permettent de créer des cadres pour des études économiques d'écosystème, d'articuler les différentes recherches scientifiques présentes ou à venir et de rassembler toutes les données existantes. A une échelle locale, comme celle d'une collectivité territoriale, un acteur aura plus de difficultés à mobiliser les connaissances scientifiques et techniques pour une étude pertinente et cohérente, comparée à un ministère qui agira suivant une stratégie globale d'évaluation pour laquelle il est censé avoir des moyens. Des études locales, effectuées selon un schéma et des méthodes spécifiques, sont très difficilement comparables, ce qui limite leur utilisation à un usage très précis. Les problèmes de collecte, comparaison, accessibilité des données et des moyens renvoient aux systèmes d'information.

A l'échelle locale, l'étude se focalise sur une partie d'un écosystème ou sur une fonction particulière. Bien qu'une étude économique ne puisse jamais prétendre refléter la valeur totale d'un écosystème, les études faites à une échelle « macro » englobent potentiellement plus de valeurs. Cependant des études sur la totalité d'un écosystème ou sur l'ensemble d'un biome sont sujettes à des degrés d'incertitude plus importants, elles ne peuvent en aucun cas prétendre à assurer la fonction d'aide à la décision. Des études réalisées, telles que celle de Costanza (1997), sur la valeur de la biosphère entière ont vocation à sensibiliser, à stimuler le débat ou à recadrer des analyses futures, elles auront beaucoup plus d'impact que des microanalyses. Il est vrai que de larges études nécessitent beaucoup plus de données et doivent par la suite composer avec plus d'inconnues. En revanche, un mécanisme global peut être mieux connu que le sous-modèle associé à une plus petite zone. Des études plus larges ne sont donc pas systématiquement moins pertinentes. De plus l'absence de données fiables sur une zone n'empêche aucunement de réaliser des études, comme le prouve l'exemple de la ville de New York (Annexe 4).

Deux types de contexte décisionnel, souvent liés à des échelles différentes, ne peuvent appeler le même traitement de l'évaluation économique (Grelot, 2004). Dans un contexte de décision centralisé, le décideur est supposé investi de l'intérêt général de l'entité. De façon

normative, la meilleure action possible pour le décideur est donnée par une efficience économique maximale. En théorie, le décideur peut évaluer ses décisions grâce à l'analyse économique, en dehors de tout conflit interne. En réalité, cette situation ne se rencontre presque jamais car le décideur n'est jamais totalement détaché de tout intérêt. A l'inverse, dans un contexte de décision décentralisé, souvent rencontré dans des structures plus importantes, les décideurs ont chacun des logiques propres. Ils ont dès lors des évaluations propres des avantages et des inconvénients des actions à entreprendre. L'évaluation économique pourrait faciliter la communication et la négociation entre les différentes parties.

## **6. Le moment de l'insertion de l'étude dans le processus de décision**

Selon les études effectuées par Yann Laurans (2002), le moment où l'on se situe dans le processus de décision conditionne la façon dont les évaluations économiques vont être utilisées. On distingue trois moments détaillés ci-après.

En amont, l'analyse économique est utilisée comme outil d'exploration, outil de sensibilisation ou plaidoyer afin de créer une visée commune et de mettre d'accord sur les objectifs d'une action.

Pendant le processus de décision, l'outil économique peut être une aide à la décision dans l'intention de comparer différentes possibilités. L'évaluation économique peut être utilisée par chacune des parties contractantes pour appuyer leur discours ou directement par le décideur afin d'arbitrer entre plusieurs options

En fin de processus, l'évaluation économique est potentiellement un outil de justification face à une opposition constituée ou un outil d'optimisation pour ajuster le projet de manière fine.

Suivant le moment d'insertion dans le processus de décision, les hypothèses et les objectifs diffèrent et doivent être nécessairement explicités. Pour une même zone ou un même projet, les études peuvent amener à des valeurs très différentes suivant la circonstance d'utilisation.

## **7. Le cadre réglementaire**

Le cadre réglementaire fixe des règles et guide les acteurs dans leur action. Si l'évaluation économique des services écosystémiques est encadrée par une législation claire, alors se développera un contexte favorable pour l'utilisation de ces outils. La réglementation peut définir des situations où l'évaluation des milieux naturels serait obligatoire. Elle pourrait par exemple prévoir que les études d'impact environnementales incluent systématiquement une évaluation de l'impact sur la biodiversité traduit sous forme économique. La réglementation pourrait également faciliter la réalisation des études économiques pour certains acteurs (notamment ONG, associations) grâce à une mise en oeuvre effective de la convention d'Aarhus sur l'accessibilité aux données environnementales. Une réglementation floue sur les pratiques pourrait au contraire discréditer les études ou les rendre inefficaces par une utilisation à outrance.

La question reste à nouveau de savoir si la législation va imposer l'utilisation de telles méthodes ou si c'est l'utilisation généralisée de ces études qui va induire un changement de législation. On peut imaginer que des études actuelles, n'ayant pas de cibles très précises, peuvent engendrer des habitudes de raisonnement et de pratique. Un exemple serait l'étude réalisée par le Plan Bleu sur la valeur économique des biens produits et des services rendus par les écosystèmes marins. Nous pouvons comparer ce phénomène à la création d'une jurisprudence pour la pratique de l'évaluation économique de la biodiversité.

## **8. Les méthodes utilisées**

Comme présenté dans la partie III et dans l'annexe 3, les méthodes d'évaluation possèdent un certain nombre de limites, intrinsèques à chaque procédure, qui affaiblissent leur robustesse. Une méthode présentant une grande variabilité de résultat peut être vue comme un avantage car il est alors possible de l'orienter dans une direction en particulier. Au contraire, cela peut aussi altérer un débat, alimenter des controverses et écarter la discussion des réels enjeux en la focalisant sur des questions techniques. Des méthodes incertaines manqueront d'apporter de vrais éléments convaincants à une argumentation, puisque les résultats sont trop variables pour être appréciés tel quel et chaque partie prenante pourrait utiliser la même méthode à des fins opposées. Un raisonnement démontrant un fait et son contraire ne peut être vu comme le seul critère de décision possible. La pratique de l'évaluation économique pourrait prendre plus d'ampleur s'il se développait un espace de concertation entre tous les acteurs afin de se mettre d'accord sur les hypothèses à fixer. Cette étape préalable à toute méthodologie apparaît comme primordiale dans le cas des évaluations économiques de la biodiversité. A défaut d'accord et de consensus, une condition plus réaliste serait d'explicitier clairement la méthodologie et les hypothèses sous-jacentes à chaque occasion où l'analyse économique de la biodiversité est évoquée. Les méthodes restent actuellement controversées. L'accumulation de nouvelles données déterminantes (en sciences naturelles, sociales et économiques) est très certainement un facteur qui favoriserait l'acceptation des méthodes.

Il apparaît que les contextes, profils et situations présentés précédemment et influençant l'utilisation de l'évaluation économique ne sont ni uniques, ni dissociables les uns des autres. Les différents facteurs se croisent et se combinent pour créer des situations favorables à l'usage de l'évaluation économique. L'économie doit s'adapter au processus de décision afin répondre à son objectif et trouver une résonance avec les enjeux en présence (Laurans, 2002). Les situations et les profils modifient l'approche à l'économie. Concernant la biodiversité, il n'en reste pas moins qu'il existe des circonstances où l'évaluation économique ne présente aucune potentialité, que ce soit favorable ou défavorable, puisque la décision se base uniquement sur des valeurs intrinsèques de la biodiversité. C'est le cas du "Endangered Species Act", l'une des lois fondamentales de protection de l'environnement aux Etats-Unis. Si ce n'est pas l'argument économique qui base nos décisions, quel genre de critères a motivé la création d'un tel règlement?

### **B. Les critères qui priment dans les processus de décision**

Si la partie précédente montre que les évaluations économiques de la biodiversité pourraient trouver une place dans les processus de décision en fonction de certains paramètres, il ressort des entretiens que d'autres forces semblent guider la gestion de la biodiversité. Même si les études technico-économiques aident à orienter une décision, d'autres facteurs semblent jouer un rôle dans les processus de décision. Les plus cités lors des entretiens sont les suivants : (1) l'acceptabilité sociale, (2) la volonté politique, (3) l'organisation des acteurs de l'environnement et (4) la contrainte réglementaire. Ils sont présentés comme des éléments prépondérants des prises de décisions en faveur de la protection de la biodiversité. Ces éléments semblent avoir à la fois plus de poids que l'argument économique et être intégrés dans les processus de décision.

#### **1. L'acceptabilité sociale**

L'acceptabilité sociale est un terme qui mérite d'être défini. Nous entendons par acceptabilité sociale, l'acceptation anticipée d'un risque à court et à long termes qui accompagne, soit un projet, soit une situation (Sénéchal, 2007). Dans le cadre d'un projet par exemple, elle renvoie directement à la perception par les acteurs des menaces potentielles que pourraient engendrer sa réalisation. Est-on prêt à accepter des conséquences négatives qui pourraient

modifier la façon de jouir des services rendus par le milieu ? A partir de quelle fréquence d'occurrence la collectivité n'admet plus qu'un problème se reproduise ? En d'autres termes, une situation acceptable socialement traduit le fait qu'une collectivité, quelle qu'elle soit, est prête à accepter les dommages et conséquences négatives consécutives à une décision au regard de leur probabilité d'occurrence. Elle permet ainsi de trouver l'équilibre entre les craintes des uns et les bénéfices des autres (Sénéchal, 2007).

L'analyse de nos entretiens montre que ce critère d'acceptabilité sociale est un élément majeur des prises de décision. Le décideur prend en considération à la fois les craintes et menaces se rapportant à l'environnement humain immédiat, et aux valeurs communes de la collectivité. La recherche d'un environnement sain assurant la pérennité de l'ensemble d'une collectivité, son avenir et son bien-être économiques, la juste et efficace utilisation de ses ressources, forment entre autres ces valeurs communes recherchées par la collectivité. Cette interprétation de l'expression « acceptabilité sociale » explique pourquoi elle apparaît aujourd'hui comme un critère de décision majeur, notamment en terme de protection de la biodiversité.

Certains auteurs mettent cependant en garde quant à l'utilisation de cet argument. En effet, l'utilisation de ce critère amène à se demander à quelle échelle d'action on se place pour dire, voire justifier, qu'une décision est acceptable socialement. A qui bénéficie directement la décision ? En effet, un projet peut être à une échelle régionale jugé comme socialement acceptable et non à l'échelle locale, où les acteurs supportent directement les conséquences des décisions.

## **2. La volonté politique**

La volonté politique est un processus qui permet, par échange d'idées et de points de vue, de parvenir à des décisions collectives à caractère obligatoire. Le niveau d'échange des idées et de la prise de la décision peut se situer à l'échelle locale, nationale ou internationale. Dans un tel processus, il est possible de distinguer trois phases décrites ci-dessous.

Une première phase est celle de la sensibilisation ou de formulation d'un problème, qui devient le sujet du discours de l'opinion publique. Un acteur (ou groupe d'acteur) parvient à se faire entendre auprès des autorités en énonçant clairement sa position et ses revendications.

Puis s'en suit généralement une seconde phase, celle de la discussion. La gravité du problème est alors examinée et les intérêts divergents sur le sujet sont appelés à se manifester. Différentes solutions au problème sont alors envisagées, en vue d'une intervention.

Enfin, la troisième et dernière phase est celle de la décision collective. Une des solutions initialement envisagées est plébiscitée. La procédure de décision peut être soit consensuelle, si le plus grand nombre possible d'acteurs est impliqué, soit majoritaire, si la majorité politique agit sans égard aux minorités.

Dans le cas de la préservation de la biodiversité, la première étape est particulièrement difficile. Elle suppose en effet une concordance entre la maturité de la société et la volonté d'une entité qui a un poids dans la décision politique. Cela peut être un acteur politique seul, un groupe de personnes, un organisme voire un ministère entier qui porte un type d'idéologie. Cependant il semble ressortir de nos entretiens que cette « volonté politique » est à l'origine de nombreuses actions en faveur de la protection de la biodiversité. Elle apparaît en effet comme un moyen performant pour faire primer l'intérêt collectif sur l'intérêt individuel, notamment en ce qui concerne la biodiversité. Le meilleur exemple est celui de la création de la loi Littorale à laquelle a participé L. Chabason (communication personnelle, 2009). Dans ce cas, la volonté d'un groupe de personnes convaincues qu'il faut protéger le

paysage des côtes françaises a permis de franchir les trois étapes de ce processus pour aboutir à la mise en place une nouvelle législation.

La volonté politique n'émerge pas de nulle part, elle se nourrit des mentalités, des préoccupations, des mouvements militants et intellectuels. Cette influence qu'exerce la société sur le décideur est à double tranchant. L'homme politique est en effet dépendant de l'opinion de la population. Une population sensibilisée à l'environnement forcera les politiques à s'emparer du sujet sous peine de non réélection. A contrario, un homme politique convaincu dans une société non sensibilisée aux sujets environnementaux peut quand même réussir à imposer sa volonté politique.

Les divers acteurs participant à la formation de la volonté politique n'ont pas tous le même poids. Leur pouvoir d'influence va dépendre de leur organisation et de leur stratégie.

### 3. Le cadre réglementaire

Les gouvernements disposent d'un vaste éventail d'outils pour susciter des changements de comportement vis-à-vis de la biodiversité : des carottes (subventions, défiscalisation), des bâtons (réglementation, pénalités), des sermons (éducation et instruments volontaires) et une intervention directe (achats directs, investissements et création de marchés).

Nombreux sont les économistes qui ne cessent de mettre en avant les avantages quant à l'utilisation d'instruments économiques pour la gestion de l'environnement : optimisation des coûts, utilisation des mécanismes de marché pour décentraliser les décisions des acteurs en matière d'environnement. Cependant, les informations collectées dans le cadre de la présente étude montrent que ce ne sont pas les mécanismes économiques qui ont été utilisés majoritairement pour préserver la biodiversité. Les instruments réglementaires sont en effet les instruments privilégiés traditionnellement dans les politiques d'environnement. Sous des formes diverses, ils consistent à introduire des normes ou autorisations visant à limiter en quantité les rejets polluants ou plus généralement, les nuisances environnementales. Même si cette approche montre un certain nombre d'inconvénients, parmi lesquels une « inefficacité économique », il s'avère qu'elle a su malgré tout porter ses fruits dans bien des cas. C'est de plus, parfois la seule approche envisageable. Parmi les instruments réglementaires classiques, il est possible de distinguer :

- les protections réglementaires : parcs nationaux, réserves naturelles, réserves de la biosphère, liste d'espèces et habitats protégés ;
- les protections contractuelles : conservation de paysages culturels (vergers anciens, prairies de montagne), préservations d'espèces ou reconstitution d'habitats. Dans tous les cas, la méthodologie est commune :
  - recensement, inventaire et cartographie des biotopes,
  - conventions d'exploitations quinquennales de droit public ou privé proposés dans le cadre de programme ;
- les protections foncières : droit d'expropriation, droit de préemption.

Lors de nos entretiens, les acteurs du secteur privé ont plébiscité l'utilisation de ces instruments pour la préservation de la biodiversité. En effet, nombreux sont les acteurs interviewés qui restent sceptiques quant à l'emploi de mécanismes de marché pour tout ce qui touche à la biodiversité. Ces derniers réclament une définition des « règles du jeu » claires et précises, qui leur indiquent clairement ce qu'ils ont l'autorisation de faire et ce qui leur est interdit. Derrière cette volonté de mettre en œuvre un cadre réglementaire contraignant se cache la peur du risque juridique. Les acteurs, qu'ils soient du secteur public ou privé, ont pour des raisons d'image et de crédibilité, particulièrement peur de se faire attaquer en justice. La mise en œuvre d'un cadre réglementaire clair, précis et contraignant permettrait de clarifier les « règles du jeu » pour tout le monde. Ces règles doivent être définies grâce à une collaboration étroite entre écologistes, sociologues, économistes et politiques, et peuvent aboutir à des résultats différents mais complémentaires :

réglementation et législation plus contraignante, mise en place de normes ou labels environnementaux, subventions, paiements pour services écosystémiques.

La mise en place de ces règles du jeu en faveur de la préservation de la biodiversité peut s'envisager à toutes les échelles d'action : locale, nationale et internationale. Dans ce cadre, les institutions internationales (telles que l'Union Européenne, l'UNESCO) semblent avoir un rôle majeur à jouer. Néanmoins, il ne faut pas oublier que les conventions internationales ou supervision supranationale sont élaborées par les pays qui composent les organisations. C'est pour certains ministères un bon moyen de faire passer des règles qu'ils n'auraient pu défendre ou promouvoir dans leur propre pays.

## **C. La généralisation de la pratique de l'évaluation économique de la biodiversité : une évolution souhaitable ?**

L'étude de cette question nécessite de revenir à la motivation initiale du développement de ces analyses : une meilleure prise en compte de la biodiversité. Doit-on généraliser la pratique d'une évaluation économique de la biodiversité dans tous les processus de décision pour lutter contre l'érosion de la biodiversité ? La présente partie ne prétend pas répondre à cette question mais de fournir quelques pistes de réflexions.

### **1. Sous quelle forme généraliser la pratique de l'évaluation économique de la biodiversité ?**

Quelle pourrait être une généralisation de l'évaluation économique des services écosystémiques ? Une valeur tutélaire fixée par l'Etat ? Une obligation réglementaire pour évaluer l'impact sur la biodiversité de tout aménagement, de toute politique publique et de toute filière professionnelle ?

Les pistes sont nombreuses. Pour chacune il convient de mesurer l'impact d'une telle utilisation, et d'envisager des pistes alternatives d'évaluation basées sur des valeurs non monétaires.

### **2. Doit-on négliger l'évaluation économique de la biodiversité ?**

Comme explicité dans la partie IV, l'évaluation économique de la biodiversité peut renforcer la position de certains acteurs, peut permettre de sensibiliser et de susciter le débat. Il serait dommage de l'exclure d'emblée pourvu qu'il permette d'atteindre les objectifs poursuivis.

L'analyse économique peut également fournir un cadre d'analyse d'une situation intéressante. Un parallèle avec la modélisation mathématique d'un phénomène naturel peut être fait : une modélisation reste une représentation partielle de la réalité, l'intérêt réside dans la construction du processus et le questionnement des résultats. Il convient ainsi de garder en permanence à l'esprit les limites de la méthode afin d'interpréter de la façon la plus pertinente possible les résultats obtenus. Focaliser le débat sur les limites de l'évaluation économique est stérile, à partir du moment où les objectifs de préservation ont été fixés en amont.

### **3. Quelles sont les utilisations non souhaitables des évaluations économiques de la biodiversité ?**

Premièrement, l'évaluation économique de la biodiversité ne peut être une évaluation de la valeur totale de la biodiversité. La valeur intrinsèque de la biodiversité reste insaisissable, et l'économie ne peut pas permettre de contourner cette difficulté. Tous les acteurs lus ou rencontrés semblent s'accorder sur le fait que donner un prix à la biodiversité en soi n'a aucun sens. En effet, les évaluations économiques sont contingentes au système étudié. Il faut absolument prendre en compte le contexte dans lequel est fait l'évaluation (Laurans, 2002) et s'adapter à cette situation.

Deuxièmement, l'évaluation économique ne doit pas être le seul critère de décision, il est nécessaire de confronter plusieurs approches dont l'approche écologique. Le rôle des écologistes dans l'avenir ne peut que prendre de l'ampleur.

Enfin, les résultats d'une évaluation économique de la biodiversité ne peuvent pas servir à fixer des objectifs en matière de préservation de la biodiversité.

#### **4. Quelles sont les conditions d'utilisation des évaluations économiques de la biodiversité ?**

Les évaluations ont montré quelques succès encourageants (voir chapitre IV). Ces cas sont-ils reproductibles ? La pratique des évaluations peut se développer à certaines conditions. L'une d'elles mentionnée plus haut est le fait que les études doivent être transparentes et compréhensibles. Les hypothèses doivent être discutées et présentées clairement. De même le but de l'évaluation doit être explicité et les méthodes adaptées à ce but.

Un cadre approprié pour expliciter et convenir d'un objectif et des hypothèses entre les différents acteurs de la prise de décision est la concertation. L'outil économique peut alors être un langage de négociation. Etant donné qu'il peut soit aider soit au contraire pénaliser l'expression de certains acteurs (voir la partie précédente), le cadre idéal d'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité reste encore à définir.

Le problème sous-jacent à l'utilisation des évaluations économiques à la biodiversité est celui que pose toute étude d'aide à la décision : quelle est la limite entre le rôle du décideur et celui de l'évaluateur ? Ce n'est pas au décideur d'évaluer mais ce n'est pas à l'évaluateur de décider. Idéalement, ce n'est effectivement pas à l'évaluateur, donc à l'économiste, de faire des choix éthiques et moraux engageant la société qui relèvent du politique. Ces choix sont déterminants, et peuvent prévenir contre les dangers d'une mauvaise utilisation de la biodiversité. Le décideur doit garder un positionnement fort, affirmé, éclairé mais ouvert. D'une part il faut une compréhension mutuelle des domaines de chacun : le décideur doit comprendre les fondements économiques et les hypothèses formulées, l'évaluateur doit également réaliser son étude en connaissant l'objectif du décideur. La qualité de l'évaluation économique tient à une bonne compréhension du système, une bonne appréhension des enjeux et une bonne interprétation des résultats. L'économiste ne peut pas se substituer au décideur pour des questions de préférence par rapport au futur, d'optimum présent et long terme. Il peut être facile pour un décideur de refuser d'assurer leur rôle d'arbitre en le déléguant à l'économiste. Une formation adéquate et la responsabilisation des décideurs sont absolument nécessaires pour généraliser la pratique de l'évaluation économique de la biodiversité.

#### **5. Quels risques sont à craindre en cas de généralisation de la pratique des évaluations économiques de la biodiversité ?**

Nous n'avons recensé aucun exemple dans lequel l'évaluation économique de la biodiversité aurait joué en défaveur de la biodiversité. Seuls les acteurs convaincus de la nécessité de préserver la biodiversité ont pour le moment développé des évaluations économiques. Toutefois théoriquement, rien n'empêcherait l'analyse économique d'engendrer une décision contraire à la préservation de la biodiversité, ce qui est très différent de faillir à sa mission de guide agissant pour la biodiversité. L'outil économique peut se révéler à double tranchant puisqu'il est capable de fournir le même argumentaire pour deux effets opposés. La menace n'est pas perçue de la même manière par les acteurs rencontrés. En avoir conscience est-il suffisant ? Faut-il tenter de réguler ce défaut intrinsèque ou peut-on considérer que le risque est minime ?

Pour certains, le risque est négligeable car la valeur de la biodiversité sera toujours démontrable, un acteur convaincu évoquera la valeur d'un écosystème uniquement s'il sert ses intentions, les acteurs de l'environnement ont la capacité de contrer des études contraires. Un test de l'efficacité des évaluations économiques de la biodiversité pourrait être de voir si elles peuvent avoir une influence sur la façon dont les projets d'infrastructures sont conçus. Dans l'hypothèse où une évaluation économique de la biodiversité dans ce type de projet n'arriverait pas à faire pencher la décision en faveur de la biodiversité, quelle différence y aurait-il par rapport au cas présent où la biodiversité n'a de toute façon aucune valeur.



## VI. Conclusion

Depuis toujours, le rapport de l'homme à la nature n'a cessé d'évoluer. La notion de diversité biologique, exprimée dans le terme de biodiversité, a fait son apparition sur la scène internationale dans les années quatre-vingt. Sa déclinaison récente et désormais dominante sous la forme de services écosystémiques exprime le règne d'une vision anthropocentrée de la nature que l'homme ne considère que parce qu'elle lui rend service. La traduction de ce rapport en termes économiques coule alors de source (chapitre II).

Un certain nombre de méthodes d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques existent. Ces méthodes présentent chacune des limites qui sont connues et exigent la plus grande prudence dans leur utilisation. Une évaluation économique de la biodiversité se caractérise en effet par la contingence de ses résultats. Ainsi, aucun résultat n'est valable en dehors du contexte dans lequel il a été produit. En outre, l'approche économique de la biodiversité présente un grand nombre de limites. La principale est qu'elle ne peut traduire qu'une valeur instrumentale du monde vivant, poussant ainsi à négliger tout écosystème, voire fonction d'écosystème, dont l'humanité ne saisisait pas aujourd'hui « l'utilité » (chapitre III).

Si la pratique des évaluations économiques de la biodiversité s'est développée depuis les années 30 au sein de la communauté scientifique, elle est relativement restreinte dans les processus de décision. Il n'existe à notre connaissance aucun processus de décision où l'évaluation économique de la biodiversité aurait été systématisée. Bien qu'elle puisse aider à prendre des décisions, à argumenter, à justifier, à sensibiliser, à être créatif, peu de décideurs y ont recours. Les utilisateurs que nous avons identifiés dans le cadre de la présente étude sont des acteurs de la protection de l'environnement ou des gestionnaires de ressource naturelle qui s'en emparent pour atteindre des objectifs fixés d'avance (chapitre IV).

La plupart des acteurs lus ou rencontrés restent prudents quant à une utilisation systématique de l'évaluation économique de la biodiversité. Le dernier chapitre du rapport tente de dresser une liste des contextes et profils favorisant ou non leur utilisation : la culture, les mentalités, les jeux d'acteurs, les rapports de force, l'existence d'un acteur de changement, l'échelle d'action, le moment de l'insertion de l'évaluation économique de la biodiversité dans le processus de décision, le cadre réglementaire, les méthodes d'évaluation économique utilisées. Par ailleurs, en marge des études d'aide à la décision, d'autres facteurs priment au moment de la prise de décision : l'acceptabilité sociale, la volonté politique et le cadre réglementaire (chapitre V).

A ce stade de réflexion, la présente étude ne peut être conclusive sur la place de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Des études complémentaires sont nécessaires. Les pistes de réflexion sont nombreuses et doivent être adaptées au but de la recherche. Cette recherche doit-elle être menée pour anticiper les risques liés à l'utilisation de l'évaluation économique de la biodiversité ? Pour démontrer que quelque soit l'utilisation, elle ne pourra jamais être déterminante dans la décision ? Pour définir un cadre idéal de la pratique de l'évaluation économique de la biodiversité ? Pour explorer toutes les potentialités de l'outil ? Pour se concentrer sur les usages les plus pertinents ?

Quelques questions de recherche ont été relevées au cours de notre étude :

- Quels sont les processus de décision où l'évaluation économique de la biodiversité trouverait sa place ? Sous quelle forme ? Pour quel type d'acteur ?
- L'évaluation des politiques publiques au regard de la biodiversité : quelle méthode ? Quelle efficacité ?
- L'évaluation économique de la biodiversité peut-elle être un outil d'arbitrage dans les processus de décision ?

Quelque soit le but recherché, nous préconisons des études de cas à analyser suivant une méthodologie croisant une approche par processus de décision, par acteur, par point de vue, par modalité de contribution de l'évaluation économique de la biodiversité et par méthode d'évaluation économique. Ces études pourront utilement intégrer les éléments de contextes définis dans le chapitre V, notamment l'échelle d'action, et les dimensions culturelles.

# **ANNEXES**

|   |           |
|---|-----------|
| <b>ANNEXE 1. LISTE DES PERSONNES INTERVIEWEES.....</b>  | <b>43</b> |
| <b>ANNEXE 2. GRILLE D'ENTRETIEN .....</b>   | <b>47</b> |
| <b>ANNEXE 3. DESCRIPTIF DES DIFFERENTES METHODES D'EVALUATION<br/>ECONOMIQUE DES BIENS ENVIRONNEMENTAUX.....</b>          | <b>49</b> |
| <b>ANNEXE 4. ETUDE DE CAS : LE BASSIN VERSANT DES CATSKILLS ET<br/>L'ALIMENTATION EN EAU DE LA VILLE DE NEW YORK.....</b> | <b>53</b> |



## **Annexe 1. Liste des personnes interviewées**

### **Salvatore Arico**

*Biologiste et écologue, spécialiste de la biodiversité à la Division de l'Ecologie et des Sciences de la Terre de l'UNESCO.*

Il obtient en 1992 un doctorat en Environnement et Ressources Marine à Naples Stazione Zoologica 'Anton Dohrn' in Naples, Italy. Il suit ensuite un post doc en politique marine au Centre d'études politiques marine à l'université du Delaware aux Etats Unis en 1997. Il était en charge du 'Jakarta Mandate' à l'unité de biodiversité marine et côtière au Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique à Montréal, Canada de 1998 à 2000 et a été employé par la Commission Intergouvernemental d'Océanographie (IOC) à Paris entre 1993 et 1996. Il a assuré plusieurs fonctions d'expert dans différents processus des Nations Unies en rapport avec la biodiversité marine. Il est actuellement vice-président du groupe de travail sur les Hautes Mers du Forum mondial sur les Océans, les Côtes et les petites îles. Il a participé l'Evaluation des Ecosystèmes du Millénaire comme membre du bureau et est co-auteur et membre de plusieurs comités scientifiques.

### **Gille Benest**

*Maître de conférence à l'Université Paris 7*

Docteur ès Sciences en biologie mention éthologie, membre de la Commission française pour l'Unesco et du Conseil National du Tourisme, secrétaire général du Conseil National de Protection de la nature, il est actuellement maître de conférences à l'Université Paris 7 - Denis Diderot et directeur du M2 professionnel " Espace et Milieux ".

### **Olivier Bommelaer**

*Ingénieur en Chef du Génie Rural des Eaux et Forêt – Chef du Bureau de l'évaluation des politiques des risques, de l'eau et des déchets, Sous direction de l'économie des ressources naturelles et des risques, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, Commissariat général au développement durable  
Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire*

### **François-Nicolas Boquet**

*Directeur Environnement, de l'Association Française des Entreprises Privées*

Ingénieur agronome en poste depuis 2000 à l'AFEP pour travailler sur les questions d'environnement.

AFEP : regroupe 90 entreprises principalement les plus grandes entreprises françaises. Cette association regroupe des représentants d'entreprises alors que le MEDEF réunit des fédérations d'entreprises (donc représente également des PME).

L'AFEP est chargée de porter la position de ses adhérents sur différents sujets, dont l'environnement. Ces positions sont forgées par des groupes de travail selon le principe du bottom up (on part de la base et on remonte les échelons en cas de besoin d'arbitrage).

L'AFEP donne notamment son avis au gouvernement sur les projets de loi.

### **Julien Calas**

*Chargé de mission Biodiversité au sein du Fonds Français pour l'Environnement Mondial*

FFEM : fonds public bilatéral créé en 1994 par le gouvernement français à la suite de Sommet de Rio. Il a pour objectif de favoriser la protection de l'environnement au niveau mondial dans des projets de développement durable dans des pays en voie de développement et en transition.

### **Lucien Chabason**

*Conseiller de la direction de l'IDDRI*

Diplômé de sociologie, de droit public, de l'Institut d'études politiques de Paris et ancien élève de l'ENA. Directeur du cabinet du ministre de l'environnement (1988-1992), il est notamment responsable du Plan national pour l'environnement. Puis, il coordonne le PAM (Plan d'action méditerranée). Expert de l'OCDE pour l'évaluation des performances environnementales, il préside aussi le Plan Bleu, un programme de prospective sur l'environnement et le développement en Méditerranée. Il a rejoint l'Iddri en 2005 (Conseiller de la direction).

### **Arnaud Greth**

*De formation vétérinaire et écologue, Président de l'association Noé Conservation.*

Après de nombreuses expériences dans les actions de protection des espèces menacées, il prend la direction de la conservation au sein de WWF en 1995. Il crée ensuite sa propre ONG : Noé Conservation.

### **Claude Henry**

*Conseiller scientifique au sein de l'IDDRI - Directeur de Recherche au CNRS*

Physicien et économiste. Professeur d'économie publique et d'économie de l'environnement à l'école Polytechnique et à l'Université de Lausanne. Il enseigne l'innovation et le développement durable à l'école de Sciences-Po de Paris. Il est professeur d'affaires publiques et internationales à l'université de Columbia. Il a été conseillé du 1er ministre Lionel Jospin de 1997 à 2002. Il est actuellement conseiller du Directeur de l'Agence Européenne de l'Environnement.

### **Olivier Laroussinie**

*Ingénieur en Chef du Génie Rural des Eaux et Forêt - Directeur de l'Agence nationale des aires marines protégées*

Anciennement agent au MEEDAT chargé de la stratégie nationale de la biodiversité.

Adjoint au sous-directeur des espaces naturels et responsable du bureau des parcs nationaux et réserves naturelles, chargé de coordonner les questions relatives à la mer à la direction de la nature et des paysages.

### **Yann Laurans**

*Directeur du bureau d'études ECOWHAT*

Spécialisé dans l'évaluation économique des politiques publiques, médiation, conseil, négociation, formation à l'évaluation économique

Economiste, ancien membre d'ASCA, a créé le service de la prévision et de l'évaluation au sein de l'Agence de l'Eau Seine Normandie, et développé l'activité dans le secteur de l'énergie du bureau d'études Service Public 2000.

### **Jochen Krimphoff**

*Ex-membre de PriceWaterHouse Coopers , depuis peu chez WWF*

PricewaterhouseCoopers développe des missions d'audit, de conseil et d'expertise comptable pour des entreprises et des organisations, publiques et privées, privilégiant des approches sectorielles

### **Olivier Langrand**

*Vice President chargé des Relations Intergouvernementale au sein de Conservation International - Naturaliste ornithologue, spécialiste des oiseaux de Madagascar*

Conservation International est une ONG américaine de conservation de la nature. En matière de biodiversité, l'ONG se concentre sur les *hotspots*.

**François Letourneux**

*Ingénieur Général du Génie Rural des Eaux et Forêt - Président du comité français de l'UICN France (Union Mondiale pour la Nature)*

Ancien président du Conservatoire du littoral, ancien directeur de l'IFEN.

Le comité français de l'UICN est un réseau d'organismes, et d'experts de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature en France.

**Vanessa Nuzzo**

*Ingénieur du Génie Rural des Eaux et Forêt – Responsable du pilotage des études au sein du bureau de la connaissance et de la stratégie nationale pour la biodiversité, Direction de l'eau et de la biodiversité, Sous-direction de la protection des espèces et de leurs milieux au sein du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire*

**Brice Quenouille**

*Chargé de mission à la CDC Biodiversité*

La CDC Biodiversité est une filiale privée, indépendante, de la caisse des dépôts entièrement dédiée aux mécanismes de compensation pour la biodiversité, et accompagne tout acteur privé ou public dans son action pour la nature. La société forestière met à disposition locaux et personnel pour le lancement contre rémunération.

Elle est le premier opérateur de la compensation en France et un des premiers en Europe.

**Hélène Souan**

*Ingénieur du Génie Rural des Eaux et Forêt – Adjointe au chef du bureau de la connaissance et de la stratégie nationale pour la biodiversité, Direction de l'eau et de la biodiversité, Sous-direction de la protection des espèces et de leurs milieux au sein du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire*

**Pierre Strosser**

*Ingénieur du Génie Rural des Eaux et Forêt - Directeur d'ACTEON*

Economiste de l'environnement spécialisé dans les politiques de l'eau notamment dans la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau. Il a travaillé au sein de la Direction Générale Environnement de la Commission Européenne.

ACTEON est un cabinet de conseil et d'études spécialisé dans le développement et l'application des politiques environnementales.

**Jacques Weber**

*Directeur de recherche au CIRAD*

Economiste et anthropologue, participe à de nombreux groupes de travail dont le groupe de travail du Centre d'Analyse Stratégique sur l'évaluation économique de la biodiversité. Il est l'ancien directeur de l'Institut français de la biodiversité (IFB). Il enseigne à l'EHESS



## **Annexe 2. Grille d'entretien**

### **Configuration**

Entretien semi-guidé, mené à 3, d'environ 1h, sur le lieu de travail de la personne interrogée.

### **Préambule**

Présentation de l'interviewé, de son parcours et du rôle des organisations pour lesquelles il travaille ou a travaillé

### **Place des évaluations économiques de la biodiversité : généralités**

- Que peut-on attendre de ces évaluations ?
- Quel est le but des études économiques de la biodiversité ? Préserver la biodiversité pour ce qu'elle est ou préserver le bien-être des hommes (différentes visions de la nature) ?
- Comment percevez-vous la question éthique ? Ce questionnement philosophique est-il vraiment un problème pour l'utilisation des évaluations économiques de la biodiversité ?

### **Lien avec les décisions**

- Sur quels critères sont prises les décisions ? (Différencier les différents types de décision : politique, public, privé, local...)
- Quelle chaîne d'évènements et quels mécanismes sont en jeu dans un processus de décision ?
- Quelle est la place des évaluations économiques de la biodiversité aujourd'hui dans les processus de décision ? Si elles sont exclues, pourquoi ?
- A quel moment du processus de décision les évaluations économiques de la biodiversité interviennent-elles ?
- A quel niveau les évaluations économiques pourraient s'insérer au mieux à l'avenir ? Sur quel mécanisme peut-on espérer jouer ? Quel avenir pour les évaluations économiques de la biodiversité ? Quelles préconisations auriez-vous ?
- Y a-t-il des politiques publiques suffisamment efficaces pour dépasser les enjeux économiques existants qui conduisent à la dégradation de la biodiversité ?
- Auriez-vous des exemples où une décision a été modifiée grâce à des évaluations économiques de la biodiversité ?
- Quelles sont les conditions pour que les évaluations économiques de la biodiversité puissent influencer sur les décisions ?
- Quelles sont les conditions pour que les évaluations économiques de la biodiversité puissent influencer sur la conservation de la biodiversité ?

### **Rôle de l'économie**

- Pourquoi utilise-t-on une approche économique ? Intérêt ? Avantages ? Inconvénients ?
- Qu'apporte en plus l'approche économique par rapport à d'autres approches de la valeur de la biodiversité ? Est-elle un outil plus puissant pour arbitrer des décisions ?
- Une évaluation économique de la biodiversité peut-elle être transparente ?

- L'économie est-elle adaptée aux problèmes d'environnement ? Problème de compatibilité, valeurs différentes en jeu...
- L'économie est-elle le bon outil ? Est-elle suffisamment facile à comprendre ?
- L'utilisation de l'économie dans le domaine de l'environnement ne nécessite-t-elle pas un changement de mentalité ?

### **Méthodes et fondements des évaluations**

- Que doit-on évaluer ? La valeur totale de la biodiversité ou d'un écosystème ou la valeur marginale ?
- Quelles sont les limites d'une évaluation globale de la biodiversité et d'un écosystème ?
- Les méthodes sont-elles suffisamment avancées aujourd'hui pour les utiliser ?
- Les limites méthodologiques pourront-elles être levées un jour ?
- Peut-on confondre sans danger biodiversité et service écosystémique dans les évaluations économiques?
- D'où viennent les démarches des évaluations économiques de la biodiversité ? (Démarche spontanée, imaginée, contrainte et par qui ?)
- Les utilisateurs des évaluations ont-ils conscience des fondements théoriques et des limites ?
- La puissance publique est-elle armée pour comprendre ce type d'étude ?
- Les fondements théoriques ont-ils changé ? Sont-ils présentés comme nouveau ? (Leur utilisation n'est-elle pas juste liée au contexte?)

### **Annexe 3. Descriptif des différentes méthodes d'évaluation économique des biens environnementaux**

La description des méthodes présentée dans cette annexe est en grande partie tirée du guide de l'OCDE (2002) et du site Internet d'ACTEON (2008).

#### **Les méthodes d'évaluation économique des biens environnementaux basées sur des « préférences révélées » grâce à des prix issus d'un marché réel**

Limite : elles ne peuvent porter que sur un nombre limité d'objets

Ces méthodes se basent sur des biens dont on connaît la valeur marchande sur un marché donné.

Il existe deux types de méthodes :

- les méthodes basées sur des prix de marchés existants pour la biodiversité. Par exemple le prix du bois peut être utilisé pour estimer la valeur d'une forêt.,
- et les méthodes basées sur des marchés réels mais qui ne concernent pas la biodiversité directement.

#### ***Les méthodes basées sur des prix de marchés existants pour la biodiversité***

##### ***\* la méthode des prix du marché observé et des biens connexes :***

De nombreuses études donnent la valeur des produits d'origine naturelle, comme par exemple les produits forestiers de cueillette, etc... Si le choix d'utiliser cette méthode est faite, deux précautions préalables doivent être prises : tout d'abord différencier valeur nette et valeur brute (à laquelle on doit soustraire les coûts de production et de transport) puis établir une correction des prix de marché, en tenant compte des distorsions de prix constatées ou des perturbations émanant de l'action des pouvoirs publics (ex : taxes, subventions).

##### ***\* la méthode de productivité :***

L'angle d'attaque choisi par cette méthode est de considérer les ressources biologiques comme des facteurs de production. Dans ce cas, le principe est d'observer les changements matériels de la qualité de l'environnement et estime les différences que ces changements apportent à la valeur marchande de biens ou services commercialisés. Par exemple, une modification de la superficie de zones humides peut modifier la qualité des eaux et provoquer une réduction de la quantité de poissons pêchés. Dans le cadre de l'application de cette méthode, il est possible d'estimer dans ce cas le manque à gagner en se fondant sur les prix du marché, la différence de la valeur de la production étant la valeur attribuée à la superficie de zones humides perdues.

#### ***Les méthodes basées sur des prix de marché réels mais qui ne concernent pas directement la biodiversité***

##### ***\* la méthode des prix hédonistes :***

« Belle maison, proche du lac.... », « Magnifique appartement avec vue imprenable sur les Alpes.... ». Comme en témoignent les annonces immobilières, la proximité d'un environnement agréable et de qualité influence les prix de l'immobilier. C'est de ce constat simple que part le principe de la méthode des prix hédoniques. Pour connaître la valeur d'une forêt par exemple, il suffirait de faire la différence entre le prix des logements proches

de cette forêt et celui des logements équivalents qui ne bénéficient pas d'un tel cadre de vie. De façon plus générale, cette méthode peut être utilisée pour évaluer les bénéfices ou coûts associés à : (i) la qualité environnementale d'un lieu (pollution atmosphérique, pollution sonore, pollution de l'eau) ou (ii) des aménités environnementales, comme la beauté d'un paysage ou la proximité d'un lieu permettant des activités récréatives. L'utilisation de cette méthode est rendue possible par le fait que le prix d'un bien dépend de ses caractéristiques et des services qu'il rend. Ainsi, le prix d'un ordinateur varie selon sa mémoire, sa taille, son écran, sa puissance... Il est donc possible d'évaluer les caractéristiques d'un ordinateur ou d'un autre bien en observant combien les personnes sont prêtes à payer en plus ou en moins lorsque les caractéristiques changent.

#### **\* Méthode des coûts de déplacement :**

Ces méthodes partent du principe que dans la plupart des cas, lorsque les individus souhaitent se rendre dans un site de loisir, ils doivent supporter des coûts en terme de déplacement et de temps. Chacun supporte des coûts différents. Ces coûts de déplacement supportés par les visiteurs peuvent servir à déterminer le « prix » qu'ils sont disposés à payer pour préserver l'espace qu'ils sont venus visiter. Ces « prix » peuvent ainsi être utilisés à la place des prix de marché conventionnels pour estimer la valeur des sites récréatifs et déterminer l'évolution de leur qualité.

Les modèles de coûts de déplacement dépendant de la participation active des individus, ils ne mesurent évidemment que la valeur d'usage liée à un site récréatif. Les valeurs de non-usage doivent être estimées par d'autres techniques, comme par exemple celles employées dans les « préférences déclarées ».

#### **Les méthodes basées sur des « coûts »**

Limite : elles ne portent que sur des usages réels et sous-estiment les pertes de surplus

Les méthodes d'évaluation fondées sur les coûts comprennent les méthodes des coûts de remplacement (ou substitution), des coûts de restauration, des coûts de réinstallation et des dépenses préventives. L'observation de cas pratiques révèle que ces méthodologies sont souvent utilisées ex post, lorsque le remplacement d'une fonction écologique est perdu, comme par exemple la protection contre les inondations ou la fertilité du sol.

La méthode la plus régulièrement utilisée par de nombreux évaluateurs est celle des coûts de remplacement. Des estimations de coûts sont alors utilisées pour mesurer l'avantage non marchand considéré. Autrement dit, on estime le coût de mise en œuvre et de fonctionnement de technologie à mettre en œuvre pour remplacer le service écosystémique perdu. De nombreux auteurs mettent cependant en garde quant à l'utilisation de cette méthode. Celle-ci n'est valable que si les trois conditions suivantes sont remplies : le système mis au point par l'être humain remplit des fonctions équivalentes en quantité et en qualité à ceux rendus par l'écosystème naturel, la solution envisagée par l'homme constitue le moyen le moins coûteux de remplacement du service écosystémique naturel et la société est prête en générale à supporter ces coûts de remplacement si la fonction naturelle n'est plus disponible. Même si l'ensemble des trois conditions est rarement rempli, cette méthode reste couramment utilisée.

## **Les méthodes basées sur des « préférences déclarées »**

Limite : seules à estimer une possible valeur totale, mais multiples biais

### **\* Analyse conjointe (ou choice modelling):**

L'analyse conjointe sert à estimer les valeurs d'usage et de non-usage d'un écosystème ou des services qu'il rend en se basant sur des choix et des situations virtuelles. L'analyse conjointe déduit ces valeurs à partir des arbitrages effectués par les personnes interviewées entre différentes caractéristiques de l'écosystème. Qu'est ce que cet arbitrage et pourquoi faudrait-il faire un arbitrage entre différentes caractéristiques ? Prenons l'exemple de l'implantation d'une aire protégée. La zone protégée idéale est celle couvrant une étendue immense, présentant une biodiversité importante, avec un minimum d'activités économiques à l'intérieur, présentant le moins de coût de mise en œuvre, etc... Malheureusement, lorsque le choix est fait de créer une aire protégée ou un parc naturel, l'ensemble de ces critères n'est jamais réuni. Avant de créer ces structures, les décideurs vont donc sélectionner les critères les plus importants à leurs yeux et arbitreront entre des caractéristiques pas toujours compatibles. Ils devront ainsi choisir entre une aire protégée avec un fort taux de biodiversité / nombreuses activités économiques sur la zone / coûteuse à mettre en œuvre et un parc naturel présentant un taux de biodiversité plus faible / peu d'activités économiques sur la zone / peu coûteuse à mettre en œuvre.

L'analyse conjointe se base sur ce principe d'arbitrage. Elle décompose tout d'abord l'environnement en attributs (par exemple pour une rivière : proximité du lieu, niveau de l'eau, qualité de l'eau ...) et elle demande ensuite de définir précisément différents niveaux de « qualité » pour chacun de ces attributs (rivière située à 1, 2, 5 ou 10 km par exemple - qualité de l'eau mauvaise, moyenne ou bonne). Différentes combinaisons d'attributs (scénarios), ainsi qu'un coût spécifique associé à chaque combinaison, sont alors soumis au choix des personnes interviewées. Dans la mesure où l'analyse conjointe s'appuie sur les choix effectués entre différents scénarios, la méthode est particulièrement adaptée pour appuyer des décisions où plusieurs actions sont envisageables, chacune résultant en des impacts contrastés sur les ressources naturelles ou l'environnement. L'analyse conjointe permet également de classer les options ou scénarios proposés sans forcément estimer leurs valeurs monétaires respectives.

### **\* L'évaluation contingente :**

La méthode de l'évaluation contingente ressemble à une d'enquête d'opinion dans laquelle on sollicite les personnes interviewées pour savoir combien elles seraient disposées à payer pour éviter une dégradation de l'environnement ou au contraire pour assurer une amélioration de l'environnement. Ces « prix » exprimés sont ensuite agrégés pour calculer la valeur (monétaire) attribuée par le public à l'amélioration de l'environnement – une telle agrégation nécessitant quelques artifices méthodologiques permettant de vérifier la sincérité des réponses et la légitimité de la valeur obtenue par rapport à l'amélioration de l'environnement envisagée.

La démarche employée lors d'une telle évaluation est cependant critiquable d'un double point de vue (Weber, 2002):

Tout d'abord parce qu'elle tend à créer les "valeurs" qu'elle prétend mesurer et deuxièmement parce qu'elle résulte d'une conception étroitement utilitariste du monde dans laquelle la monnaie est érigée en étalon universel des valeurs.

J. Weber, ainsi que de nombreux autres auteurs, rappellent que les valeurs n'ont pas de prix et qu'en pratique, les choix peuvent être débattus démocratiquement, sans recours obligé à la monnaie (ex : approche par une gestion patrimoniale de la biodiversité).



## Annexe 4. Etude de cas : le bassin versant des Catskills et l'alimentation en eau de la ville de New York

Cette annexe présente l'analyse du cas de la ville de New York qui a souvent été citée comme un exemple où l'évaluation économique de la biodiversité a permis d'arbitrer entre deux options.

Ce cas d'étude a été analysé à travers un rapport du National Research Council de 2000, d'une analyse critique de M. Sagoff du Property and Environment Research Center (2005) et des sites Internet de Watershed et de divers articles de presse.

### Les faits

La ville de New York (9 millions d'habitants) est alimentée en eau à 90% à partir des bassins versants de Catskills et Delaware situés dans les montagnes des Catskills à environ 250 km au nord de la ville. Les 10% restant proviennent du bassin versant du Croton. Ces bassins couvrent 5 000 km<sup>2</sup> et fournissent  $2.2 * 10^9$  m<sup>3</sup> d'eau chaque année. Cette eau est acheminée vers la ville par un réseau complexe d'aqueducs, de tunnels et de canalisations depuis trois lacs et les 19 barrages construits jusque dans les années 60.

En 1986, une nouvelle réglementation impose à la ville de filtrer l'eau du fait qu'elle provient de la surface (*Surface Water Treatment Rule* tirée du *Safe Drinking Water Act Amendments* de 1986). Une dérogation est accordée à la ville par l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) jusqu'en 1996 car l'eau est de bonne qualité et la ville a mis en place un programme de protection du bassin versant. Cette opération implique principalement l'acquisition de terres et la mise en place de règles plus contraignantes que la réglementation commune pour limiter le développement et ses impacts néfastes sur la qualité de l'eau. La demande de dérogation doit se faire tous les 10 ans.

Lors du renouvellement de la demande de dérogation en 1996, la ville décide de réaliser une étude pour évaluer le coût de la mise en place et de l'exploitation d'une usine de filtration. Elle compare alors ce coût à celui du renforcement du programme de protection du bassin versant. Les chiffres présentés dans le tableau ci-dessous montrent un écart énorme entre les deux options qui permet à la ville de New York d'obtenir une nouvelle dérogation pour 1997-2006.

|                       | Construction de la station de filtration de l'eau des Catskills | Protection du bassin versant des Catskills   |
|-----------------------|---|--|
| Coût d'investissement | \$ 2 à 6 milliards  | n.d.   |
| Coût annuel           | \$ 300 millions   | n.d.   |
| Coût en 10 ans        | \$ 5 à 9 milliards  | \$ 1 à 1,5 milliards dans la protection et restauration de services écosystémiques |

Tableau 1 : Coûts présentés par la Ville de New York dans le dossier Catskills (Sagoff, 2005)

Le contexte de l'étude est très conflictuel : la politique de gestion du bassin versant par la ville de New York est mal vécue par les collectivités locales qui vivent mal le fait que la ville bride leur développement économique. Après des années de négociation, l'Etat de New York, la ville de New York, l'EPA, les communes du bassin versant et cinq associations régionales de protection de l'environnement s'entendent le 21 janvier 1997 sur un accord : le *Watershed Memorandum Agreement*. Cet accord permet à la ville de bénéficier de la dérogation concernant la filtration de l'eau mais lui impose de renforcer le programme de gestion du bassin versant.

Quelques principes sont maintenus : l'acquisition foncière ne pourra toujours se faire que s'il y a consentement mutuel entre la ville et le propriétaire. L'accord réaffirme le droit obtenu en 1953 à la ville de New York d'imposer une réglementation plus contraignante, et instaure son devoir d'animer des ateliers de sensibilisation de la population, et d'investir dans des partenariats avec les groupes socio-économiques touchés par les mesures contraignantes. Par exemple, la ville doit indemniser les éleveurs, qui sont majoritaires dans la région, en échange de la limitation de l'usage des pesticides et engrais.

L'acquisition de terres se concentre sur les parcelles vierges de toute construction et non exploitées. Elle a pour objectif de préserver les habitats et écosystèmes de la région. Les réglementations à appliquer dans certaines zones sont décidées en collaboration avec le Catskill Watershed Corporation. Le choix des parcelles devant faire l'objet soit d'une acquisition, soit d'une réglementation particulière, se fait grâce à un système d'information géographique spécialement conçu pour l'aide à la décision. Il permet de croiser des données sur les ruissellements et l'occupation des sols.

New York s'engage en outre à investir dans le traitement des eaux usées domestiques et autonomes des communes du bassin versant.

La ville devra enfin mettre en place en complément de la chloration existante de l'eau des Catskills un traitement par ultra-violet, et une station de traitement des eaux venant du Croton (10% de l'eau) prévue dans le Bronx d'ici 2011.

En échange de cet accord, toute partie s'engage à cesser toute poursuite en justice l'une contre l'autre, et à ne plus en entreprendre.

Les dérogations, appelée *filtration avoidance determination*, ont une période de validité de 10 ans. A l'issue de chaque échéance, la décision est remise en question. C'est au pétitionnaire d'apporter les preuves de la pertinence du choix de ne pas filtrer l'eau. Concernant la ville de New York, la dernière dérogation a été attribuée en 2007 pour une période de 10 ans.

## **Pourquoi le cas des Catskills est devenu exemplaire**

L'étude présentée par New York dans son dossier de demande de dérogation en 1996 a fait couler l'encre. Selon Mark Sagoff, la légende des Catskills a été propagée par l'article de Chichilnisky and Heal, économistes à l'université de Columbia, paru en 1998 dans la revue scientifique *Nature*. D'après cet article, ce qui garantissait dans les Catskills la bonne qualité d'eau, c'était le service de purification de l'eau rendu par les écosystèmes par un procédé impliquant les systèmes racinaires, les micro-organismes du sol, dans les mécanismes de filtration et de sédimentation au fil du ruissellement de l'eau. Selon l'idée reçue, ce serait à cause d'un défaut de traitement des eaux usées et de l'emploi d'engrais et de pesticides que la qualité de l'eau aurait commencé à se détériorer. L'histoire dit que New York avait alors le choix entre la restauration du milieu pour 1,5 milliards de dollars permettant de garantir la restauration de ce service écosystémique, et la substitution de ce service par une station de traitement pour 6 à 8 milliards d'investissement et 300 millions annuels de fonctionnement.

Cet exemple est depuis devenu un exemple de la reconnaissance d'un service rendu par un écosystème, ici la filtration de l'eau par le bassin versant des Catskills. Ce cas est cité comme la démonstration de l'utilité d'une évaluation économique des services écosystémiques. Si la ville de New York n'avait pas pris conscience des services rendus par les Catskills, elle aurait investi dans la station de filtration sans agir pour la préservation de la biodiversité. D'après la plupart des personnes interrogées dans le cadre de l'étude, ce cas est un cas unique de prise de décision prenant en compte la valeur d'un service rendu par la nature.

## L'analyse des faits

### *Le contexte réglementaire*

L'étude menée par la ville de New York a été initiée lors de la deuxième demande de dérogation « *filtration avoidance determination* » auprès de l'EPA en 1996. L'exigence de filtration de l'eau de surface a été imposée notamment pour lutter contre la présence d'un microbe *cryptosporidium parvum* qu'une simple chloration ne peut pas éliminer. Ce microbe est considéré comme un problème majeur de santé publique aux USA provoquant respectivement 2 et 6 % des cas de diarrhées graves. Des études de prévalence de ce microbe ont été menées dans les Catskills dans les zones d'élevage. Le risque existe aussi en zone sauvage. Un traitement connu de ce pathogène est la désinfection par UV.

Or, la ville de New York a décidé d'investir dans le traitement complémentaire par UV éliminant ce risque. Pourquoi a-t-elle donc décidé d'évaluer le coût d'une filtration qui n'a aucun intérêt dans ce système ?

### *Un contexte conflictuel*

En 1953, le *Watershed Rules and Regulations* donne à la ville de New York le droit d'intervenir en cas de développement dans le bassin versant pouvant engendrer des pollutions. Depuis, certaines communautés locales ont accumulé un ressentiment à l'égard de la ville de New York. Le traumatisme lié aux expropriations pour la construction des 19 barrages est resté gravé dans les mémoires. Les contraintes et restrictions d'usage des terres et voies publics sont mal acceptées par certaines populations. La limite entre les droits de la ville, des propriétaires et des collectivités locales n'est pas claire. **La ville de New York est alors en quête de légitimité** vis-à-vis des communautés du bassin versant pour faire appliquer sa politique de prévention des pollutions.

### *Le lien entre le service rendu et l'efficacité attendue*

L'histoire des Catskills met en scène l'idée selon laquelle les écosystèmes du bassin versant purifient l'eau ensuite collectée vers New York. Le rôle joué par les écosystèmes des Catskills dans la qualité de l'eau n'a pas été étudié au moment de l'étude. La ville de New York a même demandé au National Research Council d'expertiser le programme de mesures de prévention de la pollution convenu en 1997 entre la ville de New York et les communes du bassin versant.

Le bassin versant est recouvert par une diversité d'écosystèmes, comprenant des zones naturelles, des zones habitées et des zones agricoles. L'eau tombe sous forme de précipitation sur ces surfaces. Une partie de cette eau va s'infiltrer, circuler dans le sous-sol et alimenter en partie les réservoirs. Une partie va circuler en surface, en ruisselant et être collectés dans des cours d'eau alimentant les barrages. L'eau qui tombe du ciel va s'enrichir d'éléments de la surface et des sous-sols, et sa composition va se transformer. Est-il exact de dire que ce bassin versant joue le rôle de purification de l'eau ? Etant donné qu'on ne peut pas vraiment considérer que l'eau de pluie est polluée, il paraît plus exact de dire que le bassin versant est capable de fournir une eau de qualité suffisante dans la configuration actuelle pour éviter la ville de New York d'avoir à mettre en place une filtration complémentaire. Par contre, le risque de contamination biologique n'est pas nul dans un espace ouvert fréquenté par les animaux qu'ils soient domestiques ou sauvages. Des études menées par le service des eaux de la ville montrent le lien entre la détection de coliformes fécaux et les séjours d'oiseaux dans les réserves d'eau. Les services ont dû mettre en place des outils de dispersion pour réduire le risque sanitaire.

Le risque majeur de contamination de l'eau des barrages vient du ruissellement de l'eau provenant de zones chargées en bactéries coliformes d'origine fécale. C'est pourquoi la ville de New York a accepté de mettre en place un traitement aux UV.

L'enjeu d'un point de vue technique pour la ville de New York était de limiter tout risque de dégradation du milieu pour ne pas avoir à investir d'avantage dans le traitement de l'eau. Une filtration supplémentaire pourrait en effet être rendue obligatoire en cas de pollution aux pesticides. La ville a donc très tôt identifié la nécessité de lutter contre toute source de pollution éventuelle. La maîtrise du développement économique de la région des Catskills est un bon levier pour prévenir les pollutions. C'est bien l'objet du conflit entre New York et les communes du bassin versant.

En calculant le coût de la station de filtration, la ville de New York a indirectement évalué : le surcoût pour le service des eaux induit par la pollution du bassin versant liée à son développement économique. Ce coût a été assimilé au service rendu par l'écosystème qualifié de « purification de l'eau ». Il s'agit d'une approximation.

Ce coût a été comparé au programme de gestion du bassin versant. Ce programme a été présenté comme un coût de restauration de la fonction écologique de purification de l'eau. Or, si on peut admettre l'approximation scientifique sur la définition de la fonction écosystémique du bassin versant, il n'est pas exact de considérer le programme proposé comme de la restauration. Il s'agit de préserver des milieux existant et d'aider financièrement les communes et les agriculteurs du bassin versant pour qu'ils ne polluent pas le milieu.

L'objectif était-il de reconnaître la valeur d'un écosystème ou de faire accepter aux communautés du bassin versant des contraintes sur leur développement ? La question se pose. La dérogation a été obtenue contre engagement de la Ville de New York à investir dans des infrastructures liées au développement économique des Catskills. Ces infrastructures concernent essentiellement le traitement des eaux usées, domestique ou collectif. Pourtant, d'après le National Research Council par une étude de 2000, il est peu probable que la région connaisse un fort développement économique. Le risque de pollution par le développement de la région est-il si fort ? En 1997, le Clean Water, Clean Air Bond Act de l'Etat de New York ne prévoyait aucun investissement dans les Catskills.

Alors pourquoi est ce que la ville a soutenu dans sa demande de dérogation qu'il y avait un lien entre la qualité de l'eau, les mesures prévues et la préservation des écosystèmes ? M. Sagoff pense que c'était pour satisfaire les écologistes de l'EPA. Selon lui, les écologistes de l'EPA sont en effet convaincus que la préservation des habitats dans les bassins versants, le fait de laisser les écosystèmes agir pour purifier l'eau est aussi efficace que la mise en place d'une station de traitement d'eau. La ville devait donc s'engager à préserver les habitats pour répondre à ce *credo* qu'ils n'ont pas eu besoin de démontrer scientifiquement.

### *Dénouement*

D'après M. Sagoff (2005), depuis 1997, la ville a investi dans la station de traitement du Bronx et dans un nouveau projet de tunnel, très peu dans la préservation des milieux naturels malgré les remontrances de l'EPA et des associations de protection de l'environnement.

## Les leçons de Catskills

Dans le cas des Catskills, le premier constat est que l'analyse faite par la ville de New York ne semble pas très rigoureuse. Il est très approximatif de dire que le coût de la filtration est le coût de substitution du service de purification par le bassin des Catskills. C'est plutôt le coût de substitution du service de fourniture d'eau de qualité satisfaisante au regard des besoins de la ville de New York par le bassin des Catskills. Il serait intéressant de savoir s'il y a eu une étude de la fonction des écosystèmes qui composent le bassin versant ? Cette étude pourrait permettre d'investiguer le lien entre la biodiversité et l'efficacité des services écosystémiques dans le cycle de l'eau. Cette étude pourrait permettre à la ville de New York de cibler les actions de prévention dans des secteurs choisis.

En toute rigueur, ce qui était à comparer, c'est le coût d'une pollution du bassin versant en prenant en compte tous les impacts écologiques (pas seulement le surcoût engendré pour l'alimentation en eau de la ville de New York), et le coût de restauration des écosystèmes, avec le coût de la gestion actuelle, c'est-à-dire sans filtration mais avec des mesures de prévention contre la pollution. Bien entendu, cette étude aurait été beaucoup plus complexe, donc coûteuse, et ce inutilement car finalement peu importe la rigueur scientifique pourvu que l'objectif soit atteint.

Ce manque de rigueur apparent est peut-être dû à la communication qui en a été faite. Le but de la ville de New-York dans cette étude n'était pas la préservation de la biodiversité mais d'investir le moins possible. D'ailleurs les mesures de prévention choisie n'ont pas été convenues sur la base d'arguments écologiques. Cet exemple montre que l'évaluation économique de la biodiversité peut être instrumentalisée.

Le deuxième constat est que cette évaluation qui est présentée comme un outil d'arbitrage entre deux décisions est plus probablement un outil d'argumentation utilisé par la ville de New York. Elle l'utilise pour convaincre l'EPA de lui délivrer une dérogation. Elle utilise pour cela le discours attendu par les agents de l'EPA. Elle l'utilise aussi face aux communautés du bassin versant pour mettre fin au climat conflictuel et aux multiples procès lancés contre elle.

Ceci montre bien que la capacité d'un acteur à manipuler les concepts dans un domaine compliqué de manière à faire valoir sa position.

Derrière ce combat gagné pour soit disant reconquérir le service de purification de l'eau fourni par les Catskills, la ville de New York permet de conserver et de promouvoir d'autres services écosystémiques et d'autres valeurs de la nature : lieu de récréation, paysage, caractère rural de la région. Ces arguments auraient pu être mobilisés par la ville de New York dans les négociations.

Ce cas met en évidence le fait que les évaluations économiques peuvent être manipulées facilement parce que personne ne comprend ce qu'est un service écosystémique, la biodiversité. Ce qui importe ce n'est pas nécessairement la rigueur scientifique mais la capacité des acteurs à manipuler les notions à leur avantage.

Pour aller plus loin dans l'analyse, il serait intéressant de savoir comment s'est déroulé la concertation, comment l'analyse économique a été faite et instrumentalisée.



## Bibliographie

BEAUMONT N.J., AUSTEN M.C., MANGI S.C., et al. *Economic valuation for the conservation of marine biodiversity*. Marine Pollution Bulletin, 2008, vol 56, No 3, pp 386-396

BILLE R., MERMET L., BERLAN-DARQUE M. et al. *Concertation, décision et environnement. Regards croisés*. Paris : La Documentation française, 2005, 156p. (Volume III) ISBN 2-11-006096-4

CARRET J.C, LOYER D. *Comment financer durablement les aires protégées à Madagascar? Apport de l'analyse économique*. AFD, 4e trimestre 2003, Notes et Documents N°4.

COHEN DE LARA M., DRON D. *Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques : rapport au ministre de l'environnement*. Paris : La Documentation française, 1997, 415p. (Collection des Rapports Officiels) - ISBN 2-11-003897-7

CENTRE D'ANALYSE STRATEGIQUE, PREPARATION GRENELLE DE L'ENVIRONNEMENT - *L'évaluation des politiques publiques au regard du développement durable* Rapport au premier ministre, **[en ligne]**, 30p, 23 juillet 2007.

Disponible sur : [http://www.sfe.asso.fr/docs/site/pdf/documents-vu-et-lu/grenelle\\_evaluation-politiques-publiques.pdf](http://www.sfe.asso.fr/docs/site/pdf/documents-vu-et-lu/grenelle_evaluation-politiques-publiques.pdf) (Consulté le 03.02.2009)

COMMISSION EUROPEENNE. *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité*. 1ère Ed. Luxembourg : Office des publications officielles des Communautés Européennes, 2008, 64p.

ISBN 978-92-79-09445-3

COSTANZA R., d'ARGE R., de GROOT, et al. *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature, 1997, vol 387, pp 253-260

DEMEULENAERE E. *Pourquoi conserver la diversité du vivant ? Les valeurs de la biodiversité*, Plateforme Environnement de l'ENS **[en ligne]**, 2 mars 2006, 36p. Disponible sur : [http://www.environnement.ens.fr/docs/DEMEULENAERE\\_Valeurs\\_de\\_la\\_biodiversite.pdf](http://www.environnement.ens.fr/docs/DEMEULENAERE_Valeurs_de_la_biodiversite.pdf) (Consulté le 03.02.2009)

DUMAS P. *Economie de l'Environnement*. Cours donné à la plateforme environnement de l'ENS Paris

EHRlich P.R. *Key issues for attention from ecological economists*. Environment and Development Economics, 2008, vol 13

FIGUIERES C. *Les critères d'évaluation de la biodiversité : propriétés et difficultés d'usage*. INRA Sciences Sociales Recherches en Economie et Sociologie Rurales, septembre 2008, No 4-5

FIGUIRES C., LIFRAN R., SALLES J.M., et al. *Analyses économiques de la biodiversité : évaluation des enjeux et modélisation des politiques*. INRA Sciences Sociales Recherches en Economie et Sociologie Rurales, septembre 2008, No 4-5

GALLAI N, SALLES J-M, SETTELE J, VAISSIERE BE. *Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline*. ECOLOGICAL ECONOMICS. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.06.014, août 2008

GALLUP ORGANIZATION. *Attitudes of Europeans towards the issue of biodiversity. Analytical report [en ligne]*. Flash Eurobarometer, décembre 2007, No 219. Disponible sur <[http://ec.europa.eu/public\\_opinion/flash/fl\\_219\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/public_opinion/flash/fl_219_en.pdf)> (Consulté le 16.02.2009)

GODARD O. LAURANS Y. *Evaluating environmental issues –Valuation as co-ordination in a pluralistic world* Ecole Polytechnique, Chaire Développement Durable - Cahier n° 2004-012, 37 p. August 2004

GRELOT F. *Gestion collective des inondations : peut-on tenir compte de l'avis de la population dans la phase d'évaluation économique a priori ? [en ligne]* Thèse en Sciences économiques. Paris : Ecole nationale supérieure d'arts et métiers, 2004, 375 p. Disponible sur <<http://www.lyon.cemagref.fr/doc/these/grelot/index.shtml>> (consulté le 16.02.2009)

GREMONT M. *Potentiel de développement de la monétarisation des externalités environnementales*. ADEME : Rapport de stage. Paris : Université Paris-Dauphine, Mai 2007, 71p.

GRESSIER C. *Évolution des méthodes d'évaluation des projets d'infrastructures : une comparaison internationale* Séminaire 3 Infrastructures et territoire 26 et 27 avril 2007 Alain Dupont, président-directeur général du groupe Colas Michel Savy, professeur à l'Université de Paris XII et à l'ENPC [en ligne] Disponible sur <[http://www.ihedate.com/generated/objects/ACTES%20SEMINAIRES/SEM3\\_ACTES\\_GRESSIER.htm](http://www.ihedate.com/generated/objects/ACTES%20SEMINAIRES/SEM3_ACTES_GRESSIER.htm)> (consulté le 16.02.2009)

HENRY C. *Affrontement ou connivence. La nature, l'ingénieur et le contribuable*. Paris : Ecole Polytechnique, Laboratoire d'économétrie, 1986.

HENRY C. *La microéconomie comme langage et enjeu de négociations*. Revue économique, 1984, vol 35, No 1, pp 177-197, Sciences Po University Press,

LAURANS Y. *Les négociations pour la récréation de sites littoraux : quelles dimensions économiques?* Revue d'Ecologie (la Terre et la Vie), 2002, supplément 9, pp 19-29

MAUZ I. *Comment est née la conception française des parcs nationaux ?* Association Revue de Géographie Alpine, 2002, No 2, pp. 33-44

MERMET L. *Commentaire sur « L'économie des écosystèmes et de la biodiversité »* In : *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité*, 25 novembre 2008, Iddri, Paris [en ligne] Disponible sur : <<http://www.iddri.org/Activites/Conferences/L'economie-des-ecosystemes-et-de-la-biodiversite/>> (consulté le 16.02.2009)

MERMET L. *Evaluation des politiques publiques : une approche en termes d'analyse stratégique de gestion* Séminaire Politiques publiques du CIRAD RES 2, 10 mars 2005 **[en ligne]**. Disponible sur : < <http://www.rgte.centre-cired.fr/reel-rgte/IMG/pdf/RES2-support.pdf>> (Consulté le 05.02.2009)

MERMET L. *Stratégies Pour La Gestion De L'Environnement : La Nature Comme Jeu De Société ?* Thèse en Sciences de gestion. Paris : Université Paris-Dauphine, Juin 1992.

MERMET L. Billé R. Leroy M. et al. *L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement*. Nature Science Sociétés **[en ligne]** 2005, n°13, pp.127-137. Disponible sur :< [http://www.rgte.centre-cired.fr/rgte/article.php3?id\\_article=87](http://www.rgte.centre-cired.fr/rgte/article.php3?id_article=87)> (Consulté le 05.02.2009)

MINISTERE DE L'ECOLOGIE, DE L'ENERGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE. *Stratégie nationale pour la création d'aires marines protégées- Note de doctrine pour les eaux métropolitaines*. **[en ligne]** novembre 2007. Disponible sur : <[http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Strategie\\_AMP\\_doctrine.pdf](http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Strategie_AMP_doctrine.pdf)> (consulté le 16.02.2009)

MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE. *Valorisation économique de biens et services issus de la diversité biologique* MED Bureau des Biens Publics Globaux 18es Rencontres régionales de l'environnement - 18-19 octobre 2007 - ARPE PACA **[en ligne]** Disponible sur <[http://www.arpe-paca.org/docs/infos/docs/20071130\\_S.Hernandezcomp.pdf](http://www.arpe-paca.org/docs/infos/docs/20071130_S.Hernandezcomp.pdf)> (consulté le 16.02.2009)

MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE – Direction de l'Eau - *circulaire DCE 2005/10 relative à la mise à jour du schéma directeur d'aménagement des eaux, à l'élaboration du programme de mesures en application des articles L. 212-2 et L. 212-2-1 du code de l'environnement et à l'élaboration des IXèmes programmes d'intervention des agences de l'eau*. DE / SDATDCP / BDCP / n° 8 – avril 2005 **[en ligne]** Disponible sur < [http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/tlch/Circulaire\\_SDAGE-PoM-9E\\_8me\\_prog.pdf](http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/tlch/Circulaire_SDAGE-PoM-9E_8me_prog.pdf) > (consulté le 16.02.2009)

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Valuing Ecosystem Services: Toward better environmental decision-making*. Washington DC : The National Academies Press, 2005, 277p. ISBN 0-309-09318-X

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Watershed Management for Potable Water Supply: Assessing the New York City Strategy: Assessing the New York City Strategy*. Committee to Review the New York City Watershed Management Strategy. Publié par National Academies Press, 549 pages, 2000. ISBN 0309067774, 9780309067775

OCDE. *Manuel d'évaluation de la biodiversité : Guide à l'intention des décideurs*. 1ère Ed. Paris : Les éditions de l'OCDE, 2002, 176p. ISBN 92-64-29731-6

PAGIOLA S., VON RITTER K., BHOP J. *Assessing the economic value of ecosystem conservation*. Working paper N°101. THE WORLD BANK ENVIRONMENT DEPARTMENT 2004 **[en ligne]** Disponible sur <<http://www.cbd.int/doc/external/worldbank/worldbank-es-value-02-en.pdf>> (consulté le 16.02.2009)

POINT P. *La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique.* Revue de l'Institut d'Economie Publique, 1998, No 1

PUJOL J. L. *La valeur du vivant : quelle mesure pour la biodiversité ?* Centre d'analyse stratégique. La note de veille n°89, 4 février 2008

ROY B., DAMART S. *L'analyse Coûts Avantages, outil de concertation et de légitimation.* METROPOLIS 0 (108/109), pages 7-16, 2002.

SAGOFF M.- *On the value of natural ecosystems : The Catskills parable* Politics and the Life Sciences • vol. ol. 21, no no. 1, Mars 2002 **[en ligne]** Disponible sur < <http://politicsandthelifesciences.org/Contents/Contents-2002-3/PLS2002-3-4.pdf> > (consulté le 16.02.2009)

SALLES JM. *L'expertise CAS sur l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques : questions, enjeux, compromis* – Communication lors de l'Atelier international Droit & Environnement Regards croisés sur la réparation des atteintes à la nature 3-4 décembre 2008 à l'UNESCO, Paris **[en ligne]**, 12p. Disponible sur : <[http://www.umar-amure.fr/conf/apr3/salles\\_lameta.pdf](http://www.umar-amure.fr/conf/apr3/salles_lameta.pdf)> (Consulté le 16.02.2009)

SENECHAL. *Rabastens : l'enjeu de l'acceptabilité sociale.* Réflexion adressée à la Commission conjointe d'évaluation du projet Rabastens à la suite d'une invitation faite par M. le président Qussaï Samak **[en ligne]** 2007, 4p. Disponible sur : <[www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/Rabaska/documents/DM414-2.pdf](http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/Rabaska/documents/DM414-2.pdf)> (Consulté le 16.02.2009)

THE GALLUP ORGANIZATION. *Attitudes of Europeans towards the issue of biodiversity. Analytical report.* Décembre 2007. Flash Eurobarometer No 219 Disponible sur : <[http://ec.europa.eu/public\\_opinion/flash/fl\\_219\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/public_opinion/flash/fl_219_en.pdf)> (consulté le 16.02.2009)

TROMMETER M. *Biodiversité et enjeux internationaux : une question d'accès.* INRA Sciences Sociales Recherches en Economie et Sociologie Rurales, septembre 2008, No 4-5

WEBER J., *Potentiel de développement de la monétarisation des externalités environnementales* **[en ligne]**. Juillet/Août 2003. Disponible sur : <<http://www.ceri-sciencespo.com/archive/july03/artjw.pdf>> (consulté le 16.02.2009)

WEBER J., LATELTIN E., *Sciences sociales et biodiversité* **[en ligne]**. INSU Prospective « sociétés et environnements », février 2004. Disponible sur < <http://www.insu.cnrs.fr/f198pdf,sciences-sociales-biodiversite-j-weber-e-lateltin.pdf>> (consulté le 16.02.2009)

WWF-France. *Université de rentrée : le juste prix écologique*, 2 & 3 Octobre 2008, Paris **[en ligne]**. Disponible sur : <[http://www.wwf.fr/actualites/2\\_3\\_octobre\\_universite\\_de\\_rentree\\_2008\\_du\\_wwf\\_france\\_la\\_verite\\_ecologique\\_des\\_prix](http://www.wwf.fr/actualites/2_3_octobre_universite_de_rentree_2008_du_wwf_france_la_verite_ecologique_des_prix)> (Consulté le 08.12.2008).