

LES ATELIERS DE L'ÉTHIQUE

VOLUME 4 NUMÉRO 1
PRINTEMPS/SPRING 2009

LA REVUE DU CREUM



CENTRE DE RECHERCHE EN ÉTHIQUE
DE L'UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

UNE REVUE MULTI-
DISCIPLINAIRE SUR LES
ENJEUX NORMATIFS DES
POLITIQUES PUBLIQUES ET
DES PRATIQUES SOCIALES.

2

VOLUME 4 NUMÉRO 1
PRINTEMPS/SPRING 2009

A MULTIDISCIPLINARY
JOURNAL ON THE
NORMATIVE CHALLENGES
OF PUBLIC POLICIES
AND SOCIAL PRACTICES.

ISSN 1718-9977

COMITÉ ÉDITORIAL/EDITORIAL COMMITTEE

Direction : Daniel Marc Weinstock

Coordination : Martin Blanchard, CRÉUM (martin.blanchard@umontreal.ca)

Charles Blattberg, CRÉUM

Rabah Bousbaci, CRÉUM

Ryoa Chung, CRÉUM

Peter Dietsch, CRÉUM

Francis Dupuis-Déri, Université du Québec à Montréal

Geneviève Fuji Johnson, Simon Fraser University

Axel Gosseries, Université de Louvain-la-Neuve

Béatrice Godard, CRÉUM

Joseph Heath, Université de Toronto

Mira Johri, CRÉUM

Julie Lavigne, Université du Québec à Montréal

Robert Leckey, Université McGill

Christian Nadeau, CRÉUM

Wayne Norman, CRÉUM

Christine Tappolet, CRÉUM

Luc Tremblay, CRÉUM

Daniel Marc Weinstock, CRÉUM

Bryn Williams-Jones, CRÉUM

NOTE AUX AUTEURS

Un article doit compter de 10 à 20 pages environ, simple interligne (Times New Roman 12). Les notes doivent être placées en fin de texte. L'article doit inclure un résumé d'au plus 200 mots en français et en anglais. Les articles seront évalués de manière anonyme par deux pairs du comité éditorial.

Les consignes aux auteurs se retrouvent sur le site de la revue (www.creum.umontreal.ca/ateliers). Tout article ne s'y conformant pas sera automatiquement refusé.

GUIDELINES FOR AUTHORS

Papers should be between 10 and 20 pages, single spaced (Times New Roman 12). Notes should be placed at the end of the text. An abstract in English and French of no more than 200 words must be inserted at the beginning of the text. Articles are anonymously peer-reviewed by members of the editorial committee.

Instructions to authors are available on the journal website (www.creum.umontreal.ca/ateliers). Papers not following these will be automatically rejected.



Vous êtes libres de reproduire, distribuer et communiquer les textes de cette revue au public selon les conditions suivantes :

- Vous devez citer le nom de l'auteur et de la revue
- Vous ne pouvez pas utiliser les textes à des fins commerciales
- Vous ne pouvez pas modifier, transformer ou adapter les textes

Pour tous les détails, veuillez vous référer à l'adresse suivante :
<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.5/legalcode>

You are free to copy and distribute all texts of this journal under the following conditions:

- You must cite the author of the text and the name of the journal
- You may not use this work for commercial purposes
- You may not alter, transform, or build upon this work

For all details please refer to the following address:
<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.5/legalcode>

LES LIMITES DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ

VIRGINIE MARIS
UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

JEAN-PIERRE REVÉRET
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

RÉSUMÉ

Devant le constat du déclin toujours plus rapide de la diversité biologique et les limites des ressources disponibles pour l'enrayer, il est nécessaire de déterminer quels moyens devraient être engagés dans sa protection. Pour ce faire, une méthode efficace serait d'évaluer les bénéfices tirés de la biodiversité afin d'estimer rationnellement les coûts légitimes de sa protection. L'évaluation économique, qui se présente d'emblée sur un mode quantitatif, serait alors un outil précieux. Dans ce texte, nous présentons différentes méthodes d'évaluation économique de la biodiversité ainsi que certaines de leurs limites méthodologiques. Par la suite, nous montrons qu'en dépit de ses avantages pratiques, l'évaluation économique échoue à représenter l'ensemble des valeurs en jeu dans la protection de la biodiversité. Nous décrivons alors trois types de valeurs incommensurables avec des bénéfices économiques : la valeur de legs, qui renvoie aux obligations de transmission du patrimoine naturel dont nous avons hérité ; la valeur d'existence, qui renvoie à la considération morale d'intérêts autres que ceux des êtres humains ; la valeur de transformation, qui renvoie à la capacité d'examiner et de critiquer nos préférences et inclinaisons afin d'inclure celles-ci dans une vision du monde rationnelle et cohérente. Pour conclure, nous plaidons en faveur de l'élaboration de méthodes de concertation et d'évaluation participatives et pluralistes permettant de rendre compte de la diversité et de l'hétérogénéité des valeurs de la biodiversité.

ABSTRACT

Facing the accelerated decline of biological diversity and the limits of the available resources to check it, it is necessary to determine which means should be engaged in its protection. To do so, an effective method would be to evaluate the benefits provided by biodiversity to estimate rationally the justifiable costs of its protection. The economic evaluation, methodologically quantitative, would be then a precious tool. In this text, we present various methods of economic evaluation of biodiversity as well as some of their methodological limits. Next, we show that in spite of its practical advantages, economic evaluation fails to represent all the values at stake in the protection of biodiversity. We then describe three types of values that are incommensurable with economical profits: the value of legacy, which refers to the obligations of transmission of the natural heritage originally handed down to us; the value of existence, which refers to the moral consideration of interests other than those of the human beings; the value of transformation, which refers to the capacity to examine and to criticize our preferences in order to include them in a rational and coherent vision of the world. To conclude, we plead in favour of the elaboration of participative and pluralistic methods of dialogue and evaluation allowing us to register the diversity and heterogeneity of the values of biodiversity.

INTRODUCTION

Dans un communiqué de presse publié le 12 septembre 2007, l'IUCN (Alliance mondiale pour la nature) dresse un bilan fort pessimiste de l'état de la diversité biologique sur la planète : un mammifère sur quatre, un oiseau sur huit, un tiers de tous les amphibiens et 70% de toutes les plantes évaluées dans la *Liste rouge 2007*¹ sont en péril. En 1992, les 188 pays signataires de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) affirmaient leur volonté de conserver la diversité biologique. Lors de la sixième conférence des Parties en avril 2002, cet engagement fut doublé d'un objectif : la réduction significative du taux d'extinctions pour 2010, à l'échelle globale, régionale et locale. Or comme en témoigne la dernière *Liste rouge*, ce taux non seulement ne diminue pas, mais au contraire augmente.

En théorie, une façon de réduire l'érosion de la diversité biologique (ou biodiversité) pourrait être la cessation immédiate de toute activité menaçante ou potentiellement menaçante, associée à de grands projets de restauration des zones déjà endommagées. Cela pourrait impliquer, entre autres choses, la remise en friche des cultures intensives, l'arrêt des coupes forestières, l'investissement massif de ressources scientifiques, économiques et humaines dans la restauration des milieux naturels, une réduction maximale de la pêche, des émissions de gaz à effet de serre, des flux de biens et de personnes à travers le monde, et pourquoi pas même un contrôle de la population humaine... Évidemment, jamais personne ni aucun État n'accepteraient des prescriptions aussi drastiques. Il faut donc se donner les moyens de définir et de mettre en oeuvre un niveau d'action raisonnable afin de freiner l'érosion de la biodiversité.

Définir le niveau d'exploitation optimal d'une ressource est une question centrale de la science économique. Or, la biodiversité est une des conditions du maintien d'un certain niveau de ressources naturelles. L'évaluation de la valeur de la biodiversité pour les êtres humains est donc un préalable pertinent à la détermination du niveau d'efforts souhaitables pour la protéger. L'économie du bien-être fournit le cadre théorique et tout un arsenal d'outils qui permettent de

conceptualiser et éventuellement de calculer la valeur économique totale d'un écosystème particulier et de ses composantes. La notion de valeur, que les économistes néo-classiques ne voient qu'à travers la notion de prix, possède toutefois bien d'autres dimensions qui ne sont pas nécessairement réductibles à cette échelle de mesure.

Nous voulons ici confronter l'approche de l'économie néo-classique visant à donner un prix pour exprimer la valeur économique de la biodiversité à une double critique, interne et externe. La critique interne, acceptant les présupposés analytiques de l'approche, expose certaines difficultés de sa mise en oeuvre, alors que la critique externe porte sur les limites de l'approche elle-même, indépendamment de sa bonne application éventuelle et de ses problèmes méthodologiques internes. Nous montrerons pour cela qu'il y a certaines valeurs en jeu dans la protection de la biodiversité, des valeurs morales, qui ne peuvent être réduites à une dimension économique. Enfin, nous terminerons en montrant que des considérations pratiques liées à l'évaluation économique soulèvent un enjeu central.

Mais dans un premier temps, il est nécessaire de préciser quels sont exactement les objets de l'estimation de valeur de la biodiversité, et quels sont les différents types de valeurs pouvant leur être associés.

LA BIODIVERSITÉ : OBJET D'ÉVALUATION

Il est important de distinguer la valeur de la biodiversité de celle des ressources biologiques. Commençons ici en acceptant un peu de réductionnisme et concentrons-nous sur la « valeur » telle qu'elle est entendue par la majorité des économistes. Ce qui nous intéresse ici, ce n'est pas la valeur du vivant en tant que tel, mais celle de sa diversité. Or cette distinction est parfois difficile à tracer et elle est rarement explicitée dans l'évaluation économique de la biodiversité. Par exemple, les revenus liés à la culture du manioc en Afrique ne sont pas à proprement parler un bénéfice de la biodiversité, alors que les économies faites lorsqu'une souche sauvage permet de sauver des milliers d'hectares d'une épidémie ravageuse peuvent être considérées comme un bénéfice direct de la biodiversité (Empereur et al.

1998). La valeur de la biodiversité et la valeur des ressources biologiques sont donc deux choses différentes qui peuvent même s'avérer inversement proportionnelles. Dans le secteur agricole par exemple, à peu d'exceptions près, la diversité biologique diminue lorsque le rendement des cultures augmente. Bien qu'il soit parfois difficile de distinguer clairement la valeur de la biodiversité de celle des ressources biologiques, ce problème peut être partiellement résolu en s'intéressant davantage à la valeur des changements dans la biodiversité qu'à la biodiversité elle-même.

On peut en effet distinguer deux types de mesures de la valeur de la biodiversité, selon qu'elles s'attachent, d'une part, au niveau de diversité ou, d'autre part, au changement de diversité (Nunes & van den Bergh 2001). Le plus souvent, c'est le changement qui est évalué. Le calcul économique a alors pour but d'évaluer et de comparer les coûts et les avantages liés à des projets précis, qu'il s'agisse de développement ou de conservation. Les enjeux y sont le plus souvent particuliers et locaux et se prêtent peu à l'extrapolation. Dans certaines évaluations cependant (Pearce & Moran 1994, Costanza et al. 1997, Balmford 2002), c'est le niveau de biodiversité qui est pris en compte, mais de tels calculs sont plutôt rares et les outils pour les réaliser assez peu précis. Leur intérêt réside souvent davantage dans leur efficacité à communiquer l'urgence d'agir que dans leur richesse méthodologique. Un problème majeur de ces approches est l'impossibilité de distinguer clairement entre les bénéfices qui relèvent de la diversité elle-même et ceux qui relèvent de l'exploitation des ressources naturelles.

Il faut également déterminer si l'évaluation porte sur la biodiversité dans son ensemble ou sur des biodiversités locales. La valeur totale de la biodiversité peut être calculée en considérant d'emblée la biodiversité mondiale ou en faisant la somme des valeurs locales de la biodiversité. Dans la perspective de l'évaluation des changements, la valeur totale de la diversité biologique correspondrait au coût de sa perte complète. Mais une telle perte n'est pas plus évaluable qu'imaginable. L'absence de diversité du vivant impliquerait sa disparition. Comme le mentionne Bryan Norton, la notion de valeur éco-

nomique elle-même serait anéantie bien avant que la biodiversité ait complètement disparu :

«The value of biodiversity is the value of everything there is. It is the summed value of all the GNP's of all countries from now until the end of the world. We know that, because our very lives and our economies are dependant upon biodiversity. If biodiversity is reduced sufficiently, and we do not know the disaster point, there will no longer be any conscious beings. With them will go all value – economic and otherwise.» (Norton 1988, p. 205)

On retrouve dans cette citation l'évocation du principe de précaution, d'après lequel les conséquences d'une perte suffisante de biodiversité s'avèreraient tellement catastrophiques qu'il faudrait *à tout prix* éviter d'atteindre un tel seuil. Cela montre également la limite d'une approche qui tenterait, plutôt que d'évaluer la biodiversité dans son ensemble, de faire la somme de ses différentes valeurs locales. Le coût marginal de chaque perte augmentant avec le nombre de pertes précédentes, chaque perte additionnelle deviendrait plus coûteuse.

La toile de fond de l'analyse de la dimension économique de la biodiversité a fortement été influencée depuis une dizaine d'années par un article de Costanza et ses collègues paru en 1997 dans la revue *Nature*, puis par l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Le discours relatif à la valeur économique totale est maintenant dominé par la notion de « biens et services écosystémiques ».

LES DIFFÉRENTS TYPES DE VALEURS

Les évaluations économiques de la biodiversité rendent compte de trois types de valeurs qui composent la valeur économique totale : la valeur d'usage direct et indirect, la valeur d'option et la valeur d'existence⁵².

La valeur d'usage est issue de tous les types d'usages qui sont faits de la biodiversité, en termes de ressources en matières premières, de produits médicaux, scientifiques, éducatifs, d'activités récréatives

ou d'expériences personnelles (Randall 1988). C'est la valeur pour laquelle il est le plus difficile de distinguer entre valeur de la biodiversité elle-même et valeur des ressources naturelles. Cependant, l'approche de l'évaluation par les variations permet de lever en partie cette difficulté.

La valeur d'option est une formalisation de l'aversion aux risques des agents. Sachant que l'extinction d'une espèce est irréversible et que son éventuelle utilité peut évoluer dans le temps, il y a un intérêt à conserver cette espèce pour permettre à l'évaluation dont il est question ici de fluctuer en regard des nouvelles informations, et de lui attribuer une utilité potentielle, qui pourrait être actualisée dans le futur par de nouvelles connaissances ou de nouveaux besoins. Toute décision irréversible sera donc entachée d'une valeur négative, inversement proportionnelle à cette valeur d'option. Cette valeur concerne particulièrement la diversité spécifique, pour laquelle les pertes sont en général irrémédiables. Dans le cas de la perte d'habitats ou d'écosystèmes, les travaux de plus en plus performants de restauration permettent d'envisager, dans certains cas, la réversibilité d'une disparition. Selon Sober (1986), attribuer une telle valeur d'option résulte d'une erreur de logique, au sens où ne pas connaître la valeur potentielle d'une espèce ne permet pas de décider rationnellement en faveur de sa conservation plutôt que de son élimination. D'autre part, la situation actuelle n'en est plus une de complète incertitude. Chaque année, de nouvelles découvertes sont faites et l'on peut par exemple évaluer à partir de données empiriques la probabilité de découvrir, parmi un échantillon de x espèces, des molécules intéressantes pour la pharmacologie.

Enfin, les économistes qui tentent d'évaluer un changement dans la biodiversité en s'intéressant aux préférences exprimées par les agents sont souvent confrontés à ce qu'ils appellent une valeur d'existence.

«Valid existence values can arise from human preference for the proper scheme of things. If some people derive satisfaction from just knowing that some particular ecosystem exists in a relatively undisturbed state, the

resultant value of its existence is just as real as any other economic value.» (Randall 1988, p. 219).

Le fait que des agents soient enclins à attribuer une valeur à des entités naturelles, indépendamment de tout bénéfice actuel ou potentiel, milite en faveur de la possibilité de valeurs non-instrumentales dans la nature, valeurs sur lesquelles nous reviendrons plus tard.

Ces différentes valeurs peuvent être mises en évidence lors d'évaluations économiques qui peuvent prendre plusieurs formes. Nous distinguerons deux grandes familles d'évaluation, celles qui se fondent sur les valeurs révélées par le marché, et celles qui se fondent sur les valeurs révélées par les agents.

VALEURS RÉVÉLÉES PAR LE MARCHÉ

La situation la plus simple est celle de ressources marchandes où le prix du marché fournit une première indication des bénéfices associés à ces ressources. Ainsi, les exportations annuelles mondiales de bois se chiffrent à 97 milliards \$US en 1990, dont 11,1 de bois tropicaux ; les importations de poissons sont d'environ 35 milliards alors que le commerce de fourrures, de peaux de reptiles, de poissons tropicaux, de coquillages, de coraux et de perles naturelles est estimé à 5 milliards ; l'écotourisme représente de 4 à 22% des 55 milliards de dollars US que génère le tourisme mondial (Revéret & Webster 2002). Costanza et al. (1997) estiment le flux annuel monétaire des valeurs des écosystèmes globaux, incluant leur biodiversité, à 33 trillions de dollars US.

Il existe également un ensemble de méthodes reposant sur l'observation directe de la valeur de certains biens sur le marché. L'hypothèse sous-jacente est que cette valeur dépend d'une certaine qualité de l'environnement, par exemple sa biodiversité. Ces différents outils d'évaluation peuvent se baser sur les coûts de transport, les prix hédonistes, la variation de productivité ou encore les prix des biens substituables.

La méthode des coûts de transport a été utilisée dans de nombreux projets d'évaluation de la valeur de parcs naturels. Elle peut être décrite simplement : les agents manifestent une demande pour un

site récréatif par les dépenses de transport qu'ils engagent pour s'y rendre. La relation entre le coût du trajet et le nombre de visites peut alors être utilisée pour dériver une courbe de demande permettant d'estimer la valeur économique associée à ce site. Dans la mesure où cette technique n'utilise que l'information relative aux coûts supportés par les visiteurs, elle ne mesure que la valeur d'usage directe (récréative), ce qui limite considérablement son intérêt lorsqu'il s'agit d'estimer l'ensemble des bénéfices environnementaux associés à un actif donné.

Dans la méthode des prix hédonistes, on fait l'hypothèse que le prix d'un bien marchand, celui d'une maison par exemple, est influencé par certaines caractéristiques de l'environnement biophysique immédiat. Une analyse de la valeur des transactions effectuées sur le marché foncier et un ensemble de caractéristiques des maisons vendues permettent alors de mettre en évidence la relation existant entre la variation du prix du bien et la variation de la qualité de l'environnement. La même démarche a également été utilisée pour estimer la valeur de sites de chasse ou de pêche, en associant le coût de la journée de loisir chez un pourvoyeur à la qualité du milieu offert.

L'approche en termes de changements de productivité met quant à elle en relation l'état de la biodiversité et différents niveaux de productivité d'un bien marchand, souvent agricole. On peut ainsi lier le niveau de dégradation des sols en l'absence de programme de conservation à la variation de la production à l'hectare d'une production végétale particulière. Le prix sur le marché du produit agricole en question associé à la variation de production peut alors servir à évaluer l'intérêt économique d'un éventuel programme de conservation.

Enfin, la méthode des biens substituables observe le prix sur le marché d'un bien pouvant être substitué à la ressource naturelle hors marché à laquelle on s'intéresse. C'est ainsi que l'eau embouteillée informe sur la valeur de l'eau potable et que les médicaments issus du système pharmaceutique informent sur leurs équivalents issus de la pharmacopée traditionnelle.

Parallèlement à ces méthodes dans lesquelles s'expriment des préférences (actualisées sur le marché) de consommateurs, des approches

alternatives se sont développées qui n'y font pas appel. Leur pari est plutôt de prendre en compte les dépenses qui seraient nécessaires s'il fallait remplacer les fonctions ou les services rendus par les écosystèmes. Un exemple fréquemment cité est celui de la fourniture en eau potable de la ville de New York par l'ensemble du bassin versant des Catskills (McCauley 2006). Sa protection, qui coûterait 300 millions \$US, permet d'éviter la construction d'une nouvelle usine de traitement de l'eau pour la métropole dont le coût est estimé à au moins 6 milliards de dollars US.

On peut remarquer l'ironie qu'il y a à évaluer la biodiversité sur la base de prix du marché alors même que la marchandisation excessive des ressources naturelles est un facteur important de l'érosion de la biodiversité. Dans presque tous les cas évoqués ci-dessus, on retrouve ce paradoxe : les bénéfices de la pêche commerciale donnent une indication de la valeur de la biodiversité marine mais la principale menace qui pèse sur cette biodiversité est la surpêche à des fins commerciales. Les exportations de bois informent sur la valeur des ressources ligneuses mais la sylviculture intensive accentue les problèmes de déforestation et nivelle les paysages et les essences partout à travers le monde.

Par ailleurs, si l'analyse du marché peut parfois informer de la valeur économique des ressources et services fournis par la biodiversité, elle est souvent insuffisante, les prix du marché ne correspondant pas toujours à la valeur économique réelle d'un bien. Randall (1988) décrit ainsi trois conditions sous lesquelles l'équation entre prix sur le marché et valeur économique réelle est faussée : 1) lorsque la valeur concerne des biens ni exclusifs, ni rivaux, 2) lorsqu'il y a des limites imposées à la compétition par l'État ou par des monopoles et 3) lorsque le changement évalué implique un renversement total de la situation, et non quelques biens particuliers (Randall 1988). Or, bien souvent, les changements qui concernent la biodiversité s'opèrent dans des contextes remplissant une ou plusieurs de ces conditions. Dans le cas de la valeur associée à la conservation d'un milieu naturel par exemple, l'usage récréatif n'est pas, au moins dans la limite de sa capacité d'accueil, exclusif. De plus, la gestion des

parcs est souvent publique, quelles que soient les différentes collectivités responsables, et ne répond donc pas aux lois de la libre concurrence.

Enfin, les prix sur le marché ne peuvent rendre compte que de ce qui est sujet à des transactions marchandes réelles. Or la beauté d'un alpage en fleurs, la joie de voir revenir les premières hirondelles, la fascination devant la grande faune, peuvent être appréciées sans que l'on ne paye quoi que ce soit pour en jouir. Le marché est évidemment inapte à révéler la valeur de ce genre de biens.

C'est donc pour rendre compte de la valeur non-marchande accordées par les individus à la biodiversité que des méthodes alternatives d'évaluation ont été élaborées. Ces alternatives se fondent sur les préférences exprimées par des individus lors d'enquêtes, de sondages ou de simulations de marché. Nous allons maintenant voir quelles sont les principales caractéristiques de ces approches ainsi que certaines de leurs limites internes .

VALEURS RÉVÉLÉES PAR LES AGENTS-CONSOMMATEURS

Cette deuxième catégorie de méthodes d'évaluation est basée sur les préférences exprimées par les individus, et non plus révélées par des comportements sur un marché réel. On peut distinguer l'évaluation contingente, qu'on peut qualifier de traditionnelle, de la méthode des choix exprimés. Celle-ci est construite dans le même esprit que la première, mais en diffère par la façon d'organiser l'information et de structurer les questions de l'enquête.

L'évaluation contingente simule le fonctionnement d'un marché normal en créant un marché hypothétique qui permet aux agents sondés de déclarer leurs préférences pour certains biens. Après que l'agent ait pris connaissance des changements possibles au niveau de la qualité et de la quantité de certaines composantes de la biodiversité, il est amené à révéler directement son consentement maximal à payer pour obtenir l'amélioration ou éviter la détérioration envisagée. On fait ensuite la somme des consentements individuels à payer. La valeur sociale d'un changement est alors établie à partir de la somme interpersonnelle des propensions à payer ou à accepter des individus

concernés. Contrairement à l'évaluation par le marché, cette méthode permet de rendre compte de valeurs plus complexes que la valeur marchande. L'évaluation contingente est conforme au principe de « souveraineté du consommateur » voulant que ce soient les individus qui savent ce qui leur procure une utilité (Mitchell & Carson 1989).

La méthode des choix multi-attributs, plus connue sous le vocable de « *choice experiment method* », a été développée, ou plus exactement adaptée à l'évaluation de la valeur économique de l'environnement et des écosystèmes par Vic Adamowicz et Peter Boxall de l'Université d'Alberta (Adamowicz et al. 1998). Contrairement à l'évaluation contingente dans laquelle l'actif environnemental est présenté comme un tout, dans la méthode des choix multi-attributs, cet actif est caractérisé selon un ensemble d'attributs ou de caractéristiques qui peuvent prendre différentes valeurs correspondant à des niveaux de qualité. Dans le cas de la qualité d'une rivière par exemple, on peut avoir un attribut portant sur les usages récréatifs qui croît de « navigation » seulement, à « navigation plus pêche », « plus baignade », etc. Un autre attribut pourrait porter sur la qualité de la végétation sur les berges et un dernier sur la diversité des poissons présents. Des scénarios qui combinent différents niveaux de qualité des attributs sont proposés aux répondants, l'un des attributs étant le « coût » de chaque scénario. On retrouve donc bien la notion de consentement à payer mais elle s'applique à des séries de scénarios dont un reflète le *statu quo*. Il est alors possible de cerner le poids de chacun des attributs afin de déterminer la valeur de cet actif.

En dépit des améliorations « internes » que permet cette méthode par rapport à l'évaluation contingente, elle est fondée sur les mêmes présupposés. Les critiques « externes » s'adressant à la méthode contingente s'adressent donc également à celle des choix multi-attributs.

LIMITES INTERNES AUX MÉTHODES DE PRÉFÉRENCES EXPRIMÉES

Les résultats obtenus par l'évaluation contingente s'avèrent parfois contradictoires. Lors de l'évaluation d'un ensemble d'espèces par

exemple, les résultats sont souvent très éloignés de ceux obtenus en additionnant les valeurs associées à chacune des espèces de l'ensemble. De la même façon, les résultats de l'évaluation de la valeur d'une espèce sont souvent très éloignés de ceux obtenus pour la valeur de son habitat (Nunes 2001). Ces anomalies peuvent s'expliquer par la connaissance partielle par les agents sondés des processus écologiques et des implications réelles de la protection d'une espèce ou d'un habitat. Ce handicap peut être en partie levé s'il est possible d'informer adéquatement les agents avant de tester leurs préférences. Cela requiert une approche très différente des techniques d'enquête habituelles, puisque l'évaluation nécessiterait un pendant éducatif préalable, le processus devenant alors nécessairement plus long et plus complexe.

Pourtant, même lorsque toute l'information scientifique est disponible, la justesse de l'évaluation contingente demeure discutable. En effet, les méthodes d'interprétation des préférences individuelles doivent accepter pour prémisse que la valeur sociale équivaut à la somme des valeurs individuelles. Or la somme des préférences individuelles, telles qu'elles pourraient s'exprimer sur des marchés simulés, ne reflète pas nécessairement les préférences collectives. Comme dans de nombreux contextes d'action collective, certains enjeux de protection de la biodiversité sont comparables à des situations de dilemme du prisonnier, dans lesquels la somme des prix que seraient prêts à payer les individus particuliers pour la conservation peut être bien inférieure à ce à quoi ils consentiraient collectivement s'ils avaient la certitude que tout le monde participe également à l'effort collectif. De plus, les décisions qui sont en jeu ont souvent des conséquences à très long terme, au-delà de l'espérance de vie des individus questionnés. La valeur sociale attribuée aux différents scénarios possibles échoue alors à représenter correctement les préférences de tous ceux qui seront affectés par la décision puisqu'elle ne peut pas rendre compte des intérêts des individus à venir.

Enfin, on peut reprocher à ces techniques leur tendance à figer les préférences individuelles. Celles-ci sont en effet considérées comme des données stables et homogènes pouvant être agrégées dans le temps chez un même individu, ou entre les différents individus à

un même. Or les aspirations humaines, et avec elles les préférences individuelles, se constituent au cœur d'un réseau complexe d'interactions sociales. Elles évoluent et s'influencent les unes les autres. Les changements sociaux et environnementaux ont un impact déterminant sur les individus. C'est pourquoi une évaluation qui serait aveugle à la dynamique de formation des préférences individuelles passerait à côté d'un aspect fondamental de la crise actuelle de la biodiversité : comment le constat de son déclin devrait nous inviter à repenser et à reconstruire la perception que l'on a de sa valeur.

LIMITES INTERNES À L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DANS UNE PERSPECTIVE COÛTS-AVANTAGES

Nous reviendrons en conclusion sur les avantages pratiques de l'évaluation économique de la biodiversité. Pour le moment, nous souhaitons illustrer que sa capacité à rendre compte de la valeur réelle de la biodiversité demeure fort restreinte. Nous présenterons trois de ses limites, qualifiées d'internes, dans la mesure où elles sont liées à la méthode d'évaluation : la première est liée à l'incertitude, écologique et économique, qui caractérise le contexte d'évaluation ; la seconde relève de l'insensibilité de l'évaluation à la distribution inter-individuelle des coûts et des avantages liés à la protection de la biodiversité ; la troisième concerne le biais en faveur des plus riches qui entache cette méthode.

En ce qui concerne le premier type de limitation, les capacités scientifiques d'anticipation des effets d'un changement sont limitées. Lors de la délibération quant à la valeur relative de différents projets de développement ou de conservation, le calcul coûts-avantages repose sur l'évaluation comparative des conséquences de différents scénarios envisagés. Or il pèse généralement une grande incertitude sur la probabilité de leurs conséquences due à l'impossibilité de comprendre et de prédire les interactions complexes entre plusieurs éléments de la biodiversité. De plus, les bénéfices liés à un projet de développement sont souvent mieux connus et plus aptes à se traduire en termes économiques que ne peuvent l'être ceux de la conservation de la biodiversité, ce qui induit souvent un biais en faveur du dévelop-

pement économique, l'évaluation étant faite, en quelque sorte, sur son propre terrain.

L'évaluation économique est également limitée dans la certitude qu'il permet d'établir lorsqu'il s'agit d'évaluer des décisions dont les conséquences se déploient sur de très longues périodes. La projection économique des coûts et des bénéfices d'un projet dans le temps se fait généralement par l'application d'un taux d'actualisation (Rabl 1996). Ce taux reflète deux composantes, la croissance générale de l'économie, qui représente un coût d'opportunité du capital, et la préférence des individus pour le présent. On considère que les individus ont un biais favorable pour les bénéfices immédiats, donc que la valeur des bénéfices diminue plus leur réalisation est éloignée dans le temps. Mais dans le cas des coûts environnementaux, que l'on peut projeter sur des périodes bien plus longues que la vie des individus, cette composante n'est pas pertinente, puisque les conséquences ne toucheront pas seulement, dans un temps plus ou moins lointain, les individus concernés au moment de l'évaluation, mais également les membres des générations futures qui eux n'auront pas bénéficié des avantages immédiats. Il existe cependant des modèles économiques qui permettent de rendre compte de la croissance sans donner d'importance à la dévaluation psychologique des bénéfices futurs. Là encore, l'application d'un taux d'actualisation paraît discutable, puisque, même s'il est possible de prévoir les taux d'intérêts permettant de faire fructifier un capital à moyen terme, il est très difficile de prévoir l'évolution de ces taux sur les longues périodes en cause dans les phénomènes de dégradation de l'environnement.

L'incapacité du taux d'actualisation à prendre en compte des bénéfices ou des coûts très éloignés dans le temps peut d'ailleurs être mise en évidence par l'absurdité du fait que l'application d'un taux d'actualisation, même très bas, sur des périodes suffisamment longues aurait pour conséquence que tout bénéfice immédiat pourrait justifier n'importe quelle catastrophe à venir, pourvu que l'avenir soit suffisamment lointain. On est bien loin ici d'une quelconque application du principe de précaution! Il faut pourtant admettre que nous prenons aujourd'hui des décisions dont les effets seront irréversibles. Le

temps de l'environnement n'est pas celui des politiciens et des économistes. La construction d'un nouvel incinérateur de déchets ménagers ou d'une centrale hydro-thermique peut être déplacée, dans le temps et dans l'espace. Mais une espèce disparue le sera pour toujours. Cela ne signifie pas nécessairement que chaque espèce doive à tout prix être protégée. Mais lorsqu'on détruit irrémédiablement le résultat unique de millions d'années d'évolution, on a le devoir de s'interroger sérieusement sur les raisons qui nous poussent à le faire. Or il ne semble pas que les bénéfices économiques, par essence volatiles et interchangeables, puissent à eux seuls fournir une justification valable.

En ce qui concerne la seconde limitation, un problème fondamental de l'évaluation économique réside dans la difficulté d'agrèger des utilités individuelles dans le but d'évaluer une utilité collective, que ce soit l'agrégation des bénéfices à travers le temps ou entre les individus.

Dans le premier cas, l'agrégation à travers le temps pour déterminer une valeur actuelle suppose la capacité de prédire les besoins des générations futures ainsi que l'évaluation des bénéfices futurs. Cette évaluation ne se fait qu'à partir du bénéfice découlant de l'usage présent, supposant ainsi que cet usage, et les bénéfices qui en découlent, peut et doit être au moins maintenu à son niveau actuel. L'agrégation entre individus renvoie quant à elle au problème de l'individualisme méthodologique qui stipule que les valeurs collectives peuvent être déterminées par la somme des valeurs individuelles, et plus largement à divers problèmes d'équité.

En effet, en plus des problèmes de distribution intergénérationnelle, se pose la question de la distribution présente des coûts et des bénéfices. En agrégeant ceux-ci, on demeure insensible à la façon dont ils sont répartis entre les différents agents potentiellement affectés par la décision. Or, dans le cas des changements de la biodiversité, les coûts sont le plus souvent locaux alors que les avantages, au moins lorsqu'ils sont monétaires, peuvent être facilement exportés. Ce phénomène est particulièrement problématique dans le contexte de l'économie mondiale, où des multinationales peuvent faire peser

de très lourds coûts environnementaux sur les populations locales, par exemple en appauvrissant les sols ou en polluant les nappes phréatiques, alors que l'essentiel des bénéfices est exporté vers les sièges sociaux à l'étranger³. De plus, le principe de la compensation, quand cette dernière a réellement lieu, présume que la distribution des revenus des acteurs concernés à l'état initial était juste et qu'il est désirable de la conserver, ce qui est une hypothèse hautement problématique.

Quand à la troisième limitation de l'évaluation économique, il est possible de lui reprocher un biais en faveur des plus riches, voire même un certain « occidentalisme ». Que les évaluations se basent sur le marché ou sur les préférences exprimées par les individus, si l'on veut évaluer un bien par ce que l'on paie ou ce que l'on serait prêt à payer pour l'obtenir, les préférences des plus riches seront toujours sur-représentées dans l'évaluation. Les mieux nantis peuvent allouer une quantité plus importante de ressources à ce qu'ils valorisent, et le marché, réel ou simulé, ne reflète que les intérêts de ceux qui ont les moyens d'y participer. Ce biais est encore plus significatif au niveau de la comparaison des valeurs attribuées par des groupes culturellement et économiquement très différents. Que des Américains soient prêts à payer près d'une centaine de dollars pour leur forêts pré-colombiennes alors que les Guaranis ne donneraient peut-être rien pour la leur permet-il de déduire que la forêt a plus de valeur aux Etats-Unis qu'en Amazonie ? Évidemment, non ; et ce n'est certainement le propos d'aucun économiste. Mais le fait même d'exprimer la valeur de la forêt en termes économiques correspond davantage à l'esprit marchand de l'Occident. La quantification monétaire de tous les biens peut s'avérer pratique, mais est-elle vraiment désirable ? Cette question conduit à une critique beaucoup plus profonde de l'évaluation économique. Il y a peut-être une réelle incommensurabilité entre les valeurs que l'on tente de comparer, et le nivellement monétaire n'est certainement pas la seule solution possible à ce problème. Comme le note Ehrenfeld, virulent critique des évaluations économiques de la biodiversité, il se peut même que celles-ci soient fondamentalement inaptes à rendre compte des valeurs en jeu.

«Economic criteria of value are shifting, fluid, and utterly opportunistic in their application. This is the opposite of the value system needed to conserve biological diversity over the courses of decades and centuries.»
(Ehrenfeld 1988, p. 214).

Il convient donc de considérer les évaluations économiques de la biodiversité avec une grande précaution. Si celles-ci rendent efficacement compte de ses bénéfices marchands, elles sont beaucoup moins précises sur ses bénéfices non-marchands.

LIMITES EXTERNES À L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE

Les limites qui viennent d'être évoquées sont liées aux techniques d'évaluation, et surtout à leur application à des calculs coûts-avantages visant à informer les décisions. En tant qu'obstacles méthodologiques, on peut espérer qu'elles soient progressivement surmontées, à mesure que seront raffinés les outils d'évaluation. Cependant, les difficultés d'appréciation de la valeur de la biodiversité sont peut-être plus profondes. Le principe de l'évaluation économique est d'aplanir les valeurs sur une seule échelle, les transposant toutes dans une même unité monétaire. Mais si le prix d'un bien, réel ou fictif, peut nous informer, sur un mode comparatif, de l'importance qu'on lui donne relativement à d'autres biens, il ne nous dit pas grand-chose sur la nature de la valeur qui lui est accordée.

Weber (2002) fait bien ressortir comment différentes disciplines dont l'anthropologie définissent de façon beaucoup moins réductrice le concept de valeur, et montre aussi en quoi l'on fait face à un évident antagonisme :

« Pour les anthropologues, les Valeurs sont les catégories d'une prodigieuse typologie, d'une cosmogonie propre à chaque culture, qui dit ce qui est bien ou mal, propre ou sale, sacré ou profane, consommable ou non, beau ou laid. Le système de Valeurs d'une société est son système de classement de l'univers, du monde, des choses, des êtres et des relations entre les êtres et les choses. Cette grandiose typologie, propre à chaque culture,

constitue le système de référence du regard et des attitudes des individus et des groupes de cette société. L'honnêteté, l'honneur, la fidélité, la patrie, la compassion, ainsi que le drapeau ou la constitution, constituent des Valeurs au sens des anthropologues. Or *ces Valeurs ne se vendent pas, ne se donnent pas, ne se prêtent pas : elles se partagent*. Les Valeurs ainsi définies ne sauraient être appréhendées par des consentements à payer. Les Valeurs n'ont pas de prix. » (Weber 2002, p. 7, souligné par l'auteur).

Nous pensons que la protection de la biodiversité peut être aussi justifiée au nom de valeurs qui sont qualitativement différentes de la valeur économique. Nous en présenterons trois : la valeur de legs, la valeur d'existence et la valeur de transformation.

VALEUR DE LEGS

Dans *Penser la justice entre générations* Axel Gosseries établit une analogie entre la participation de l'État à la protection de la biodiversité et les subsides à l'Opéra¹. Il adapte un argument de Dworkin en faveur de la subvention des arts par l'État à la question de la protection de la biodiversité (Dworkin 1985). Puisqu'il est préférable « pour les gens de disposer de complexité et de profondeur dans les formes de vie qui leur sont disponibles² », nous avons le devoir de transmettre aux générations futures une structure culturelle aussi riche que celle dont nous avons héritée. Ce n'est donc pas seulement la préférence particulière ressentie par un certain nombre d'individus qui justifie en elle-même les frais colossaux qui sont engagés dans la construction ou l'entretien d'un opéra, mais la diversité des options culturelles ainsi garantie pour la société actuelle et pour les générations futures. Une journée d'ornithologie, une randonnée en montagne, une ballade en forêt ou la représentation d'un opéra constituent autant d'options dans l'éventail des pratiques culturelles disponibles pour faire son propre choix de la vie bonne, et cela justifie que nous ayons la responsabilité d'en maintenir les conditions de possibilité, bien que cela n'indique rien sur leur valeur relative ni sur la priorité qui devrait être accordée à chacune de ces options dans un contexte de ressources limitées.

Un caractère propre à la biodiversité devrait pourtant nous alerter de l'urgence qu'il y a à en ralentir l'érosion : l'irréversibilité des extinctions. En effet, même s'il n'y aura jamais qu'une *Joconde*, qu'un *Déjeuner sur l'herbe*, les productions culturelles, parce qu'elles sont le fruit de l'industrie des hommes, peuvent être restaurées, remplacées, parfois même répliquées. Contrairement aux artefacts humains, les espèces ne sont ni remplaçables, ni reproductibles. Elles sont le résultat unique de hasards et de forces naturelles qui s'exercent depuis des millions d'années. D'innombrables espèces actuellement menacées par les activités humaines étaient présentes bien avant l'apparition de l'espèce humaine. Priver les générations futures, au nom de nos velléités consuméristes et du sacro-saint objectif de croissance économique, de l'opportunité de coexister avec la profusion des formes de vie qui ont depuis toujours accompagné l'évolution humaine, est un tort bien plus grand et bien moins compensable que de faillir à la transmission d'artefacts. Or cette valeur de la biodiversité comme patrimoine naturel à respecter et à transmettre échappe à toute quantification.

VALEUR D'EXISTENCE

La question se pose de savoir si c'est uniquement en vertu des bénéfices qu'elle procure aux êtres humains que la biodiversité doit être protégée et si la valeur d'existence ne prend forme qu'en tant qu'une des composantes de la valeur économique totale. Il est en effet possible que des entités non-humaines reçoivent également notre considération morale, ou que l'on puisse attribuer une valeur à la biodiversité elle-même, indépendamment de sa valeur instrumentale pour certains individus, comme le suggère le préambule de la CDB. De telles valeurs pourraient être qualifiées de non-anthropocentriques, dans la mesure où elles ne placent pas l'être humain seul au centre de la délibération morale. En 1973, l'hypothèse du dernier homme de Richard Routley a ainsi ouvert une profonde critique de l'idée que toute valeur soit ultimement humaine⁶. La question s'est alors posée de savoir si ce n'était pas faire complètement fausse route que d'emprunter la seule voie de la valorisation instrumentale pour justifier la protection de la nature. Contre une approche managériale, déjà bien

développée sur le terrain, notamment dans la gestion des ressources forestières aux États-Unis, des philosophes ont tenté d'ouvrir un nouveau champ de réflexion morale, en essayant de montrer qu'il existe dans la nature des entités qui doivent être valorisées indépendamment du bénéfice qu'elles représentent pour les êtres humains.

Selon Peter Singer par exemple, l'appartenance à l'espèce humaine n'est pas un critère moralement pertinent (Singer 1993). Privilégier les êtres humains au nom de leur seule appartenance à l'espèce humaine relèverait donc d'une discrimination injustifiée, visant à privilégier l'intérêt d'un groupe dominant, comme cela peut être le cas pour le racisme (privilèges indus au nom de l'appartenance à certains groupes ethno-culturels) ou le sexisme (privilèges indus au nom du genre). La considération des seuls intérêts humains dans la délibération morale, si elle n'est justifiée que par l'appartenance à l'espèce, est qualifiée de spécisme par Singer, pour qui le critère véritablement pertinent du point de vue moral est la capacité d'éprouver du plaisir ou de la souffrance. Dès lors, nous aurions des obligations morales envers l'ensemble des êtres sensibles. Les intérêts des animaux n'ayant évidemment pas de répercussion sur les prix du marché et ne pouvant être révélés par des simulations de marché, l'évaluation économique serait incapable de rendre compte de l'ensemble des valeurs en jeu. Pire, elle systématiserait le privilège accordé aux intérêts humains en niant définitivement l'existence d'intérêts non-humains.

À partir de raisonnements semblables, les approches dites biocentristes ont cherché à élargir encore davantage le cercle des entités dignes de considération morale directe. Par exemple, l'existence de besoins biologiques devient un critère moralement pertinent chez des auteurs comme Taylor (1986) ou Attfield (1994). Ce sont les intérêts de l'ensemble des êtres vivants qui devraient alors être pris en compte. Les approches écocentristes, pour leur part, quittent le terrain individualiste que zoocentristes et biocentristes partagent avec les anthropocentristes et soutiennent que des entités collectives, telles que les espèces ou les écosystèmes, possèdent une valeur non-instrumentale (Rolston 1988, Callicott 1999). Ces philosophes revendiquent leur filiation avec Aldo Leopold qui, le premier, insista sur l'importance

de l'élaboration d'une éthique de la terre (*Land ethic*), permettant de rendre compte du caractère fondamentalement holiste de la communauté biotique. Selon eux, il est possible de promouvoir ou d'entraver par nos actions le bien propre aux espèces et aux écosystèmes, ce qui nous imposerait, en tant que membres de la communauté biotique, certaines obligations morales.

Notre propos n'est pas ici de hiérarchiser ces différentes propositions normatives, mais de souligner l'importance qu'elles ont prises dans la littérature et dans la société d'aujourd'hui. Si l'anthropocentrisme au cœur de l'évaluation économique est longtemps resté un paradigme dominant des sociétés occidentales, il est, à mesure que s'intensifie la crise écologique, de plus en plus souvent remis en cause. Le monde change, les sociétés humaines se transforment et font face à des problèmes inédits. La résolution de ces problèmes ne peut plus faire appel aux seules valeurs traditionnelles ni aux seuls économistes et ingénieurs, dont les limites apparaissent de plus en plus probantes face aux nouvelles réalités environnementales. Pour les fins de l'argumentation présente, il suffit de dire que les propositions normatives des approches présentées dans cette section contiennent des avenues prometteuses. De nouveaux chantiers, philosophiques, sociaux, artistiques, doivent s'ouvrir pour expérimenter collectivement des modes inédits de relation au monde naturel. Ce faisant, il s'agit moins d'estimer la valeur actuelle de la biodiversité que de la réinventer ensemble.

VALEUR DE TRANSFORMATION

Nous avons évoqué la tendance de l'évaluation économique à figer les préférences individuelles et nous voudrions pour finir revenir sur ce problème. Lorsqu'elle est utilisée comme outil de décision au sein de calculs coûts-avantages, l'évaluation économique demeure complètement neutre quant aux contenus des préférences individuelles sur lesquelles elle se fonde. Or parfois, la valeur de la biodiversité est mise en balance avec d'autres valeurs dont on peut juger qu'elles relèvent de mauvaises préférences, parce qu'elles sont surconsommatrices, éphémères ou ne participent pas réellement au bien-être des

individus. Norton (1987) différencie les préférences non-valables, celles qui correspondent à une simple préférence ressentie, des préférences valables, qui s'accompagnent d'une « identification et d'une pondération correctes des facteurs qui justifient de poursuivre un but ». Il considère que les préférences non-valables ne devraient pas guider l'élaboration des politiques publiques de conservation. S'il existe un cadre rationnel qui permet de considérer qu'il y a de bonnes et de mauvaises préférences, alors tout ce qui peut aider les individus à développer de bonnes préférences doit également avoir une certaine valeur. Cette valeur ne peut pas être reflétée dans l'évaluation économique, qui se fonde sur les valeurs ressenties, qu'elles soient valables ou non, mais ne rend pas compte de l'évolution possible des préférences dans le temps. Les valeurs d'usage, d'option et d'existence, que Norton appelle des « valeurs de demandes », correspondent à des préférences ressenties par les individus. Ce qu'il appelle la « valeur de transformation », quant à elle, ne correspond à la satisfaction d'aucune préférence particulière mais permet d'examiner ou d'altérer ses préférences.

«A value system that includes transformative as well as demand values can limit and sort demand values according to their legitimacy within a rational world view. To the extent that one values having a rational set of felt preferences, experiences that contribute to the formation of a rational world view and an attendant adjustment of felt preferences have transformative value.» (Norton 1987, p. 188).

Or dans les sociétés de surconsommation et de gaspillage qui sont les nôtres, le contact avec la nature, l'étude de sa diversité, la contemplation de sa complexité, sont une puissante source d'inspiration et offrent des ressources inestimables pour évaluer, recentrer et pondérer nos aspirations. Là encore, un tel bénéfice est irréductible à l'évaluation économique.

CONCLUSION

En guise de conclusion, nous souhaitons apporter des considérations pratiques évoquées plus haut et qui découlent des objections qui précèdent. Il est en effet possible d'admettre que l'évaluation économique de la biodiversité, bien que nécessairement une sous-évaluation ou une approximation imparfaite, possède au moins l'avantage d'éclairer une décision, quand l'alternative est le plus souvent d'ignorer totalement l'impact sur la biodiversité d'un projet de développement. D'un point de vue institutionnel, une transition vers une société plus soutenable écologiquement pourrait être rendue possible en internalisant autant que faire se peut les coûts environnementaux liés à l'industrie et à l'agriculture. En partant du constat que la diversité spécifique est un bon indicateur de l'intégrité biophysique d'un milieu, Smith propose par exemple d'appliquer une *contrainte de biodiversité* aux échanges économiques qui permette de concilier développement économique et durabilité écologique (Smith 1996). Bien que les modalités d'une telle contrainte restent à définir, il propose quelques pistes, tel que l'établissement de taxes à l'exportation fixées relativement aux stocks disponibles de façon à dissuader économiquement la surexploitation des ressources à des fins commerciales. L'évaluation économique pourrait également être un outil précieux d'évaluation des dommages *a posteriori*, afin d'établir des mécanismes d'internalisation des effets négatifs ou de dédommagement des victimes.

La question n'est donc pas d'être pour ou contre l'exercice qui consiste à estimer la valeur économique de la biodiversité pour l'utiliser comme intrant d'un outil d'aide à la décision. L'enjeu véritable est de ne pas se limiter à une telle estimation afin de laisser place à une délibération collective dans laquelle la diversité et l'incommensurabilité des valeurs de la biodiversité pourront être considérées. Si nous sommes animés d'une volonté réelle de nous attaquer à ce problème, en l'acceptant dans toute son ampleur et dans toute sa complexité, alors la crise de la biodiversité pourrait nous inviter à jeter un regard neuf sur la citoyenneté et sur la place du public dans la science et dans la politique. Elle pourrait nous enjoindre à prendre

définitivement acte de la multiplicité et de l'hétérogénéité des valeurs humaines et nous inciter à établir de nouveaux modèles de délibération collective, pluralistes et participatifs. De nombreuses pistes existent, encore embryonnaires. Certaines visent encore la détermination d'une valeur économique, mais produite collectivement (Spash 2007). D'autres intègrent d'emblée un débat sur les différentes dimensions de la biodiversité liés aux choix qu'il s'agit de faire, dans des processus comme les « Conférences de Citoyens » en France ou en Angleterre.

Il ne faut donc pas rejeter toute tentative de calcul de la valeur économique de la biodiversité, mais s'assurer que les décisions concernant la protection ou la destruction de la biodiversité ne se fondent pas exclusivement sur de tels calculs et que des valeurs non-économiques viennent également informer le débat qui s'inscrit dans le processus de décision.

ARTICLES

64

ARTICLES

BIBLIOGRAPHIE

Adamowicz W., P. Boxall, M. Williams et J. Louviere (1998), «Stated preference approaches for measuring passive use values: choice experiments and contingent valuation» *American Journal of Agricultural Economics*, 80, 1, 64-75.

Attfield R. (1994) *Environment Philosophy: Principles and Prospects*. Aldershot, Avebury.

Balmford A. (2002) «Economic Reasons for Conserving Wild Nature» *Science*, 297, 950-953.

Callicott J. B. (1999) *Beyond the Land Ethics*. New York, State University of New York Press.

Costanza R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton et M. van den Belt (1997), «The value of the world's ecosystem services and natural capital» *Nature*, 387, 253-260.

Dworkin R. (1985) *A Matter of Principle*. Cambridge, Harvard University Press.

Ehrenfeld D. (1988) «Why put a value on biodiversity?» dans Wilson E. O. (ed.) *BioDiversity*, Washington, National Academy Press, 212-216.

Empereire L., F. Pinton et G. Second (1998), «Gestion dynamique de la diversité variétale du manioc en Amazonie du Nord-Ouest» *Nature, Science, Société*, 6, 27-42.

Gosseries A. (2004) *Penser la justice entre les générations- de l'affaire Perruche à la réforme des retraites*. Paris, Aubier.

Leopold A. (2000) *Almanach d'un comté des sables suivi de quelques croquis*. Paris, Flammarion.

McCauley D. J. (2006) «Selling out on nature» *Nature*, 443, 7, Septembre 2006, 27-28

Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Washington, Island Press.

Mitchell, R. C. and R. T. Carson (1989) *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Washington, Resource for the Future.

Muller F. G. (2000), «Does the convention on biodiversity safeguard biological diversity?» *Environmental Values*, 9, 1, 55-80.

Norton B. G. (1987) *Why Preserve Natural Variety?* Princeton, Princeton University Press.

— (1988) «Commodity, amenity and morality» dans Wilson E. O. (ed.) *BioDiversity*, Washington, National Academy Press, 200-205.

Nunes P. et C. J. M. van den Bergh (2001), «Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense» *Ecological Economics*, 39, 2, 203-222.

Pearce P. et D. Moran (1994) *The Economic Value of Biodiversity*. Londres, Earthscan Publication Ltd.

PNUE (2002), *Global Environment Outlook 3*, United Nations Environment Program (UNEP) - Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE).

Rabl A. (1996) «Discounting of long term costs: What would future generations prefer us to do» *Ecological Economics*, 27, 137-145.

Randall A. (1988) «What the mainstream economists have to say about the value of biodiversity» dans Wilson E. O. (ed.) *BioDiversity*, Washington, National Academy Press, 217-225.

Revéret J.P. et A. Webster (2002) «Economics and Biodiversity Management» dans Le Prestre, P. (dir), *Governing Global Biodiversity, The Evolution and Implementation of the Convention on biological Diversity*, Brookfield, Ashgate Publishing.

Rolston H. III (1988) *Environmental Ethics: Duties to and Values in the Natural World*. Philadelphia, Temple University Press.

Routley R. (1973) «Is there a need for a new, an environmental, ethic?» dans Light A. et Rolston H., III (ed.) *Environmental Ethics - An Antology*, Oxford, Blackwell Publishing, 47-52.

Singer P. (1993) *Practical Ethics*. Cambridge, Cambridge University Press.

Smith F. (1996) «Biological diversity, ecosystem stability and economic development» *Ecological Economics*, 16, 3, 191-203.

Sober E. (1986) «Philosophical Problem for Environmentalism» dans Norton B. G. (ed.) *The Preservation of Species*, Princeton, Princeton University Press, 173-194.

Spash C. (2007) «Deliberative monetary valuation (DMV): Issues in combining economic and political processes to value environmental change » dans *Ecological Economics*, 63, 4, 690-699.

Taylor P. (1986) *Respect for Nature*. Princeton, Princeton University Press.

Weber J. (2002) «L'évaluation contingente: Les valeurs n'ont-elles pas de prix?», Communication à l'Académie d'Agriculture, décembre 2002, Comptes-rendus, 12 pages.

ARTICLES

65

ARTICLES

NOTES

- 1 La *Liste rouge* est un document publié par l'IUCN qui propose un bilan annuel de l'état de la diversité spécifique en dressant la liste des espèces menacées.
- 2 Également appelée « valeur de non-usage » dans (Pearce et al. 1989)
- 3 Des catastrophes telles que celle de Bhopal en 1984 impliquant la multinationale Union Carbide Corporation (UCC) (rachetée en 2001 par Dow Chemical) illustrent dramatiquement ce phénomène.
- 4 On trouve déjà cette analogie chez Leopold (1949), qui se réfère explicitement à la valeur esthétique de la nature : « Il est clair cependant que ces manifestations économiques et éthiques sont l'effet, et non la cause, de la force motrice qui nous anime. Nous recherchons le contact avec la nature parce que nous en retirons du plaisir. Comme à l'opéra, la machinerie économique sert à créer et à entretenir des équipements. Comme à l'opéra, des professionnels gagnent leur vie à les créer et à les entretenir mais, dans les deux cas, il serait faux de dire que la motivation, la raison d'être, est de nature économique. Le chasseur de canards à l'affût et le chanteur d'opéra sur la scène, en dépit de la disparité de leur accoutrement, se livrent à la même activité. L'un et l'autre revivent, en le jouant, un drame auparavant inscrit dans la vie quotidienne. Dans les deux cas il s'agit, en dernière analyse, d'un exercice esthétique. » (Leopold 2000, p. 215). Cependant, pour l'auteur de l'Almanach d'un comté des sables, la dimension esthétique n'est qu'une facette de la valeur de la nature, et n'en constitue pas la plus importante.
- 5 (Dworkin 1985, p. 229), traduit et cité par (Gosseries 2004).
- 6 Dans (Routley 1973), l'auteur se demande si le dernier homme sur la Terre serait justifié d'annihiler toute trace de vie sur la planète. Pour Routley, répondre à cette question par la négative implique que l'on accorde à certaines entités non-humaines une valeur indépendante de leur valeur instrumentale pour les êtres humains.
- 7 (Norton 1987, p. 189)

ARTICLES



ARTICLES