
Analyse économique et préservation de la biodiversité

Bernard Sinclair-Desgagné



Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/1703>
DOI : 10.4000/economiepublique.1703
ISSN : 1778-7440

Éditeur

IDEP - Institut d'économie publique

Édition imprimée

Date de publication : 15 juin 2006
ISBN : 39-84-87-J
ISSN : 1373-8496

Référence électronique

Bernard Sinclair-Desgagné, « Analyse économique et préservation de la biodiversité », *Économie publique/Public economics* [En ligne], 16 | 2005/1, mis en ligne le 21 avril 2006, consulté le 12 septembre 2020. URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/1703> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/economiepublique.1703>

public economics
économie publique

Revue de l'**Institut d'Économie Publique**

Deux numéros par an

n° 16 – 2005/1



~~économie~~publique sur internet : www.economie-publique.fr

© Institut d'économie publique – IDEP

Centre de la Vieille-Charité

2, rue de la Charité – F-13002 Marseille

Tous droits réservés pour tous pays.

Il est interdit, sauf accord préalable et écrit de l'éditeur, de reproduire (notamment par photocopie) partiellement ou totalement le présent ouvrage, de le stocker dans une banque de données ou de le communiquer au public, sous quelque forme et de quelque manière que ce soit.

Imprimé en France.

La revue ~~économie~~publique bénéficie du soutien du Conseil régional Provence-Alpes-Côte d'Azur

ISSN 1373-8496

Dépôt légal avril 2006 – n° imprimeur 398487J

Analyse économique et préservation de la biodiversité

Bernard Sinclair-Desgagné *

Résumé

Cet article offre un bref panorama sur les recherches économiques se rapportant à l'étude et la conservation de la biodiversité. Il aborde successivement les diverses manières de définir la biodiversité, l'évaluation des contributions de la biodiversité à l'économie et l'analyse des politiques de conservation. Il insiste ce faisant sur le rôle que devrait jouer l'analyse économique dans l'élaboration et la mise en œuvre des politiques publiques.

Summary

This paper provides a brief overview of the economic literature that considers the preservation of biodiversity. It covers successively the various ways to define biodiversity, the assessment of the economic value of biodiversity, and the economic analysis of conservation policies. It finally stresses the role economic analysis should play in the elaboration and implementation of public policies.

Mots clés : Mesure de la diversité, évaluation environnementale, lois sur la protection des espèces menacées, Protocole de Carthagène

Keywords: Measurement of diversity, environmental assessment, laws to protect endangered species, Cartagena Protocol

*. CIRANO, CIRAIQ, et Chaire d'Économie internationale et de gouvernance à HEC Montréal, Chaire E.D.F. de Développement durable, École polytechnique. Je remercie Sophie Lavallée, Professeure de Droit à l'Université Laval, pour ses suggestions et encouragements. Je suis aussi reconnaissant à un rapporteur anonyme pour ses commentaires. Ce texte est dédié à la mémoire de David Pearce.

1. Introduction

D'après les travaux de plusieurs écologistes, le taux d'extinction des espèces vivant sur notre planète serait actuellement plus de cent fois supérieur à celui ayant eu cours depuis l'arrivée des hominidés. Bien qu'un phénomène d'une telle ampleur se soit déjà produit à quelques reprises durant le milliard d'années ayant suivi l'apparition des premiers micro-organismes (Jablonski, 1991), il est difficile cette fois de ne pas attribuer la chose à l'activité humaine. La plupart des espèces actuellement menacées ou en voie d'extinction ont en effet vu leur habitat se dégrader de plus en plus, tantôt directement à cause de l'agriculture, de la pêche, ou de l'exploitation forestière, tantôt indirectement *via* la pollution industrielle, le trafic maritime, aérien et terrestre, l'urbanisation et le réchauffement climatique¹.

L'inquiétude légitime que cette situation suscite (pour des raisons diverses) chez une large majorité aura amené la plupart des médias, des gouvernements et des instances internationales à inscrire la conservation de la faune, de la flore et de la biodiversité au sommet de leur agenda. Hormis quelques succès remportés dans le sauvetage de certaines espèces (pandas, baleines, etc.), les mesures prises n'ont toutefois pas eu l'impact escompté. Ceci serait dû en partie au fait que les programmes et traités visant à préserver la biodiversité, bien que procédant des meilleures intentions, tiennent souvent peu ou mal compte des incitations des agents économiques (Pearce, 2005), c'est-à-dire de la manière dont ils réagissent en fonction de leur propre intérêt (parfois, hélas, égoïste). Ainsi, par exemple, a-t-on observé que le déclin de certaines espèces s'était poursuivi, voire accéléré, après leur inscription sur une liste d'entités en danger ; il eût fallu prévoir qu'une telle action, en faisant augmenter les prix sur le marché noir, encouragerait le braconnage.

L'étude des incitations et des moyens permettant de les mettre en cohérence avec des finalités données forme précisément l'objet principal de l'analyse économique. Il n'est donc pas surprenant de voir un nombre croissant d'économistes appliquer leurs outils aux problèmes posés par la préservation de la biodiversité. Ce court article a pour but d'offrir un panorama sur les contributions actuelles et d'indiquer ce faisant quelques questions importantes qui demeurent en suspens².

1. Brown et Shogren (1998, p. 4) rappellent pertinemment qu'on a déjà vu l'activité humaine entraîner l'extinction d'espèces animales : « Prehistoric colonization of Pacific islands destroyed an estimated 2,000 species of birds (...). At least 15 genera of large animals were lost due to aboriginal colonization of Australia (...). In North America, 34 genera of large animals were lost as a result of Amerindian arrival (...); 68 species of birds and mammals have been threatened with extinction since the 16th century, and half of them have gone extinct (...). » La rapidité et la globalité du phénomène actuel sont toutefois sans commune mesure avec le passé.

2. Le lecteur souhaitant compléter son aperçu du sujet pourra consulter les ouvrages cités en bibliographie, dont le livre de Charles Perrings et al. (1995), le numéro spécial de *Resource and Energy*

La prochaine section pose le cadre général de la préservation de la biodiversité, tel que conçu par les économistes. La section 3 s'intéresse ensuite aux méthodes visant à estimer la valeur des espèces et des habitats. La section 4 aborde les politiques de conservation, en considérant notamment la loi américaine sur la protection des espèces en danger et le Protocole de Carthagène³. Cette section et la conclusion insistent finalement sur le rôle que devrait jouer l'analyse économique dans les débats et politiques publics se rapportant à la biodiversité.

2. Le problème de l'Arche de Noé

On estime qu'entre 3 et 100 millions d'espèces différentes vivent actuellement sur notre planète (Heywood, 1995). Ces chiffres appellent au moins deux commentaires. Premièrement, une fourchette aussi large reflète une incertitude significative en la matière de la part des scientifiques. Deuxièmement, quel que soit le nombre exact d'espèces, l'entretien de la biodiversité (dont la nature s'est par ailleurs entièrement chargée jusqu'à maintenant...) est une tâche d'une complexité redoutable, *a fortiori* si l'on tient compte des interactions entre espèces, de leur répartition géographique, de leur rapport au monde physique et à l'activité économique, et de la diversité génétique au sein même de chaque espèce. Outre les défis posés à nos capacités cognitives, cette complexité vient aussi souligner les limites des moyens technologiques et réglementaires dont nous disposons. Il faudra donc faire des choix. On sait cependant que la biodiversité a toujours présenté, dans l'espace et dans le temps, des aspects et des degrés différents. Ceci laisse entrevoir la possibilité pour l'humanité d'éviter le tout-ou-rien et de décider (jusqu'à un certain point) quelle biodiversité elle entend maintenir.

De prime abord, la question de choisir quelles entités conserver en situation d'incertitude évoque la gestion de portefeuille. Car il s'agit bien en l'occurrence de déterminer le « portefeuille » d'espèces ou de gènes offrant un rendement maximal, étant donné un budget fini et certaines propriétés (comme, par exemple, un niveau de « volatilité » donné) de l'habitat considéré. Formellement, le problème consiste donc à

Maximiser $V(\Delta)$ à l'aide de \mathbf{a}

(*) Sous les contraintes :

Economics (2004) consacré à la biodiversité, ainsi que l'article de David Pearce (2005) et les références qui y figurent.

3. Plusieurs autres pays, dont la France et le Canada, possèdent bien sûr des lois similaires visant à protéger les espèces et habitats menacés. Le choix fait ici de mettre l'accent sur la loi américaine provient uniquement de l'existence d'analyses économiques largement diffusées de cette loi.

$$G(\Delta; \mathbf{a}) = 0 \text{ « contrainte écologique et technique »}$$

$$C(\mathbf{a}) \leq B \text{ « contrainte budgétaire »}$$

Le symbole Δ désigne ici la biodiversité existante, valorisée par la fonction $V(\Delta)$, et modifiable au moyen d'une politique \mathbf{a} dont le coût $C(\mathbf{a})$ ne doit pas dépasser le plafond budgétaire B , et dont l'impact est soumis à certaines règles et limites imposées notamment par la nature et définies par l'équation $G(\Delta; \mathbf{a}) = 0$.

À l'instar de Weitzman (1998), il convient d'appeler (\mathbf{a}) *le problème de l'Arche de Noé*. Sa spécificité – et la portée plutôt réduite de l'analogie financière – tient à la nécessité de déterminer la règle d'évaluation $V(\cdot)$ et de la contrainte écologique et technique, un exercice non trivial que les prochaines sections vont maintenant tenter de résumer.

3. La valeur de la biodiversité

La biodiversité joue un rôle économique essentiel à plusieurs titres (Heal, 2004).

- (i) Elle accroît *le rendement* des exploitations agricoles et forestières. Ainsi, la hausse formidable de la production agricole dans les années 1960 et 1970, qu'on a appelée la « révolution verte », est pour une large part le résultat de croisements réussis d'espèces diverses.
- (ii) Elle favorise *la résistance des habitats* aux épidémies et aux séismes. Il est en effet démontré que des communautés plus variées sont en moyenne plus stables et robustes face aux transformations de leur environnement. S'il arrive, par exemple, qu'un organisme infectieux provoque une épidémie, une population suffisamment variée présentera toujours quelques individus résistants qui pourront prendre la relève, voire rescaper leurs congénères.
- (iii) Elle ouvre la porte à *la prospection de nouveaux remèdes*, comme en témoigne l'origine de l'aspirine, de la quinine (produits dérivés respectivement des écorces du saule blanc et du quinquina), et de nombreux autres médicaments.
- (iv) Elle augmente *la quantité et la qualité des services rendus par les écosystèmes*. L'élimination ou l'ajout de certaines espèces, en modifiant, par exemple, la chaîne alimentaire ou les cycles de l'eau et de l'azote, peut ainsi rendre complètement inhospitalières des zones entières.

Plusieurs économistes confèrent en outre à la biodiversité une *valeur d'existence*, reconnaissant ainsi le fait que des agents économiques soient prêts à des sacrifices parfois significatifs afin d'assurer la pérennité de certaines espèces aux

habitats pourtant lointains (baleine bleue, tigre blanc d'Asie, condor des Andes, etc.).

La plupart de ces bienfaits sont hélas non appropriables, et cette caractéristique propre aux biens publics ne permet pas de déterminer leur valeur en laissant jouer l'offre et la demande. Comme l'anticipait Krutilla (1967), il faut s'en remettre ici à des approches non conventionnelles, qui sont par ailleurs toujours en développement. En se basant sur les travaux des biologistes, Weitzman (1992) et Solow et al. (1993) ont ainsi cherché en premier lieu à expliciter la notion de biodiversité Δ prise en compte dans le problème de l'Arche de Noé.

3.1. La mesure de la biodiversité

Les biologistes peuvent actuellement proposer plusieurs mesures de la biodiversité. Celles-ci reposent généralement sur le dénombrement des nœuds séparant les divers sommets d'un arbre taxonomique. Outre leur caractère arbitraire, leur application peut réserver des surprises et venir contredire toute compréhension intuitive de la notion de biodiversité (Solow et al., 1993). Dans le but d'éviter ces écueils, les économistes préconisent plutôt de construire une mesure de la biodiversité en suivant une approche axiomatique.

Pour ce faire, partons d'une mesure $d(s_i; s_j)$ de la « distance » entre deux espèces i et j appartenant à l'ensemble T d'espèces considérées, telle que définie par les biologistes. La « distance » $d(s, S)$ d'une espèce quelconque s à un sous-ensemble d'espèces S de T est alors naturellement définie comme l'écart minimal entre s et l'une des espèces de S , soit

$$d(s, S) = \min_{e \in S} d(s, e).$$

Solow et al. (1993) énoncent ensuite trois propriétés souhaitables qu'une mesure $\Delta(S)$ de la diversité d'un ensemble S devrait satisfaire.

Axiome 1 (Monotonie) : Si S' est un sous-ensemble de S , alors $\Delta(S') \leq \Delta(S)$.

Axiome 2 (Acuité)⁴ : $\Delta(S + s) = \Delta(S)$ si et seulement si $d(s, S) = 0$ ⁵.

Axiome 3 (Continuité) : $\Delta(S + s)$ est une fonction continue de $d(s, S)$.

Ces axiomes ne recourent toutefois pas une mesure unique. Soit X et Y une partition de T où X contient les espèces devant être préservées et Y celles destinées à disparaître, il est facile de voir, par exemple, que les mesures suivantes

$$\Delta_P(X) = -\sum_{s \in Y} d(s, X) \text{ et}$$

4. Chez Weitzman (1992), cet axiome est appelé « twinning property ».

5. La somme $S+s$ désigne l'ajout de l'espèce s à l'ensemble S , et la différence $S-s$ son retrait.

$$\Delta_D(X) = \max_{e \in X} [\Delta_D(X - e) + d(e, X - e)], \text{ où } \Delta_D(\emptyset) = 0,$$

répondent également bien aux trois critères⁶. Solow *et al.* (1993) se réfèrent à la première comme étant une « mesure de préservation », car elle considère l'extinction d'espèces « marginales » (c'est-à-dire plus éloignées des autres) comme un moindre mal. La seconde mesure, développée par Weitzman (1992), privilégie quant à elle la distance actuellement présente entre les espèces préservées⁷. Ces mesures peuvent évidemment diverger, comme en témoigne l'exemple suivant tiré de Solow *et al.* (1993). Soit $T = \{s_1, s_2, s_3, s_4\}$ une collection de quatre espèces telles que (avec $\varepsilon > 0$)

$$\begin{aligned} d(s_1, s_2) &= 2\varepsilon, & d(s_1, s_3) &= 3\varepsilon, & d(s_1, s_4) &= 4\varepsilon, \\ d(s_2, s_3) &= d(s_3, s_4) &= \varepsilon & \text{ et } & d(s_2, s_4) &= 2\varepsilon; \end{aligned}$$

pour

$$X = \{s_1, s_3\} \text{ et } X' = \{s_1, s_4\},$$

on trouve que

$$\Delta_P(X) = -2\varepsilon > -3\varepsilon = \Delta_P(X')$$

tandis que

$$\Delta_D(X) = 3\varepsilon < 4\varepsilon = \Delta_D(X').$$

Une mesure satisfaisante devra vraisemblablement combiner les caractéristiques de Δ_P et Δ_D . Il faudra en outre tenir compte des complémentarités et des rivalités entre espèces, de la « distance » entre individus d'une même espèce, ainsi que des rôles respectifs de chaque espèce au sein de leurs écosystèmes. Idéalement, on devrait obtenir qu'une valeur plus élevée de Δ soit toujours préférable, c'est-à-dire que $V(\Delta(X')) \leq V(\Delta(X))$ à chaque fois que $\Delta(X') \leq \Delta(X)$, car on aurait ainsi une évaluation ordinale de la valeur de la biodiversité sans avoir à calculer $V(\cdot)$. À court terme, ceci pourrait suffire à guider le régulateur ; mais à plus longue échéance, quand il s'agira entre autres d'établir les allocations budgétaires et que la protection de la biodiversité ne sera qu'un item parmi d'autres dans l'agenda du gouvernement, il faudra disposer d'une mesure de la valeur associée aux différents niveaux de biodiversité qui permette l'arbitrage et les compromis.

3.2. Valeur privée vs valeur sociale

Les économistes ont reconnu assez tôt (au moins depuis Pigou, 1920) que certaines contributions majeures de la biodiversité, relatives à la qualité et la résistance des écosystèmes notamment, lui conféraient les attributs d'un bien public.

6. D'autres mesures satisfont aussi les axiomes, qui sont par exemple fondées sur la notion d'entropie.

7. Le lecteur aura noté la définition récursive de Δ_D . Le calcul de cette mesure reste néanmoins difficile si l'ensemble X n'est pas petit.

Il faut donc s'attendre à ce que la valeur *privée* v de la biodiversité, telle que mesurée par le marché, soit inférieure à sa valeur *sociale* ou collective V .

S'intéressant à la valeur privée, Simpson et al. (1996) cherchent par exemple à évaluer ce que la recherche pharmaceutique souhaiterait déboursier afin de pouvoir éventuellement trouver chez une espèce rare, voire inconnue à l'heure actuelle, un remède inespéré. Au début des années 90, certaines multinationales ont en effet convenu de verser des redevances substantielles à des pays hébergeant une quelconque variété de plante ou d'animal, quand celle-ci serait à l'origine de la découverte d'un nouveau produit. On peut dès lors se demander combien ces firmes seraient prêtes à payer *ex ante* pour la préservation d'un hectare de terrain dans une zone à haute biodiversité. Le tableau suivant présente quelques estimations.

Tableau 1 : *Valeur privée d'un hectare de terrain dans une zone à forte biodiversité d'après Simpson et al. (1998), p. 181*

Région	Superficie (1000 ha.)	Nombre d'espèces de plantes	Valeur privée
Ouest de l'Équateur	250	8 750	20,63\$
Nouvelle-Calédonie	150	888	12,43 \$
Madagascar	1 000	3 550	6,86\$
Philippines	800	3 595	4,66\$
Côte du Brésil	2 000	7 500	4,42\$
Sud-ouest australien	5 470	3 630	1,22\$
Côte d'Ivoire	400	2 770	1,14\$

Simpson et al. (1996) font remarquer que ces montants – en fait des espérances mathématiques – n'incluent ni la valeur d'option des habitats actuels (dont seule la préservation rend en effet la prospection génétique possible), ni les valeurs esthétiques, morales et culturelles associées à leur simple existence⁸. La colonne de droite du tableau 1 fournit donc des bornes inférieures pour v . Selon Pearce (2005), ce seuil atteindrait dix milliards de dollars par an à l'échelle planétaire, soit le niveau agrégé des dépenses internationales (publiques et privées) explicitement consacrées à la conservation.

Ce dernier chiffre contraste fortement avec les estimations de la valeur sociale globale des services rendus par la biodiversité qui, selon certaines études (Costanza

8. Dans un article récent, Kassari et Lasserre (2004) utilisent l'approche des options réelles pour développer une méthode d'estimation de la valeur d'option la biodiversité. Quant aux bénéfices éthiques, moraux et culturels associés à la biodiversité, une manière commune de les estimer est l'évaluation contingente. Cette méthode consiste à administrer un questionnaire à un échantillon d'individus, afin de leur faire dire leurs préférences et de les exprimer en termes monétaires. Les conclusions obtenues sont toutefois souvent critiquées, parce qu'elles sont basées sur des déclarations plutôt que sur des actes, et parce que les individus interrogés ne sont pas toujours bien conscients des services rendus par certaines espèces (ainsi les défenseurs des araignées et des champignons sont-ils plutôt rares...). Pour un bon aperçu des débats sur l'évaluation contingente, voir le numéro spécial du printemps 1994 du *Journal of Economic Perspectives*.

et al., 1997, par exemple), dépasseraient les 33 billions de dollars par année⁹. Ce nombre a toutefois été beaucoup critiqué (voir la discussion et les références citées par Pearce, 2005), car il émane d'une extrapolation qui traite les valeurs marginales de $V(\cdot)$ comme des valeurs moyennes (on obtient ainsi des sommes qui peuvent dépasser le Produit Intérieur Brut mondial du moment !). Quoi qu'il en soit, un écart aussi prononcé entre valeurs privées et valeur sociale suggère que beaucoup reste encore à faire pour démontrer la valeur sociale de la biodiversité, et que la mise en œuvre des politiques de préservation sera nécessairement sujette entre-temps à de fréquentes contestations.

4. Politiques de préservation

Il est bien connu que la divergence des valeurs sociale et privée entraîne une défaillance du marché qui appelle l'intervention de l'État. Les politiques publiques de protection de la biodiversité sont ainsi relativement anciennes, nombreuses et universelles. Elles peuvent toutefois viser des cibles différentes, qui sont autant d'approximations de Δ : un ensemble d'espèces connues et jugées menacées, une variété spécifique dont la disparition dégraderait irrémédiablement un écosystème (par exemple, l'outre de mer vivant sur la côte nord-ouest du Pacifique), un habitat unique et particulièrement prisé (à l'instar de certaines forêts équatoriales), ou encore la source même d'un dommage avéré ou potentiel à la faune ou au patrimoine génétique (comme le DDT et les OGMs).

L'analyse économique peut ici instruire le régulateur à, au moins, deux niveaux : en précisant bien sûr la fonction de coût $C(\mathbf{a})$ – ce qui présuppose une description de la « technologie de régulation » mobilisée, c'est-à-dire des moyens humains et organisationnels mis en cause par une politique \mathbf{a} – et en intégrant le comportement des agents économiques dans la contrainte écologique et technique $G(\Delta; \mathbf{a}) = 0$ ¹⁰. Les prochaines sous-sections ont pour objectif de montrer la

9. Les langues anglaise et française associent des ordres de grandeurs différents aux mots « billions » et « trillions », ce qui est souvent source de confusion : 10^9 se rapporte au « billion » en anglais et au « milliard » en français, alors que 10^{12} (un million de millions) se dit « trillion » en anglais mais « billion » en français.

10. Laissée aux seuls écologistes, la spécification de la fonction $G(\Delta; \mathbf{a})$ liant les niveaux de biodiversité aux politiques adoptées donnera souvent un portrait déterministe et simpliste du comportement des agents économiques. En revanche, les économistes ont eu longtemps tendance, pour des raisons d'outillage analytique, à ignorer les non-convexités inhérentes aux écosystèmes (or la nature ne change pas de façon continue mais plutôt de manière brusque, lorsque la température ou les proportions de certains composants chimiques, par exemple, franchissent certains seuils). Grâce à une collaboration plus étroite entre économistes et écologistes, ces lacunes semblent toutefois en bonne voie d'être corrigées. Le lecteur intéressé peut ainsi consulter, par exemple, le numéro spécial de la revue *Environmental & Resource Economics* (vol. 26, 2003, p. 499-685) intitulé "The Economics of Non-Convex Eco-Systems".

pertinence et la portée de l'exercice, dans les contextes respectifs de la réforme de la loi américaine sur les espèces menacées et du Protocole de Carthagène sur la biodiversité et la biosécurité.

4.1. La Loi américaine sur la protection des espèces en danger ¹¹

La Loi américaine sur les espèces en danger (« Endangered Species Act ») date de 1973. Elle renforce la Loi de 1969 sur la conservation des espèces en danger (« Endangered Species Conservation Act »), qui avait elle-même eu pour objet d'améliorer la Loi sur la préservation des espèces en danger (« Endangered Species Preservation Act ») de 1966. Le mécanisme de protection prévu par la loi comprend quatre étapes :

1. l'inscription sur une liste des espèces considérées comme « en danger » (endangered) ou « menacées » (threatened), la première catégorie indiquant le problème le plus sérieux ;
2. la désignation des *habitats* essentiels à la survie de l'espèce en question ;
3. l'identification et la limitation des activités humaines dans ces habitats qui favorisent l'extinction, et la mise en place d'un plan de sauvetage de l'espèce ;
4. le retrait de cette espèce de la liste une fois le danger écarté.

Vingt ans après la promulgation de cette loi, en 1993, le bilan s'avère toutefois décevant. Selon le Fonds de défense de l'environnement (« Environmental Defense Fund »), moins de 10 % des espèces figurant sur les listes ont vu leur situation s'améliorer, tandis que près de 40 % ont poursuivi leur déclin. Le ratio des espèces toujours en voie d'extinction sur celui des espèces en voie de rétablissement s'élève à 1.5 sur les terres du gouvernement fédéral et à 9 sur les terrains privés.

Dès le départ, on s'est malheureusement méfié de ce que l'analyse économique aurait à dire sur la question. En 1973, le Congrès des États-Unis déclarait explicitement que des critères de nature économique ne figureraient ni dans l'inscription d'une espèce sur une liste, ni dans la décision de désigner un habitat comme critique pour la survie de cette espèce. La Cour Suprême devait plus tard entériner ce point de vue, dans un jugement rendu en 1978 sur le litige opposant la *Tennessee Valley Authority à Hill* : « the value of endangered species is incalculable, [and] it is clear from the Act's legislative history that Congress intended to halt and reverse the trend towards species extinction – whatever the cost ».

11. Le contenu de cette sous-section doit beaucoup à l'excellent article de Brown et Shogren (1998).

Pourtant, on constate maintenant que les budgets permettant de déterminer le statut d'une espèce sont inadéquats. Il n'est donc pas surprenant que l'attention apportée à une espèce donnée semble souvent découler du charisme de cette espèce ou de sa présence sur un site médiatique plutôt que d'une analyse proprement scientifique (seulement dix espèces vertébrées ont ainsi bénéficié de plus de la moitié des dépenses de protection !).

Quant aux coûts de mise en œuvre de la loi et aux incitations qui permettraient de les réduire, le sujet semble incontournable étant donné que la plupart des entités figurant sur la liste des espèces en danger vivent dans des habitats situés en majeure partie sur des terres privées. La désignation d'un terrain privé comme habitat critique constitue en effet un réel fardeau pour le propriétaire visé : limitations des activités agricoles, minières, forestières et touristiques, réductions des salaires et de la valeur foncière, intrusions et contrôle de la part d'officiers gouvernementaux, etc. C'est pourquoi plusieurs résistent activement à se voir imposer les contraintes de la loi, certains allant même jusqu'à tenter d'annihiler l'habitat ou l'espèce concernés afin de prévenir toute désignation. La coercition trouve ici ses limites et le régulateur doit désormais rechercher l'adhésion volontaire des propriétaires à la conservation des espèces menacées nichant sur leurs terres¹². Au cours de la dernière décennie, les cinquante États américains ont ainsi créé plus de deux cents programmes d'incitation : plusieurs (28 %) ont recours à des compensations financières directes, d'autres (20 %) offrent de l'aide technique et de la formation, d'autres enfin utilisent la fiscalité ou des permis d'exploitation échangeables (Shogren, 2005). Les programmes les plus sophistiqués encouragent les propriétaires à privilégier des parcelles mutuellement adjacentes de terrain, ou encore des portions de terre situées le long d'un même cours d'eau, de manière à éviter le morcellement des habitats. Certains chercheurs contestent cependant le bien fondé des compensations financières, soulignant que celles-ci ne favorisent pas le développement de l'éthique nécessaire à la conservation à long terme des espèces menacées. Quoi qu'il en soit, il appert qu'aucun des programmes actuels n'est parfait et que leur incidence respective, leurs possibles juxtapositions, leur enrichissement et leur amélioration méritent encore réflexion. Celle-ci donne actuellement lieu à des collaborations de recherche fructueuses entre économistes, juristes, écologistes et sociologues¹³.

12. Parlant des moyens coercitifs déjà utilisés par le régulateur, Shogren (2005) rapporte que plusieurs contrevenants à la Loi sur les espèces en danger ont fait face à des poursuites criminelles ; le quart d'entre eux ont par la suite purgé des peines de prison allant de 10 à 1 170 jours, le quart s'est vu infliger des amendes variant de 1 000 \$ à 50 000 \$ et de nombreux autres se sont retrouvés en période de probation. La recherche du mode optimal de poursuites et de sanctions est un sujet classique de l'analyse économique du droit mais ce cadre attend toujours d'être appliqué à la protection de la biodiversité.

13. Pour un compte-rendu des travaux les plus récents, voir Shogren (2005).

4.2. Le Protocole de Carthagène

Entré en vigueur le 11 septembre 2003, le Protocole de Carthagène pour la prévention des risques biotechnologiques traite des conditions relatives au transfert, à la manipulation et à l'utilisation des organismes vivants modifiés (OVM) qui risquent d'avoir un effet défavorable sur la biodiversité ou la santé humaine. Le traité vise essentiellement la régulation des mouvements transfrontaliers. Il autorise pour ce faire un pays donné à bloquer un certain temps l'importation d'OVM, tandis qu'est effectuée l'évaluation des risques selon une méthodologie préalablement reconnue et que sont mises en place des mesures appropriées de gestion des risques. Les pays signataires sont actuellement 119 mais plusieurs pays exportateurs d'OVM, comme les États-Unis d'Amérique et l'Argentine, ne sont pas du nombre.

Bien que les économistes aient encore une fois été peu sollicités dans l'élaboration du Protocole, la mise en œuvre de celui-ci soulève actuellement de nombreuses questions qui interpellent directement l'analyse économique.

Premièrement, l'impact de l'entrée en vigueur de ce traité sur le commerce international est un souci partagé par tous les intervenants. Une littérature croissante sur le sujet s'est surtout penchée sur les paramètres institutionnels (droits de propriété, droits de contrôle, réglementation versus auto-régulation, etc.) permettant de réconcilier commerce international, biosécurité et préservation de la biodiversité (cf. Barbier et Bulte, 2004). Il apparaît notamment que les pays en voie de développement, souvent riches en biodiversité mais disposant d'institutions relativement faibles, s'exposent à une dégradation accélérée de leurs habitats sensibles suite à la libéralisation des échanges commerciaux. Cette conclusion n'est toutefois pas une fatalité, alors que la recherche économique envisage maintenant plusieurs remèdes, dont l'information et la participation du public (cf. Tietenberg et Wheeler, 2001) afin d'endiguer la corruption.

L'inégale répartition des richesses et de la biodiversité soulève aussi la question de la distribution des responsabilités, des ressources financières et des moyens technologiques. Les pays signataires du Protocole divergent en ce qui concerne les accords collectifs qui pourraient renforcer les capacités des uns et des autres. Certains proposent l'établissement d'un fonds issu des contributions apportées par les industries biotechnologiques. D'autres opteraient plutôt pour une assistance directe en matière d'expertise dans l'élaboration des législations nationales (en particulier la formulation de seuils quantitatifs assurant la pérennité du patrimoine écologique), la mise en œuvre des cadres nationaux d'évaluation et de gestion des risques, et l'arrimage des plans nationaux aux nouvelles exigences du commerce transfrontalier. L'analyse économique du bien-fondé et de l'articulation de ces différents instruments reste à faire.

Les pays débattent enfin de la hauteur des exigences imposées aux exportateurs en matière de documentation. L'étiquetage obligatoire de toutes les cargaisons, par exemple, risquerait de pénaliser certaines contrées productrices d'OVM, dont l'économie repose lourdement sur les exportations agricoles. Les pays importateurs, en revanche, craignent de voir des conditions laxistes en matière de documentation rendre plus difficile et onéreuse l'évaluation des risques. La situation se complique ici du fait de la présence de pays non signataires du Protocole. Une contribution attendue de l'analyse économique serait la clarification de l'énoncé et des implications du controversé *Principe de précaution*, dont l'interprétation à géométrie variable représente toujours une source potentielle de conflits¹⁴. Un autre apport important serait l'analyse du jeu des coalitions (formées respectivement des pays adhérents et non adhérents au Protocole) et de ses conséquences sur la préservation de la biodiversité. À ce chapitre, il convient de noter que ce jeu n'est pas sans analogie avec celui ayant cours entre pays signataires et non signataires du Protocole de Kyoto, une situation analysée précédemment par Chander et Tulken (1997).

5. Conclusion

Cet article a offert un panorama (très personnel et sans doute incomplet) des contributions actuelles et pressenties de l'analyse économique à la préservation de la biodiversité. Celles-ci viennent tantôt clarifier la mesure de la biodiversité, tantôt préciser la valeur des services rendus par certains habitats et les sacrifices que leur préservation exigera, tantôt proposer des remèdes à l'inertie, aux résistances et aux conflits.

Puisque les décisions de préserver ou non la biodiversité dépendent de paramètres économiques comme les prix et les revenus, puisque les contraintes budgétaires et les problèmes d'incitation ne peuvent être évacués par lois et décrets, l'apport (actuel et potentiel) de l'analyse économique aux politiques de préservation de la biodiversité semble incontournable. Il s'agit maintenant d'en persuader les parties prenantes de la biodiversité, tâche qui incombe bien sûr d'abord aux économistes eux-mêmes.

14. Dans sa formulation la moins contestée, le *Principe de précaution* s'énoncerait de la façon suivante : lorsqu'une activité pose une menace de dommages graves et irréversibles à la santé humaine ou à l'environnement, des mesures préventives raisonnables devraient être prises, même si de l'incertitude scientifique demeure quant à l'évaluation des risques et aux relations de cause à effet. La signification des termes-clés d'« incertitude scientifique » et de « mesures préventives raisonnables » a récemment été précisée par Barriau et Sinclair-Desgagné (2006).

Références

- Armsworth, P. R., B. E. Kendall et F. W. Davis. 2004. "An Introduction to Biodiversity Concepts for Environmental Economists", *Resource and Energy Economics*, 26, p. 115-136.
- Barbier, E. B. et E. H. Bulte. 2004. "Introduction to the Symposium on Trade, Renewable Resources and Biodiversity", *Journal of Environmental Economics and Management*, 48, p. 883-890.
- Barrieu, P. et B. Sinclair-Desgagné. 2006. "On Precautionary Policies", à paraître dans *Management Science*.
- Brown, G. M. et J. F. Shogren. 1998. "Economics of the Endangered Species Act", *Journal of Economic Perspectives*, 12 (3), p. 3-20.
- Chander, P. et H. Tulkens. 1997. "The Core of an Economy with Multilateral Environmental Externalities", *International Journal of Game Theory*, p. 379-401.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neil, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton et M. van den Belt. 1997. "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital", *Nature*, 387, p. 253-260.
- Heal, G. 2004. "Economics of Biodiversity: An Introduction", *Resource and Energy Economics*, 26, p. 105-114.
- Heywood, V. H. 1995. *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge University Press.
- Jablonski, D. 1991. "Extinctions: A Paleontological Perspective", *Science*, 253, p. 754-757.
- Kassar, I et P. Lasserre. 2004. "Species Preservation and Biodiversity Value: A Real Options Approach", *Journal of Environmental Economics and Management*, 48, p. 857-879.
- Krutilla, J. V. 1967. "Conservation Reconsidered", *American Economic Review*, 57 (4), p. 777-786.
- Pearce, D. 2005. "Economists and Biodiversity Conservation: What Can We Contribute?", Conférence donnée en session plénière de la Conférence annuelle de la *European Association of Environmental and Resource Economists*, Brême, Allemagne, juin.

- Perrings, C., K.-G. Mäler, C. Folke, C. S. Holling, et B.-O. Jansson. 1995. *Biodiversity Loss*, Cambridge University Press.
- Pigou, A. C. 1920. *The Economics of Welfare*, London, Macmillan.
- Simpson, R. D., R. A. Sedjo et J. W. Reid. 1996. "Valuing Biodiversity for Use in Pharmaceutical Research", *Journal of Political Economy*, 104 (1), p. 163-185.
- Shogren, J. F., éditeur. 2005. *Species at Risk – Using Economic Incentives to Shelter Endangered Species on Private Lands*, Presses de l'Université du Texas.
- Solow, A. R., S. Polasky et James Broadus. 1993. "On the Measurement of Biological Diversity", *Journal of Environmental Economics and Management*, 24, p. 60-68.
- Tietenberg, T. et D. Wheeler. 2001. "Empowering the Community: Information Strategies for Pollution Control", dans *Frontiers in Environmental Economics*, édité par H. Folmer, H. L. Gabel, S. Gerking et A. Rose, Edward Elgar.
- Weitzman, M. 1998. "The Noah's Ark Problem", *Econometrica*, 66, p. 1279-1298.
- Weitzman, M. 1992. "On Diversity", *Quarterly Journal of Economics*, 106, p. 363-405.